

Gewässergütebericht 2003 / 2004 / 2005 / 2006

Gewässergütebericht 2003 / 2004 / 2005 / 2006



Mecklenburg-Vorpommern

Ergebnisse der Güteüberwachung
der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers
in Mecklenburg-Vorpommern

Impressum

Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Straße 12, 18273 Güstrow
Telefon 03843 - 777-0, Fax 03843 - 777-106
<http://www.lung.mv-regierung.de>, email: poststelle@lung.mv-regierung.de

Erarbeitet von: Bachor, Dr. Alexander; Federführung Kapitel 3 und 5 sowie Redaktion
Carstens, Dr. Marina; Federführung Kapitel 3
Klitzsch, Stefan; Federführung Kapitel 2
Korczynski, Ilona
Lemke, Gabriele; Federführung Kapitel 6
Mathes, Dr. Jürgen; Federführung Kapitel 4
Müller, Jörg
Schenk, Marianne
Seefeldt, Olaf; Federführung Kapitel 1
Schöppe, Christine
Schumann, André
Tonn, Bärbel
Weber, Mario von; Federführung Kapitel 5

Der Gewässergütebericht 2003/2004/2005/2006 ist ein Gemeinschaftsprodukt der Abteilung Wasser und Boden des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie und des Seenreferates des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit dem Gewässerkundlichen Landesdienst der Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur.

Zu zitieren als:

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004/2005/2006: Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Titelbild: See bei Karnitz auf Rügen (Foto: Seenreferat)
Rückbild: Mösselsee im Landkreis Müritz (Foto: Seenreferat)

ISSN Printausgabe: 1860-3920 (Heft + CD)
ISSN CD-ROM: 1866-4072

Herstellung und Druck: DRUCKHAUS PANZIG
Studentenberg 1a, 17489 Greifswald
Telefon 03834 - 595240, Fax 03834 - 595259
e-mail: info@druckhaus-panzig.de
www.druckhaus-panzig.de

Einzelpreis: 10,00 EUR

Güstrow, im Juni 2008

Diese Druckschrift 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 verwendet 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 verwendet 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.

Gewässergütebericht

2003 / 2004 / 2005 / 2006

**Ergebnisse der Güteüberwachung
der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers
in Mecklenburg-Vorpommern**

Vorwort

Wasser ist Leben, Wasser ist Zukunft. Sauberes Trinkwasser gehört den Prognosen nach zu den besonders knapp werdenden Ressourcen auf der Erde. Mit Blick auf mögliche Alternativen ist Wasser damit wertvoller als fossile Brennstoffe! Auch auf Mecklenburg-Vorpommerns Grund- und Oberflächengewässer wird sich der prognostizierte Klimawandel auswirken. Daher kommt es mehr denn je darauf an, Konfliktpotenziale im Interesse von Natur und Wasserhaushalt abzubauen. Hierfür haben wir jetzt hervorragende Voraussetzungen durch die Bündelung von Aufgaben und Zuständigkeiten in einem Ressort, das Schutzinteressen gleichrangig mit Nutzungsanforderungen in den ländlichen Regionen Mecklenburg-Vorpommerns zu vereinbaren hat. Erste Schritte in diese Richtung haben wir getan, weitere werden folgen.

Mit diesem Gewässergütebericht für die Jahre 2003 bis 2006 veröffentlicht das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) den nunmehr 10. Bericht dieser Art für Mecklenburg-Vorpommern. In bewährter Form bietet der Bericht kompakte Umweltinformationen und eine lückenlose Darstellung der Gewässergüte auf Basis der seit 1990 von der staatlichen Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes erhobenen Daten. Auch diesmal sind dem Bericht zahlreiche Einzelinformationen in einem gesonderten Datenanhang beigefügt. Der Bericht selbst geht weit über die bloße Datenzusammenstellung hinaus, er liefert Befundbewertungen, benennt Belastungsursachen und gibt unzählige Hintergrundinformationen.

Trotz dieser Kontinuität unterscheidet sich dieser 10. Gewässergütebericht in mehrfacher Hinsicht von seinen Vorgängern. So erstreckt sich der Berichtszeitraum jetzt über vier Jahre und der bisher vorgenommene landesweite Überblick wird um eine flussgebietsbezogene Betrachtungsweise, wie sie die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRRL) vorgibt, ergänzt. Die bewährte Gliederung des Berichts in vier Hauptkapitel zur Wasserbeschaffenheit der Fließ-, Stand- und Küstengewässer sowie des Grundwassers bleibt erhalten. Angaben zur Meteorologie und Hydrologie der betrachteten Jahre sowie - neu - eine Einführung in das flussgebietsbezogene Gewässermonitoring sind in bewährter Weise den Beschaffenheitskapiteln vorangestellt. Neben den bekannten Bewertungsverfahren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser werden zum Teil bereits neue Verfahren einbezogen, die in jüngster Zeit im Zuge der Umsetzung der EG-WRRRL entwickelt wurden. Der Bericht orientiert sich insofern an den Erfordernissen der EG-WRRRL an ein Monitoring.



Neu ist auch, dass eine ganze Reihe kleinerer Fließ- und Standgewässer erstmals bzw. seit Jahren wieder untersucht wurden. Erstmals werden in einem Gewässergütebericht für Mecklenburg-Vorpommern auch Angaben zur landseitigen Nährstoff- und Schwermetallbelastung der Küstengewässer gemacht, die bei der Bewertung regionaler Verteilungsmuster und deren Ursachen äußerst hilfreich sind. Während in vielen größeren Fließgewässern, den Küstengewässern und zahlreichen Seen die stofflichen Belastungen in der Vergangenheit insbesondere durch den Bau bzw. Ausbau kommunaler Kläranlagen deutlich gesenkt werden konnten, wurden in einer Reihe kleinerer Fließgewässer noch erhebliche Belastungen festgestellt.

Deshalb dürfen auch künftig die mit den Gewässern und dem Wasser verbundenen Akteure in ihren gemeinsamen Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässergüte nicht nachlassen.

Ich wünsche den interessierten Nutzern eine vielfältige Verwendung der zusammengetragenen Informationen.

A handwritten signature in black ink that reads "T. Backhaus".

Dr. Till Backhaus
Minister für Landwirtschaft, Umwelt und
Verbraucherschutz

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung / Summary	9
1 Die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern	16
1.1 Vorbemerkungen	16
1.2 Grundsätze der Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	16
1.3 Flussgebietseinheiten und Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern	17
2 Meteorologisch-hydrologische Verhältnisse	20
2.1 Lufttemperatur	20
2.2 Sonnenscheindauer	21
2.3 Niederschlag	24
2.4 Durchflüsse	26
3 Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer	29
3.1 Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen	29
3.2 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave	33
3.2.1 Bearbeitungsgebiet Stepenitz	33
3.3 Fließgewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene	37
3.3.1 Bearbeitungsgebiet Küste West	37
3.3.2 Bearbeitungsgebiet Warnow	41
3.3.3 Bearbeitungsgebiet Küste Ost	46
3.3.4 Bearbeitungsgebiet Peene	50
3.4 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Oder	54
3.4.1 Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow	54
3.5 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Elbe	58
3.5.1 Mecklenburgische Elbe-Messstellen	58
3.5.2 Bearbeitungsgebiet Sude	58
3.5.3 Bearbeitungsgebiet Elde/Müritz	62
3.5.4 Bearbeitungsgebiet Obere Havel	66
3.6 Landesweite Zustandseinschätzung	69
3.6.1 Einschätzung anhand der Klassifikation physikalisch-chemischer Parameter	69
3.6.2 Einschätzung der Schadstoffbelastung	75
3.6.3 Zustandseinschätzung anhand biologischer Qualitätskomponenten	94
3.7 Ausblick auf die zukünftige Fließgewässerüberwachung und -bewertung	98
4 Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer	100
4.1 Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen	100
4.2 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave	101
4.3 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene	101
4.4 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Oder	103
4.5 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Elbe	104
4.6 Landesweite Zustandseinschätzung der Trophiesituation	105
4.6.1 Zusammenstellung der im Zeitraum 2003 - 2006 untersuchten Seen	105
4.6.2 Untersuchungsergebnisse der im Zeitraum 2003 - 2006 erfassten Seen	105
4.6.3 Zur Entwicklung der Trophiesituation in Mecklenburg-Vorpommern seit 1995	109
4.7 Aktueller Stand zum Sanierungs- und Restaurierungsprogramm	110
4.7.1 Allgemeine Angaben	110
4.7.2 Fallbeispiel Tiefwareensee	111
4.7.3 Fallbeispiel Schwandter See	112
4.8 Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	114
4.8.1 Zuordnung der Seentypen	114
4.8.2 Bestandsaufnahme des ökologischen Zustands	115
4.8.3 Bestandsaufnahme der Uferstrukturen	116
4.9 Ausblick auf die zukünftige Überwachung und Bewertung der Seen	117

5	Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer	119
5.1	Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen	119
5.2	Mecklenburgische Küstengewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene	123
5.2.1	Belastungseinschätzung	123
5.2.2	Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen	124
5.2.3	Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen	131
5.2.4	Ergebnisse biologischer Untersuchungen	136
5.3	Vorpommersche Küstengewässer in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder	144
5.3.1	Belastungseinschätzung	144
5.3.2	Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen	148
5.3.3	Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen	154
5.3.4	Ergebnisse biologischer Untersuchungen	157
5.4	Ausblick auf die zukünftige Überwachung und Bewertung der Küstengewässer	165
6	Die Beschaffenheit des Grundwassers	166
6.1	Messnetze, Messprogramme, Daten- und Bewertungsgrundlagen	166
6.2	Landesweite Zustandseinschätzung	169
6.2.1	Ergebnisse physikalisch-chemischer Untersuchungen	169
6.2.2	Ergebnisse von Pflanzenschutzmitteluntersuchungen	184
6.3	Ausblick auf die zukünftige Überwachung und Bewertung des Grundwassers	186
	Literaturverzeichnis	187
	Abbildungsverzeichnis	196
	Tabellenverzeichnis	199
	Anlagenverzeichnis	203
	Anlagen (auf CD-ROM)	
	Anlagen zum Kapitel 3 „Fließgewässer“	
	Anlagen zum Kapitel 4 „Standgewässer“	
	Anlagen zum Kapitel 5 „Küstengewässer“	
	Anlagen zum Kapitel 6 „Grundwasser“	

Zusammenfassung

In dem vorliegenden 10. Gewässergütebericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern werden die Untersuchungsergebnisse, die im Rahmen der Messprogramme zur Überwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer sowie des Grundwassers im Zeitraum 2003 - 2006 im Land erhoben worden sind, beschrieben und bewertet. Den Ergebnissen der chemischen und biologischen Qualitätsüberwachung in den einzelnen Gewässerkategorien werden meteorologische und hydrologische Aspekte vorangestellt.

Hinsichtlich der meteorologischen Verhältnisse war der Untersuchungszeitraum insgesamt durch sehr hohe Lufttemperaturen gekennzeichnet. Insbesondere das Jahr 2006 wies stark positive Abweichungen von mehr als +3,0 Grad von den langjährigen Durchschnittswerten auf. Im Gegensatz zur Lufttemperatur lagen die Niederschläge, mit Ausnahme des Jahres 2006, unter den klimatologischen Mitteln, wobei das Jahr 2003 mit zu den niederschlagärmsten Jahren in der Beobachtungsreihe zählt. Entsprechend diesen meteorologischen Bedingungen blieben die mittleren monatlichen Durchflüsse in allen Jahren, von Ausnahmen abgesehen, unterhalb der langjährigen Vergleichswerte. Dabei war der westliche gegenüber dem östlichen Landesteil aufgrund höherer Niederschläge noch etwas bevorteilt.

Die in den 1990er Jahren dokumentierte positive Trendentwicklung in der Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer hat sich im Betrachtungszeitraum deutlich abgeschwächt. Insbesondere in kleinen Fließgewässern wiesen sowohl chemische als auch biologische Befunde zum Teil erhebliche Abweichungen vom guten ökologischen Zustand auf. Auf der chemischen Seite sind hierfür oft Belastungen aus kommunalen Kläranlagen, vor allem aber Stoffeinträge aus diffusen Quellen verantwortlich. Dies trifft in besonderem Maße auf die Stickstoffbelastung der Gewässer zu, die maßgeblich von den Stickstoffüberschüssen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen und den aktuellen meteorologisch-hydrologischen Bedingungen beeinflusst wird. Im Betrachtungszeitraum kam es besonders im extrem abflussreichen März 2005 zu erhöhten Stickstoffeinträgen in die Fließgewässer des Landes, was zu einem starken Anstieg der Stickstofffrachten führte. Die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen waren demgegenüber relativ unauffällig. Bei den Schwermetallen wie auch bei dem weitaus größten Teil der untersuchten organischen Schadstoff-

fe wurden die Zielvorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, wie auch die Umweltqualitätsnormen der Tochterrichtlinie zur EG-Wasserrahmenrichtlinie eingehalten. Von den Schwermetallen wiesen lediglich die Elemente Zink und Cadmium geringfügig erhöhte Werte gegenüber dem natürlichen Hintergrund auf. Bei den organischen Stoffen kam es bei einigen Pflanzenschutzmitteln zu Überschreitungen von Zielvorgaben, wobei seit Mitte der 1990er Jahre eine abnehmende Befundhäufigkeit zu verzeichnen war. Auffällig waren die Befunde einiger Arzneimittel, insbesondere Carbamezipin, Diclofenac und Metoprolol, die im Jahre 2006 erstmals seit 2001 wieder Eingang in die Messprogramme gefunden haben. In einigen Gewässern wurden lokal Schadstoffanreicherungen in Sedimenten angetroffen, die auf Belastungen aus der Vergangenheit zurückzuführen sind.

An insgesamt 372 Probestellen wurden im Berichtszeitraum die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und/oder Makrophyten untersucht. Dabei kamen der Saprobienindex sowie der Standorttypindex (STI-Trichopteren und STI-Makrophyten) zur Anwendung. Die Ergebnisse weisen ebenfalls vor allem in kleineren Fließgewässern größere Abweichungen vom guten ökologischen Zustand auf. Dabei wird deutlich, dass die Zönosen nicht nur durch saprobielle, sondern auch durch weitere Belastungsfaktoren, insbesondere strukturelle Defizite, beeinträchtigt werden. Der Köcherfliegenindex (STI-Trichopteren) zeigt für 71 %, der STI-Makrophyten für 76 % der untersuchten Gewässerabschnitte deutlichen (Güteklasse 3), dringlichen (Güteklasse 4) oder umfassenden (Güteklasse 5) ökologischen Sanierungsbedarf an. Nur etwa ein Viertel der Stellen hält mit Güteklasse 1 oder 2 die Zielvorgabe ein. Eine Gesamtbewertung der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten auf Grundlage der oben genannten Verfahren ergibt das Resultat, dass nur an etwa 20 % der Probestellen, für die alle drei Bewertungen vorlagen, sowohl der STI-Trichopteren, der STI-Makrophyten als auch der typspezifische Saprobienindex mit Güteklasse 2 oder besser bewertet wurden. Für das biologische Monitoring gemäß Wasserrahmenrichtlinie werden derzeit neue Bewertungsmethoden entwickelt. Wesentliche Verbesserungen der Bewertungsergebnisse sind allerdings nicht zu erwarten, da weitere biologische Qualitätskomponenten zu berücksichtigen sind (Phytobenthos, Fischfauna und ggf. Phytoplankton) und das jeweils schlechtere Bewertungsergebnis die

ökologische Zustandsklasse bestimmt.

Im Berichtszeitraum 2003 bis 2006 wurden insgesamt 742 Seen bzw. Seeteile bearbeitet. Die erhobenen Untersuchungsergebnisse ergaben, dass ungeschichtete Seen im Vergleich mit geschichteten Gewässern tendenziell höhere Trophielagen aufweisen. Den gleichen Gradienten weist ein Vergleich von den flächen- bzw. volumengrößeren zu kleineren Seen auf. Trophische Unterschiede werden auch von der topographischen Lage des Sees zu Belastungsquellen geprägt. Insgesamt kann mit Stand 2006 die Trophiesituation von ca. der Hälfte aller Standgewässer des Landes eingeschätzt werden, die mit 705 km² aber etwa 95 % der Gesamtseenfläche repräsentieren.

Durch den allgemeinen Rückgang der Belastungen aus den Einzugsgebieten und dem damit einhergehenden Anstieg der Fließgewässergüte seit Beginn der 1990er Jahre werden auch bei einigen Seen erste Reaktionen hinsichtlich einer Verbesserung der Wasserbeschaffenheit registriert. Die Umsetzung des Sanierungs- und Restaurierungsprogramms der Seen des Landes, an der gegenwärtig intensiv gearbeitet wird, liefert einen wesentlichen Beitrag für diese erfreuliche Entwicklung.

Die bisher praktizierte, ausschließlich auf Trophie bezogene Einschätzung der Seen wird im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie ab 2007 zur leitbildgestützten Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes weiterentwickelt. Diese Bewertung erfolgt für Seen mit einer Wasserfläche ab 50 ha. Sie ist auf den Seentyp bezogen und basiert vorrangig auf der Ausprägung von Biozöosen. Dabei werden konkret Bewertungen der Artenstruktur und -häufigkeit repräsentativer Organismengruppen und der biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/benthische Diatomeen, Makrozoobenthos, Fische) vorgenommen. Bereits im Berichtszeitraum wurde ein den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entsprechendes Konzept für ein Seenmonitoring erarbeitet, das die Untersuchung aller Wasserkörper im Zeitraum von 2007 bis 2009 vorsieht.

Durch den Neu- bzw. Ausbau mittelgroßer bis großer Kläranlagen an der Küste und im Binnenland konnte die Nährstoff- und Schadstoffbelastung der Küstengewässer in den 1990er Jahre deutlich reduziert werden. So sank der landseitige Phosphor- und Stickstoffeintrag aus dem Ostsee-Einzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns um etwa 70 % bzw. 30 %. Damit wurde die Zielstellung der Helsinki-Kommission, die Halbierung der Einträge, wohl bei Phosphor, nicht aber bei Stick-

stoff, erreicht. In Folge der verringerten Nährstoffbelastung sind in einigen Gewässern erste Anzeichen einer Remesotrophierung zu erkennen. Die oligohalinen inneren Küstengewässern an der vorpommerschen Küste wiesen aber einen unvermindert hohen Trophiegrad auf. In diesen Gewässern treten gleichermaßen Defizite in der chemischen wie biologischen Gewässergüte auf.

Schadstoffuntersuchungen fanden in den Küstengewässern vorrangig in Sedimenten und Biota statt. Während die wenigen Wasseruntersuchungen keine besonderen Auffälligkeiten zeigten, bestätigten die Sedimentuntersuchungen die aus früheren Berichten bekannten Verteilungsmuster der Schadstoffbelastung: erhöhte Schadstoffanreicherungen im Oderästuar (Cd, Zn, Pb, PAK), in der Unterwarnow (Cd, Zn, Cu, Hg, PAK, PCB) und in Hafengebieten (TBT, PAK, Cu). In Miesmuscheln wurden in einigen Regionen leichte bis deutliche Anreicherungen von Cu und Zn nachgewiesen, wobei die Variabilität zwischen den Befunden der sechs untersuchten Standorte gering ausfiel. Stärkere regionale Belastungsunterschiede waren demgegenüber bei den untersuchten organischen Schadstoffen (DDT, PCB) festzustellen. Hier wurden im Vergleich mit anderen Küstenbereichen die mit Abstand höchsten Anreicherungen in Tieren aus der Unterwarnow nachgewiesen.

Im Jahr 2006 trat eine besonders intensive Cyanobakterienblüte in der Ostsee auf, die bis Ende August anhielt. Die windarme Wetterlage und die ungewöhnlich hohe Wassertemperatur begünstigte die Ausbildung von riesigen Algentepichen, die zeitweise vom Wind auch an die Strände Mecklenburg-Vorpommerns verdriftet wurden.

Der 2004 bis 2006 vorgefundene Zustand der Makrophytengemeinschaft weicht in den inneren Küstengewässern teilweise um mehrere Klassen vom guten ökologischen Zielzustand ab. Durch die hohe Nährstoffbelastung und das schlechte Lichtklima sind störungsempfindliche Arten in den meisten Bodden kaum mehr vorhanden. Die untere Verbreitungsgrenze liegt nur noch bei ein bis zwei Metern. Der Zielzustand für die Bodden und Haffe - sehr gute Sichtbedingungen und eine fast durchgehende Besiedlung mit Makrophyten - ist nur durch eine deutliche Reduzierung der Nährstoffgehalte zu erwarten.

Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeigt starke Schädigungen durch Sauerstoffmangel in den tieferen Bereichen der Mecklenburger und Pommerschen Bucht. Nach der extremen Sauerstoffmangelperiode

2002 und der anschließenden Wiederbesiedlung der Böden, führte ein weiterer starker Sauerstoffmangel 2005 zu einem erneuten Zusammenbruch der Lebensgemeinschaft in der Mecklenburger Bucht. Der Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee hat nur zu einem geringen Teil natürliche Ursachen und wird nachweislich größtenteils durch Einträge von Nährstoffen und organischen Substanzen verursacht. In den Tiefenbereichen 10 und 15 Meter ist die Lebensgemeinschaft dagegen weitgehend ungestört.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfordert erstmals auch in den inneren Küstengewässern eine Untersuchungen und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos, um den ökologischen Zustand in allen Wasserkörpern einschätzen zu können. Seit 2004 liegen erste Untersuchungen zu den Bewertungsverfahren für Phytoplankton und Makrophyten vor. Die Ergebnisse der Klassifizierung dokumentieren einen mäßigen bis unbefriedigenden ökologischen Zustand der inneren Küstengewässer. Der gute ökologische Zustand ist in keinem Küstenwasserkörper zu finden.

Beim Grundwasser gibt es nach wie vor Defizite im oberflächennahen Grundwasserleiter. Insbesondere beim Nitrat konnte zwar eine etwas geringere Anzahl von Messstellen mit Überschreitungen der Qualitätsnorm der Grundwasserrichtlinie der EU festgestellt werden, jedoch gibt es auch eine Reihe von Messstellen mit sehr hohen absoluten Konzentrationen, die um ein Vielfaches die Qualitätsnorm verfehlen. Maßgebliche Eintragspfade sind auch weiterhin die Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung der Flächen. Insbesondere in Gebieten mit der direkten Möglichkeit des Zutrittes der belasteten Sickerwässer in das Grundwasser aufgrund fehlender bindiger Deckschichten gibt es einen unmittelbaren Zusammenhang zu den genannten anthropogenen Einträgen.

An mehr als einem Viertel der Messstellen und in sehr vielen Grundwasserkörpern gab es 2006 auch eine Überschreitung des Schwellenwertes der Grundwasserrichtlinie für Ammonium. Dies stellt zum letzten Berichtszeitraum eine Erhöhung dar. In der Regel werden hohe Konzentrationen dort gefunden, wo geringe Nitratwerte festgestellt werden. Die Ursache liegt hier in den reduzierenden Verhältnissen im Grundwasserleiter, da die Sauerstoffgehalte mit zunehmender Tiefe abnehmen und die eingetragenen Stickstoffverbindungen zeitnah umgewandelt werden.

Im Ergebnis der Bewertung des aktuellen Zustandes

der Grundwasserkörper zeigte sich dementsprechend, dass einige Grundwasserkörper derzeit im schlechten Zustand sind, woraus die Notwendigkeit der Ergreifung von Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrages in den lokal belasteten Gebieten resultiert, um den guten Zustand bis 2015 zu erreichen.

Die rückläufige PSM-Befundhäufigkeit in den Fließgewässern konnte beim Grundwasser ebenfalls bestätigt werden. Hier gibt es bei der messstellenbezogenen Auswertung eine auffallend positive Bilanz, die unter anderem auf die detaillierte Befundmeldung und die darauffolgende Fundaufklärung auf Bundesebene zurückzuführen ist.

Mit der Umstellung des Messnetzes auf die Anforderungen der WRRL wird ein gezielteres Monitoring des oberen, großräumig zusammenhängenden, Grundwasserleiters angestrebt. Auf Basis der Bestandsaufnahme nach WRRL wurde ein Messnetz konzipiert, das gezielt die räumliche und zeitliche Überwachung der ausgewiesenen Belastungsbereiche ermöglichen soll. Zusätzlich werden hiervon Informationen erwartet, die hinsichtlich der konkreten räumlichen Verbreitung und der landesweiten Gesamtentwicklung eine Konkretisierung der notwendigen Maßnahmen ermöglichen sollen.



Summary

The present 10th Water Quality Report of the Federal State of Mecklenburg-Western Pomerania describes and evaluates the results of the measurement programmes to monitor the quality of running, standing and coastal waters as well as groundwater in the period from 2003 to 2006. The report covers the results of the chemical and biological investigations as well as a description of meteorological and hydrological aspects.

As regards the meteorological conditions, the period of investigation was all in all characterised by very high air temperatures. The year 2006 in particular showed strongly positive deviations of more than +3.0 degrees from the long-term averages. In contrast to the air temperature, precipitation was below the climatological averages, except for 2006. The year 2003 was even one of the years with the lowest precipitation ever recorded within the observation series. According to these meteorological conditions, the average monthly flow rates of all years, with some exceptions, remained below the long-term average values. However, the western part of the state still had a slight advantage over the eastern part on account of higher precipitation levels.

The positive trend in the quality of river water documented in the 1990s has considerably decreased during the period of observation. It was particularly in small rivers and brooks that both the chemical and the biological results showed some significant deviations from the good ecological status. From the chemical point of view, such deviations are partly due to inputs from municipal waste water treatment plants, but mainly caused by inputs from diffuse sources. This particularly refers to the waters' nitrogen load which is significantly affected by the nitrogen surplus on agricultural land and the current meteorological-hydrological conditions. During the period of observation, particularly the month of March 2005 which was characterized by extremely high discharges showed increased nitrogen inputs into the state's running waters which resulted in a strong increase of the nitrogen loads. In contrast, the monitoring results regarding pollutants were relatively unremarkable. The quality objectives of the German Working Group on Water Issues of the Federal States and the Federal Government (LAWA) as well as the environmental quality standards of the daughter directive to the EC Water Framework Directive were met for heavy metals as well as for most of the investigated organic pollutants. Of the heavy

metals, only the elements zinc and cadmium showed slightly increased values compared to the natural background. With respect to the organic substances, some pesticides exceeded the quality objectives, but on the whole a decreasing trend can be noted since the middle of the 1990s. What was striking were the findings regarding some medical drug components, in particular Carbamezipin, Diclofenac and Metropolol, which for the first time since 2001 found their way back into the measurement programmes in the year 2006. In some water bodies, local pollutant enrichments in sediments were encountered that are attributable to loads of the past.

Within the reporting period, the biological quality components macrozoobenthos (benthic invertebrate fauna) and/or macrophytes were examined at a total of 372 stations. In the process, the saprobic index (SI) as well as the type-specific riverine index (in German: Standorttypie-Index STI, consisting of a trichoptera and a macrophyte index) were applied. The results also show larger deviations from the good ecological status, particularly in smaller rivers and brooks. Here, it becomes evident that the biocoenoses are not only impaired by saprobic, but also by other degradation factors, in particular structural deficits. The trichoptera index (STI-trichoptera) indicates for 71 %, the macrophyte index (STI-macrophytes) for 76 % of the examined sites a considerable (quality category 3), urgent (quality category 4) or extensive (quality category 5) need for ecological remediation. Only about one quarter of the sites meet the objective with quality category 1 or 2. An overall evaluation of the quality components macrozoobenthos and macrophytes yields the result that only about 20 % of the sites were equally classified as quality category 2 or better by each of these methods (type-specific saprobic index, trichoptera index and macrophyte index). New evaluation methods are being developed for biological monitoring according to the Water Framework Directive. However, it is not to be expected that the new methods will paint a much brighter picture as similar components will be used (e.g. type-specific saprobic index and a general degradation index similar to the STI). Furthermore, the overall evaluation will be carried out on a worst case basis and there will be more biological quality elements to be considered (phytoplankton, phytobenthos and fish in addition to macrozoobenthos and macrophytes).

During the reporting period from 2003 to 2006, a

total of 742 lakes or parts of lakes were investigated. The collected results revealed that non-stratified lakes compared with stratified water bodies tend to have higher trophic levels. A comparison between lakes larger in area or volume and smaller lakes shows the same gradient. Trophic differences are also influenced by the topographic exposition of the lake to load sources. Based on the data collected until 2006 it was possible to evaluate the trophic situation of approx. 50 % of all standing waters of the federal state. Thus a lake area of 705 km² representing 95 % of the total lake area was covered.

As a result of the general reduction of loads from the catchment areas and accordingly an increase in the river water quality since the beginning of the 1990s, first reactions regarding a water quality improvement are recorded for some lakes. The implementation of the Redevelopment and Restoration Programme of the Mecklenburg-Western Pomeranian lakes, which is presently being intensely worked on, has a considerable share in this pleasant development.

The lake evaluation method carried out until now, which was exclusively based on trophy, will be further developed to become a reference-based evaluation system for the classification of the ecological water body status according to the Water Framework Directive. This classification will be applied to lakes with a water area of 50 ha and more. It refers to a specific lake type and is mainly based on the characteristics of biocoenoses. In the process, specific evaluations of the species structure and abundance of representative groups of organisms and the biological quality components (phytoplankton, macrophytes/benthic diatoms, macrozoobenthos, fish fauna) are made. During the reporting period, a lake monitoring concept has already been prepared according to the requirements of the Water Framework Directive scheduling the investigation of all water bodies in the period from 2007 to 2009.

As a result of building new or extending medium- and largesized waste water treatment plants on the coast and inland, the nutrient and pollutant load of the coastal waters could be considerably reduced in the 1990s. Thus, the landbased phosphorus and nitrogen input from the Mecklenburg-Pomeranian Baltic Sea catchment area decreased by approx. 70 % or 30 % respectively. This way the objective of the Helsinki Commission, i.e. halving of inputs, was in fact achieved for phosphorus, but not for nitrogen. Due to the reduced nutrient load, first signs of remesotrophication can be recognised in some water bodies. The oligohaline inner coastal waters, so-called Bodden, at the Western

Pomeranian coast, however, showed an invariably high trophic level. Deficits of the chemical as well as the biological water quality occur in equal measure in these water bodies.

Pollutant investigations of the coastal waters were preferentially made in sediments and biota. Whereas the few water investigations revealed no special irregularities, the sediment investigations confirmed the pollutant load distribution patterns known from earlier reports: increased pollutant enrichments in the Oder Estuary (Cd, Zn, Pb, PAH), in the Unterwarnow Estuary (Cd, Zn, Cu, Hg, PAH, PCB) and in waterfront areas (TBT, PAH, Cu). In some regions, minor up to significant Cu and Zn enrichments were proven in mussels, the variability of the findings of the six investigated stations being marginal. In contrast, stronger regional load differences were observed in the investigated organic pollutants (DDT, PCB). Here, compared to other coastal areas, the by far highest enrichments in animals from the Unterwarnow Estuary were proven.

In 2006, a particularly intensive cyanobacterial bloom occurred in the Baltic Sea, lasting until the end of August. The meteorological conditions with little wind and the unusually high water temperature favoured the development of vast accumulations of algae on the water surface, which were also temporarily drifted onto the Mecklenburg-Western Pomeranian beaches by the wind.

The status of the macrophyte community found in the inner coastal waters from 2004 to 2006 partly deviates from the good ecological target status by several classes. As a result of the high nutrient load and the poor light climate, sensitive species are scarcely existing in most of the Bodden areas. The depth distribution limit is only situated at one to two metres. The target status for the Bodden areas and lagoons/estuaries - very good visual conditions and an almost constant colonisation with macrophytes - can only be expected through a definite reduction of the nutrient contents.

The macrozoobenthos community shows severe damages caused by oxygen deficiencies in the deeper areas of the Mecklenburg and Pomeranian Bay. After the extreme period of oxygen deficiency in 2002 and the subsequent recolonisation of the seafloor, another strong oxygen deficiency in 2005 caused a new collapse of the biocoenosis in the Mecklenburg Bay. Only a minor part of the oxygen deficiency in the western Baltic is due to natural causes and is demonstrably mostly due to inputs of nutrients and organic substances. In the depth range between 10 and 15 metres on the

contrary, the biocoenosis is largely undisturbed.

The implementation of the Water Framework Directive for the first time also requires an investigation and evaluation of the biological quality components phytoplankton, macrophytes and macrozoobenthos in the inner coastal waters in order to be able to evaluate the ecological status of all water bodies. First investigations on the evaluation methods for phytoplankton and macrophytes have been available since 2004. The classification results document a moderate up to poor ecological status of the inner coastal waters. The good ecological status is found in none of the coastal water bodies.

The groundwater still shows deficits in the near-surface aquifer. Particularly for nitrate, a slight decrease of the number of measurement stations exceeding the quality standard of the EC Groundwater Directive could be determined, however, there are a lot of measurement stations showing values with very high absolute concentrations that exceed the quality standard by far. The nitrogen inputs from agricultural land use will continue to be an important pathway. With respect to the surface geology, there is a direct connection to anthropogenic inputs.

The threshold value for ammonium was also exceeded at more than a quarter of the measurement stations in 2006. Compared with the last reporting period, this constitutes an increase. Generally, high concentrations are found where low nitrate values are determined. This is caused by the reducing conditions in the groundwater, as the oxygen contents decrease with increasing depth and the available nitrate compounds are promptly converted.

The decreasing frequency of pesticide findings in running waters could also be confirmed for groundwater. Here, the evaluation related to the measurement stations shows a strikingly positive balance, which among others is attributable to the detailed notification of findings and the subsequent clarification of the findings at federal level.

With the adaptation of the network of measurement stations to the requirements of the EC-WFD, it is strived for a more specific monitoring of the upper aquifer being connected over a large area. On the basis of the review according to the EC-WFD, a network of measurement stations was designed which shall specifically enable monitoring of the designated load areas, and we can expect additional information on the areal distribution but also on the overall development.

1 Die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern – Gewässerüberwachung im Zeichen der EG-Wasserrahmenrichtlinie

1.1 Vorbemerkungen

Im Jahre 2000 erließen das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union die *Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, kurz EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) genannt. Die Richtlinie wurde am 22. Dezember 2000 im Amtsblatt der Europäischen Union veröffentlicht und trat mit ihrer Veröffentlichung in Kraft.

Nach Artikel 8 der WRRL waren für die Überwachung der Oberflächengewässer und des Grundwassers sowie für bestimmte Schutzgebiete bis Ende 2006 Programme anwendungsbereit aufzustellen, die einen zusammenhängenden und umfassenden Überblick über den Zustand der Gewässer ermöglichen. Bei den Oberflächengewässern umfassen die Programme die Überwachung des ökologischen und chemischen Zustands. Bei erheblich veränderten und künstlichen Gewässern sind das ökologische Potential und der chemische Zustand zu überwachen. Bei Grundwasserkörpern umfassen die Programme die Überwachung des chemischen und mengenmäßigen Zustands. Bei Schutzgebieten sind im Besonderen gemäß Art. 8 und Anhang V Nr. 1.3.5 WRRL Überwachungsprogramme aufzustellen, um die speziellen Anforderungen der gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften zu ergänzen.

Der Berichtszeitraum stellt einen Übergang von der bisher in Mecklenburg-Vorpommern praktizierten Gewässerüberwachung, die Grundlage für die Bestandsaufnahme war, hin zu einem vollständig richtlinienkonformen Gewässermonitoring dar. Der Bericht stellt insoweit sowohl die auf der bisherigen Verfahrensweise und Methodik gewonnenen Ergebnisse dar, berücksichtigt aber gleichzeitig die in diesen Zeitraum fallende Entwicklung von Überwachungsprogrammen, die den Anforderungen der WRRL entsprechen.

Die Überwachung des Zustandes der Gewässer ist das von der WRRL vorgesehene Kontrollinstrument für die Erfüllung der von der Europäischen Kommission vorgegebenen Umweltziele, insbesondere der Sicherung oder Verbesserung des Zustands der Gewässer. Die Untersuchungen müssen dazu zuverlässige und reproduzierbare Aussagen ermöglichen.

In dem Bericht sind sowohl die Anforderungen an das Monitoring als auch die nach WRRL vorgesehene Bewirtschaftung nach Flussgebietseinheiten bereits berücksichtigt. Dies spiegelt sich insbesondere in der grundsätzlichen Orientierung an den europäischen Vorgaben, der Gliederung der Berichtskapitel nach den Flussgebietseinheiten, soweit dies für die Darstellung der Ergebnisse zweckmäßig war, und in dem den Kapiteln jeweils angefügten Ausblick

auf die seit 2007 laufenden richtlinienkonformen Überwachungsprogramme wider.

1.2 Grundsätze der Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Zu den wichtigsten Zielen des Monitorings zählen:

- Überprüfung und Aktualisierung der vorläufigen Ergebnisse der Bestandsaufnahme sowie Überprüfung der Einhaltung der Umweltziele,
- Ermöglichung einer EU-einheitlichen Klassifizierung der Gewässer,
- Beobachtung langfristiger Entwicklungen und Ermittlung von Trends,
- Hilfe bei der Planung und Erfolgskontrolle von Maßnahmen,
- Feststellung des Ausmaßes und der Auswirkungen von Verschmutzungen sowie
- Überwachung von Schutzgebieten.

Für eine Gewässerzustandsbewertung sind zuverlässige und vergleichbare Ergebnisse eine wesentliche Voraussetzung. Zu diesem Zweck werden international abgestimmte Probenahme-, Analyse- und Bewertungsverfahren eingesetzt, soweit entsprechende standardisierte Verfahren verfügbar sind. Für die biologischen Qualitätskomponenten wurden deutschlandweit einheitliche Beprobungs- und Bewertungsverfahren entwickelt. Die Klassengrenzen der biologischen Bewertung wurden im europäischen Interkalibrierungsprozess geeicht, um ein einheitliches Verständnis der Zustandsbewertung der Wasserkörper (sehr guter, guter, mäßiger Zustand) zu erreichen. Darüber hinaus berücksichtigen die Überwachungsprogramme Anforderungen aus weiteren EG-Richtlinien (z. B. die FFH-Richtlinie, die Nitratrichtlinie und die Richtlinien über Fischerei- und Muschelgewässer) sowie aus dem Meeresschutzabkommen HELCOM und dem Vorschlag zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG vom 17.07.06 (Tochterrichtlinie Prioritäre Stoffe).

Die Ergebnisse des Monitorings dienen insbesondere der Überwachung der für die Flussgebietseinheiten in Artikel 4 WRRL festgelegten Umweltziele. Darüber hinaus bilden sie die Grundlage für die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme. Aufgrund der Anforderungen der WRRL war eine Anpassung der bestehenden Gewässerüberwachung notwendig. In Kombination mit Belastungsanalyse und Analogieschlüssen wird durch die Messungen im Gewässer eine flächendeckende Gewässerbewertung und eine belastbare Grundlage für den wasserwirtschaftlichen Vollzug geschaffen.

1.3 Flussgebietseinheiten und Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern

Europa ist durch die EG-WRRL in insgesamt 123 Flussgebietseinheiten aufgeteilt. Deutschland hat Anteil an 10, Mecklenburg-Vorpommern an 4 Flussgebietseinheiten. Dies sind die FGE Elbe (27 % des Landesterritoriums), Oder (10 %) und Schlei/Trave (4 %). Die Flussgebietseinheit Warnow/Peene liegt vollständig auf Landesterritorium, sie nimmt rund 59 % seiner Fläche ein. Aus Gründen einer effektiven Bearbeitung sind die Flussgebietseinheiten in sogenannte Bearbeitungsgebiete (Teileinzugsgebiete) unterteilt. Die **Abbildungen 1.1 bis 1.3** und die **Tabelle 1.1** geben einen Überblick über die Flussgebietseinheiten in Deutschland und die Flussgebietseinheiten und die Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie ist zuständige Behörde im Sinne der WRRL für die Flussgebietseinheit Warnow/Peene, in den übrigen Flussgebietseinheiten arbeitet es mit den verantwortlichen Stellen außerhalb Mecklenburg-Vorpommerns zusammen.

Tab. 1.1: Die Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern und ihr Flächenanteil an den Flussgebietseinheiten

Flussgebietseinheit	Fläche in km ²	Bearbeitungsgebiete M-V	Fläche in km ²
Warnow/Peene	13.535	Küste West	1135
		Warnow	3291
		Küste Ost	3982
		Peene	5127
		Flächensumme M-V	13.535
Elbe	148.268	Sude	2259
		Elde/Müritz	3103
		Obere Havel	846
		Flächensumme M-V	6.208
Oder	122.512	Uecker/Zarow	2374
		Oderzuflüsse	62
		Flächensumme M-V	2.436
Schlei/Trave	6.184	Stepenitz	869
		Flächensumme M-V	869



Abb. 1.1: Die Flussgebietseinheiten in Deutschland nach der Wasserrahmenrichtlinie
 Maßstab 1 : 4.000.000, Quelle: Umweltbundesamt, Februar 2000

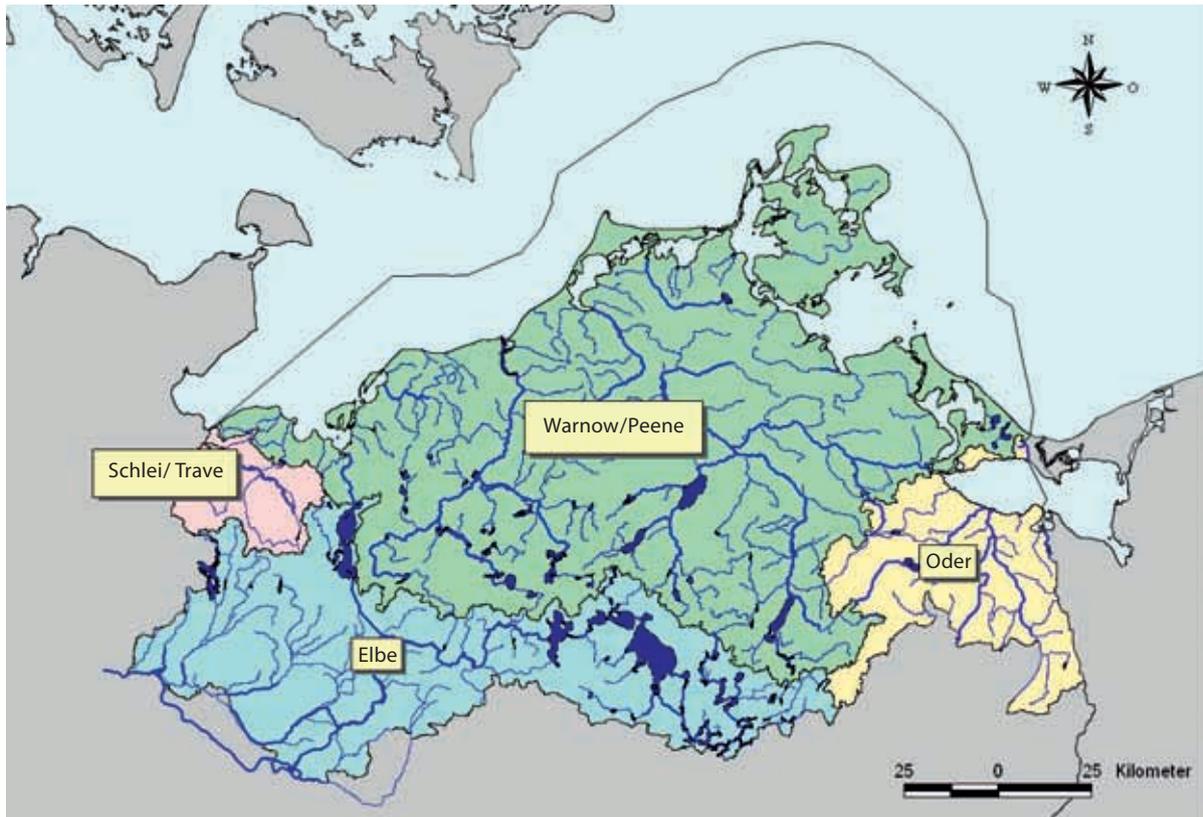


Abb. 1.2: Mecklenburg-Vorpommerns Anteil an den Flussgebietseinheiten

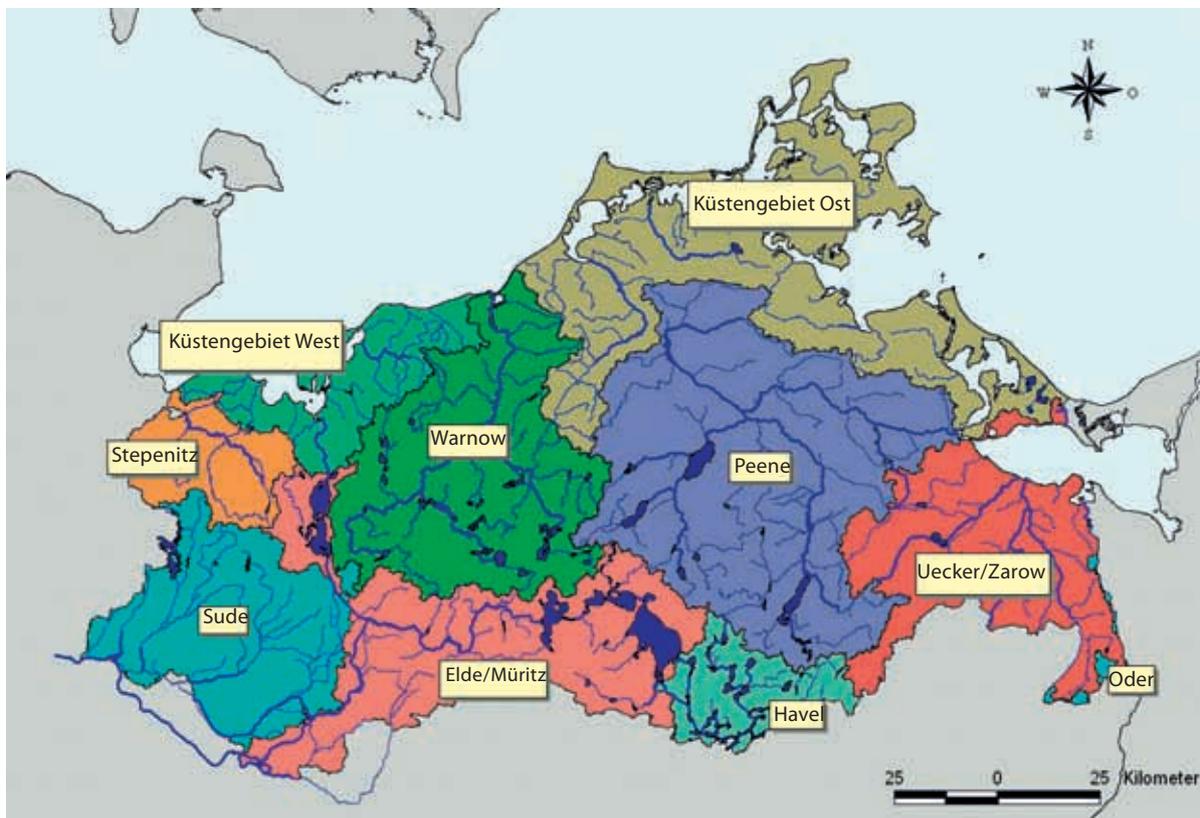


Abb. 1.3: Die Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern

2 Meteorologisch-hydrologische Verhältnisse

2.1 Lufttemperatur

Die Jahresmitteltemperaturen von **2003 bis 2006** lagen in Mecklenburg-Vorpommern durchweg oberhalb der klimatologischen Durchschnittswerte der Reihe 1961-1990. Die insgesamt höchste Jahresmitteltemperatur trat, bezogen auf gesamt Mecklenburg-Vorpommern, mit 9,8 °C im Jahr 2006 auf, gefolgt von 2005 mit 9,2 °C, 2003 mit 9,1 °C und schließlich dem Jahr 2004 mit 9,0 °C. Der langjährige Durchschnittswert beträgt 8,2 °C.

Von den 48 Monaten der vier Berichtsjahre wurden beispielsweise an der Station Schwerin in 37 Monaten (77 %), an der Station Warnemünde in 40 Monaten (83 %) und an der Station Ueckermünde in 36 Monaten (75 %) die langjährigen Monatsdurchschnittswerte erreicht oder überschritten (**Abb. 2.1**).

Im Folgenden werden die Temperaturcharakteristika in den einzelnen Jahren auf der Basis von Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) noch etwas näher beschrieben.

Das Jahr **2003** brachte im Sommer (August) vor allem im südlichen Raum Deutschlands örtlich neue Rekordwerte bei den Tageshöchstwerten der Lufttemperatur. In Mecklenburg-Vorpommern waren die Sommermonate ebenfalls überdurchschnittlich warm, aber unter dem ausgleichenden Einfluss der Ostsee (und Nordsee) blieben die bisherigen Spitzenwerte unangetastet. Der Tageshöchstwert wurde am 12.08. an der Station Boizenburg mit 35,0 °C registriert, dahinter folgte Teterow mit 34,9 °C am 20.07.

Bis auf den Februar und Oktober lagen in allen anderen Monaten die Monatsmittelwerte über den langjährigen Durchschnittswerten. Die Sommermonate Juni bis August erreichten im Landesmittel mit rd. +2,3 bis +2,4 Grad die höchsten positiven Abweichungen. Überdurchschnittlich kalt war es hingegen im Februar (-2,1 Grad Abweichung) und insbesondere im Oktober (-2,9 Grad Abweichung).

Der Februar besaß zwar mit durchschnittlich -1,9 °C die niedrigste Monatsmitteltemperatur, die absolut niedrigsten Temperaturen traten aber im Januar auf. Hier wurden als tiefste Werte -19,8 °C in Neubrandenburg am 07.01. und -18,8 °C in Barth am 06.01. aufgezeichnet.

Ausdruck der vielen überdurchschnittlich warmen Monate ist auch die Anzahl der registrierten Sommertage ($T_{\max} >= 25$ °C) und heißen Tage ($T_{\max} \geq 30$ °C). So gab es an den Stationen Schwerin und Neubrandenburg mit jeweils 22 Sommertagen bzw. 4 heißen Tagen ca. die doppelte Anzahl dieser Tage als im langjährigen Durchschnitt.

Bei den Frosttagen ($T_{\min} < 0$ °C) war an diesen beiden Stationen ebenfalls ein Mehr von 6 bis 10 Tagen zu verzeichnen, bei Eistagen ($T_{\max} < 0$ °C) hingegen wurden die langjährigen Durchschnittswerte leicht verfehlt.

Das Jahr **2004** war insgesamt nur geringfügig kälter als das Jahr 2003 (-0,1 Grad) und zeichnete sich dabei gegenüber diesem bei den Monatsmittelwerten durch etwas moderatere Abweichungen von den langjährigen Werten aus.

Wärmster Monat war der August mit rd. 18,5 °C im Landesdurchschnitt. Er lag 1,8 Grad über dem langjährigen Mittel. Die höchste Tageshöchsttemperatur wurde erneut in Boizenburg gemessen und betrug am 05.08. 31,2 °C. Mit Januar, Juni und Juli gab es drei Monate mit - allerdings nur leichten - negativen Abweichungen von den langjährigen Monatsmitteln.

Wenn auch nicht besonders stark von den Durchschnittswerten nach oben abweichend, so können die beiden Wintermonate Februar und Dezember doch als relativ mild eingestuft werden. Im Februar mit einer Mitteltemperatur von rd. 2,3 °C traten in der ersten Monatsdekade örtlich Höchsttemperaturen von über 14°C auf (Boizenburg 14,9 °C). Im geringfügig zu kalten Januar waren im Allgemeinen die Tiefstwerte zu verzeichnen (Ueckermünde -12,1 °C am 05.01.).

Während sich 2004 die Anzahl der heißen Tage und der Sommertage ungefähr im normalen Rahmen bewegte, gab es vor allem zu wenig Eistage (um die -10 Tage) und Frosttage (um die -15 Tage).

Auffallendstes Merkmal der Lufttemperatur im rd. 1 Grad zu warmen Jahr **2005** war der außergewöhnlich warme Januar mit einer mittleren Temperatur von rd. 3,3 Grad, bzw. einer mittleren Abweichung von +3,7 Grad. Die ersten beiden Dekaden dieses Monats wiesen fast durchweg positive Tagesmitteltemperaturen auf, wobei am 10.01. mit über 12 °C und teilweise bis nahe 15 °C (Boizenburg 14,7 °C) an den Stationen besonders hohe Tageshöchsttemperaturen in einem Januar registriert wurden. Erst zum Monatsende hin fielen die Tagesmitteltemperaturen in den negativen Bereich.

In etwa temperaturnormal bzw. den langjährigen Durchschnittswerten entsprechend waren die Monate Februar, März, Juni, August, November und Dezember; also die Hälfte aller Monate. In den übrigen Monaten (mit Ausnahme des Januar) betrug die Abweichungen bei den Monatsmitteln zwischen 0,8 (Mai) und 2,1 Grad (September).

Besonders erwähnenswert sind auch die Tageshöchsttemperaturen im Mai. Diese, und nicht etwa die Höchsttemperaturen von Juli oder August, stellten zugleich überwiegend die Jahreshöchsttemperaturen dar. Am 28.05. wurden beispielsweise in Boizenburg 33,2 °C und in Schwerin 32,9 °C als Spitzenwerte gemessen.

Im Allgemeinen gab es 2005 einen leichten Überschuss bei den Sommer- und Frosttagen, hingegen aber auch Defizite bei den Eistagen (rd. 10).

Das Jahr **2006** war das mit Abstand wärmste der hier betrachteten Jahre (9,8 °C Durchschnittstemperatur). Dazu beigetragen haben vor allem ein extrem warmer Juli und Dezember. Die restlichen Monate des zweiten Halbjahres wiesen z.T. ebenfalls stark positive Abweichungen von mehr als +3,0 Grad von den langjährigen Durchschnittswerten auf. Demgegenüber standen aber auch ein ziemlich kalter Januar und März mit Temperaturabweichungen von jeweils -2,2 Grad im Landesdurchschnitt.

Mit einer Monatsmitteltemperatur im Juli von 22,8 °C, gemessen an der Station Boizenburg, wurde der langjährige Durchschnittswert gleich um +6,1 Grad übertroffen. An den anderen Stationen lagen die Abweichungen überwiegend zwischen +5,0 und +6,0 Grad. Solch hohe Monatsmitteltemperaturen wurden seit Beginn der Wetteraufzeichnungen des DWD an diesen Stationen noch nicht registriert. In Elbnähe (Boizenburg, Marnitz) kletterten die Temperaturen am 20.07. bis auf 36,1 °C als Höchstwerte. Hinzuweisen ist auf die zugleich extrem hohe Sonnenscheindauer im Juli, die im nächsten Abschnitt näher beschrieben wird.

Bezüglich der positiven Temperaturabweichungen gab es ganz ähnliche Verhältnisse im Dezember. Im Durchschnitt von Mecklenburg-Vorpommern betrug das Monatsmittel 6,3 °C, was um +5,0 Grad über dem langjährigen Normalwert liegt. In Küstennähe blieben die Tagestiefsttemperaturen fast ausnahmslos über den ganzen Monat oberhalb der 0 °C-Marke. Die Tagesmitteltemperaturen stiegen zeitweise auf über 10 °C. Auch für den Dezember gilt, dass in diesem Monat noch nie so hohe Monatsmittel seit Beginn der Wetteraufzeichnungen des DWD gemessen wurden.

Im Jahr 2006 gab es einen starken Überschuss an Sommer- und heißen Tagen, während die Anzahl der Frost- und Eistage wegen des warmen Dezembers etwas unter dem Durchschnitt blieben.

2.2 Sonnenscheindauer

Das sonnenscheinreichste Jahr war 2003 mit einem Plus gegenüber dem langjährigen Durchschnitt 1961-1990 von rd. 350 Stunden (rd. 120 %), gefolgt von 2005 mit rd. +250 h (rd. 115 %), 2006 mit rd. +150 h (rd. 110 %) und 2004 mit in etwa den Durchschnittswerten. Diese Angaben beziehen sich auf ein Flächenmittel von M-V, wobei natürlich regionale Unterschiede bestehen (**Abb. 2.2**). In der Regel, so zeigen auch diese Auswertungen, weist die Station Arkona auf der Insel Rügen von den hier einbezogenen Stationen die höchsten Werte auf.

Die hohe Sonnenscheindauer des Jahres **2003** resultiert daraus, dass in fast allen Monaten die langjährigen Werte z.T. deutlich überschritten wurden. Nur im Januar blieb die Sonnenscheindauer unterdurchschnittlich, im November entsprach sie dem Durchschnitt. Von den absoluten Abweichungen her betrachtet, gab es im März, April und September mit jeweils rd. +60 h besonders viel Sonnenschein. Die

Kombination aus hohen Lufttemperaturen, hoher Sonnenscheindauer und geringen Niederschlägen führte im August zum Begriff „Jahrhundertssommer“.

Von den Stationen war Arkona bei den absoluten Werten mit 2.175 Stunden der Spitzenreiter, bei den relativen, auf den langjährigen Durchschnitt bezogenen, Werten war es Schwerin mit 128 % (2.038 h).

Im Jahr **2004** gab es in den Monaten Mai bis Juli einen leichten „Einbruch“ hinsichtlich der Sonnenscheindauer. Allein im Juni fehlten durchschnittlich über 50 h an den langjährigen Normalwerten. Das Defizit, welches dadurch verursacht wurde, konnte aber insgesamt durch sonnenscheinreiche Monate wie den April und September und die anderen, meist leicht über dem Durchschnitt liegenden Monaten (November, März, ...), wieder ausgeglichen werden.

Erneut hatte die Station Arkona den meisten Sonnenschein aufzuweisen, sowohl absolut (1.887 h), als auch prozentual (104 %).

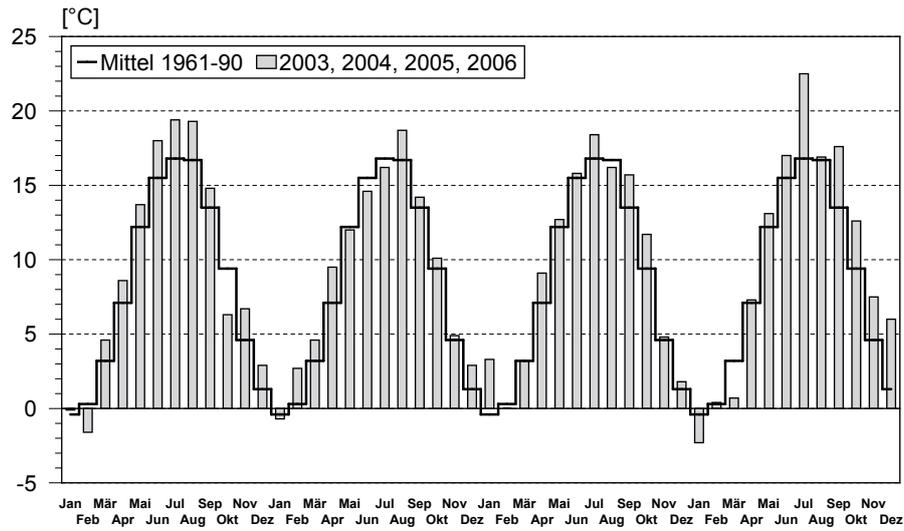
Das Jahr **2005** war insbesondere in den Frühjahrs- (März, April) und Herbstmonaten (September, Oktober) sehr sonnenscheinreich. Von den Hochsommermonaten Juni bis August zeigte sich nur der Juni noch überdurchschnittlich (110 %), während der Juli fast ausgeglichen war und der August ein Defizit von rd. 20 h aufwies (90 %). Die gleichen Fehlstunden wie der August besaß auch der Mai, ansonsten gab es keine besonderen negativen Abweichungen von den Durchschnittswerten. Insgesamt war das Jahr weit überdurchschnittlich sonnenscheinreich.

An der Station Arkona wurde zwar nicht der Jahreswert von 2003 erreicht, aber mit 2.146 Sonnenstunden nur um rund 30 h verfehlt. Auch prozentual (120 %) lag Arkona 2005 wieder vorn.

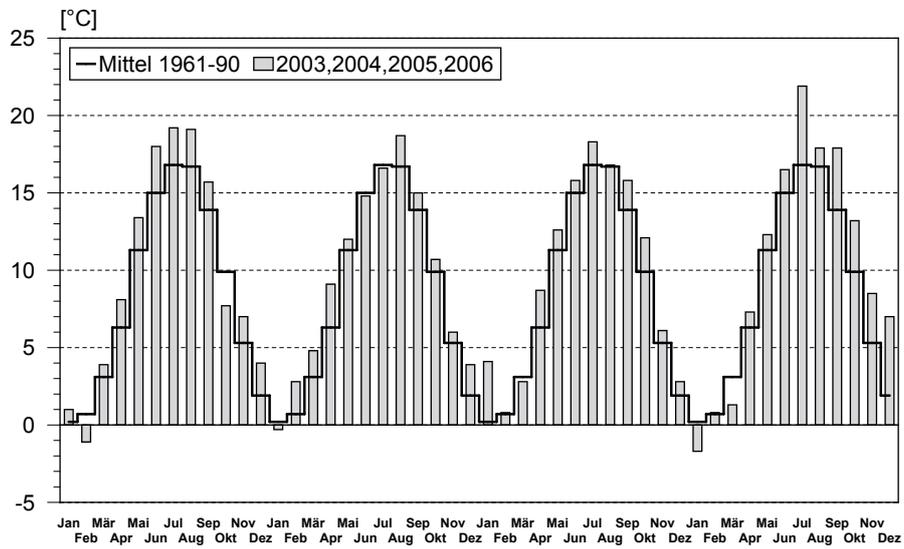
Das Jahr **2006** wurde hinsichtlich der Sonnenscheindauer von einem besonderen Ereignis beherrscht: den extrem hohen Werten im Juli. An der Station Schwerin wurden mit 376 Stunden 163 h mehr als im langjährigen Durchschnitt gemessen, in Warnemünde 389 h, bzw. +155 h und an der Station Arkona 386 h, bzw. +126 h. Bei andauerndem Hochdruckwetter schien die Sonne beinahe jeden Tag fast uneingeschränkt, sodass die Messwerte natürlich neue Rekordmarken setzten.

Es gab in diesem Jahr aber auch einige Monate, in denen die Sonnenscheindauer deutlich hinter den langjährigen Durchschnittswerten zurück blieb, vor allem im April und August. Eine nennenswert positive Abweichung wies neben dem Juli noch der September auf (rd. +65 h). Insgesamt überwogen die positiven Abweichungen, sodass in der Jahressumme ein leichtes Plus auftrat.

Station Schwerin



Station Warnemünde



Station Ueckermünde

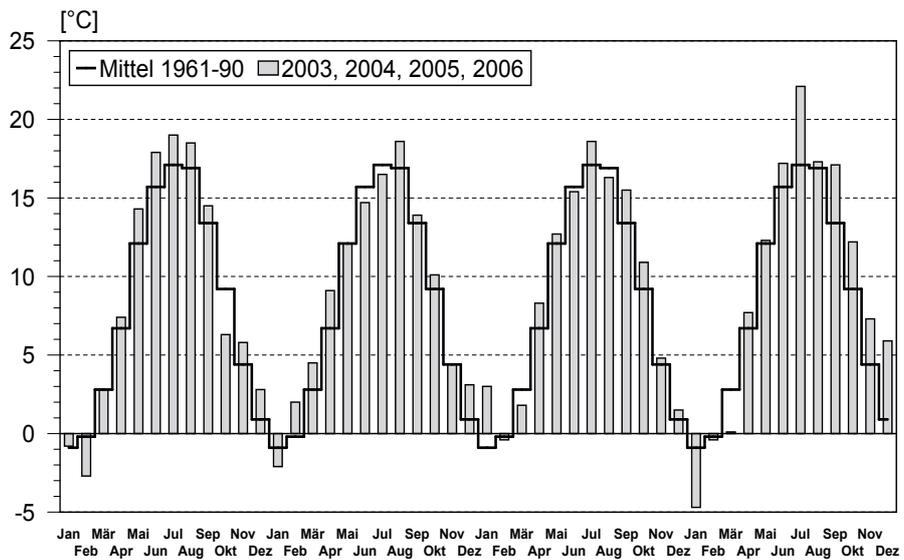
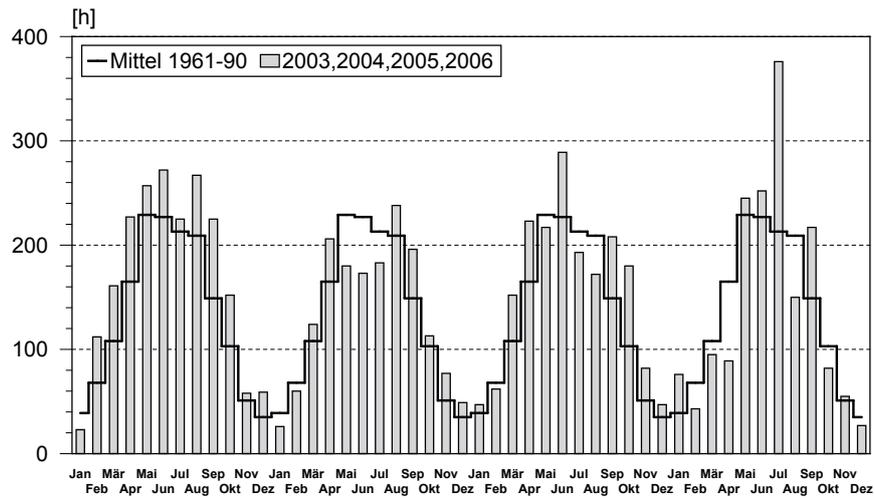
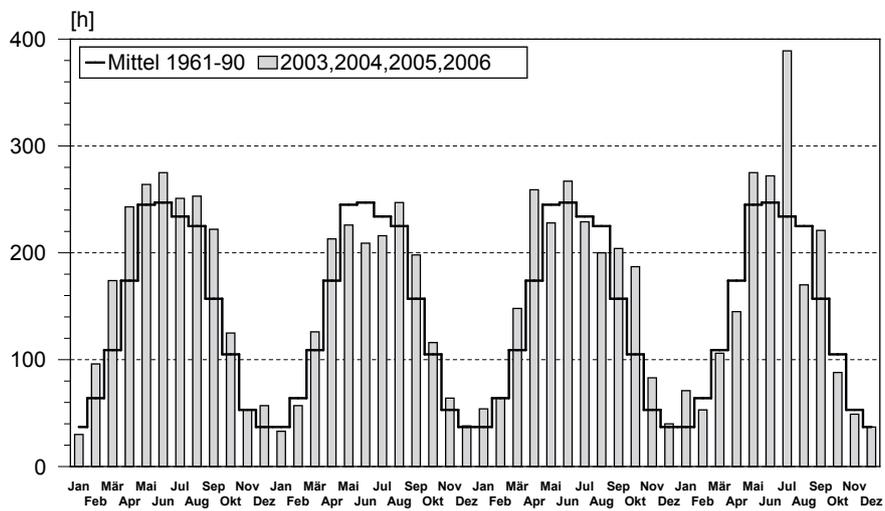


Abb. 2.1: Monatsmittel der Lufttemperatur an den Stationen Schwerin, Warnemünde und Ueckermünde, Quelle: Deutscher Wetterdienst

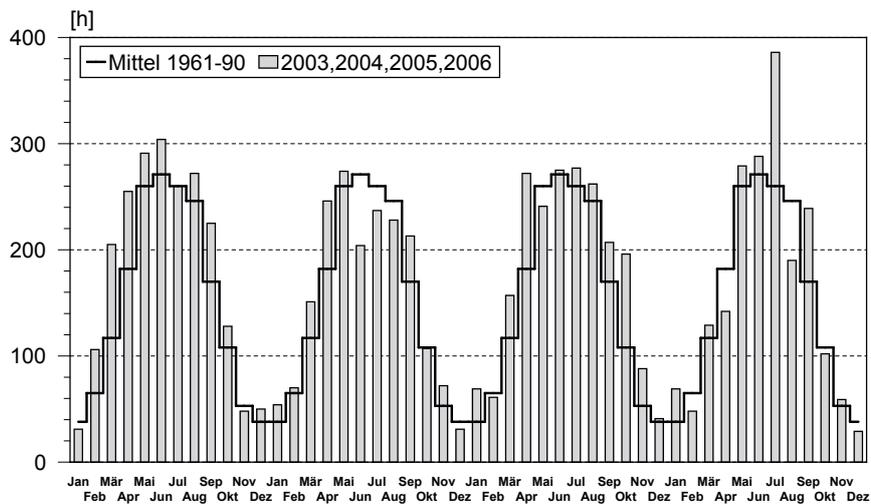
Station Schwerin



Station Warnemünde



Station Arkona



Quelle: Deutscher Wetterdienst

Abb. 2.2: Monatliche Sonnenscheindauer an den Stationen Schwerin, Warnemünde und ,
Quelle: Deutscher Wetterdienst

2.3 Niederschlag

Im Flächenmittel Mecklenburg-Vorpommerns fiel im Jahr 2004 der meiste Niederschlag (604 mm), dahinter folgen die Jahre 2006 (572 mm), 2005 (539 mm) und 2003 (442 mm). Bei einem langjährigen Durchschnittswert von 582 mm wird ersichtlich, dass nur im Jahr 2004 dieser Wert, wenn auch nur leicht, übertroffen wurde (**Abb. 2.3**). Die drei anderen Jahre unterschritten den Durchschnittswert von geringfügig (2006) bis außerordentlich (2003).

Das sehr niederschlagsarme Jahr **2003** war dadurch gekennzeichnet, dass in dreiviertel aller Monate der Niederschlag unter den langjährigen Monatsmitteln blieb. Im ersten Halbjahr wuchs im Flächenmittel ein Defizit von 94 mm heran, das sich bis Ende des Jahres auf 140 mm erhöhte. Es gab allein fünf Monate, in denen die negativen Abweichungen von den Durchschnittswerten ≥ 20 mm betrugen (Februar, März, Juni, August, November).

Niederschlagsreichster Monat war der Juli mit durchschnittlich 68 mm. Infolge örtlicher Starkniederschläge wurden in diesem Monat an der Station Marnitz 112 mm und in Warnemünde 109 mm als Höchstwerte registriert. In diesem Monat traten auch die höchsten Tagessummen des Jahres auf. Diese wurden an der Station Marnitz mit 54,3 mm am 17.07., gefolgt von Goldberg mit 43,1 mm ebenfalls am 17.07., gemessen. Am niederschlagsärmsten war der Februar, in dem im Mittel nur 5 mm fielen.

Von den betrachteten Stationen wies am Jahresende Barth mit 529 mm (85 %) die höchsten und Teterow mit 370 mm (68 %) die niedrigsten Niederschlagseinnahmen auf. Das größte Defizit mit -237 mm verzeichnete die Station Boizenburg (langj. 663 mm/a), das niedrigste die Station Arkona mit -62 mm (langj. 521 mm).

Die Verteilung der Niederschläge im Jahr **2004** war von Station zu Station recht unterschiedlich, sodass an einigen von ihnen die Jahressummen über, an anderen wiederum unter den langjährigen Durchschnittswerten lagen. Im Flächenmittel ergab sich ein leichter Niederschlagsüberschuss von 22 mm.

Erneut war der Juli mit 88 mm im Landesdurchschnitt niederschlagsreichster Monat des Jahres, die größten relativen Niederschläge traten aber im Februar (165 %) und Januar (143 %) auf. Als besonders niederschlagsarm 2004 ist eigentlich keiner der Monate zu bezeichnen; Defizite um die 15 mm gab es im März und Dezember.

Stationsbezogen trat der höchste Monatsniederschlag im Juli in Greifswald auf (114 mm), gefolgt von Boizenburg mit 112 mm ebenfalls im Juli. Die höchsten Tagesniederschläge gab es am 20.07. in Boltenhagen (37,2 mm) und Boizenburg (36,2 mm).

In der Jahressumme besaß Greifswald mit 653 mm den größten Überschuss (88 mm) und auch den größten rela-

tiven Niederschlag (116 %). Umgekehrt war für die Station Marnitz das größte Defizit (-33 mm) und der kleinste relative Niederschlag festzustellen. Der absolut höchste Jahreswert wurde mit 737 mm (+74, mm, 111 %) in Boizenburg verzeichnet.

Im Jahr **2005** lagen die Flächenmittel der Niederschläge in sieben Monaten unter den langjährigen Normalwerten, besonders weit (-20 bis -35 mm) im April, Juni, August und November. Wie in den beiden Vorjahren war auch 2005 der Juli mit durchschnittlich 90 mm (137 %) niederschlagsreichster Monat des Jahres. Dabei wurden örtlich auch die 100 mm überschritten (z.B. Station Marnitz mit 115 mm, Schwerin mit 109 mm). Insgesamt aber blieben die Jahresniederschlagsmengen sowohl im Flächenmittel, als auch bei den meisten Stationswerten deutlich hinter den langjährigen Durchschnittswerten zurück. Einzig an den Stationen Teterow und Greifswald wurden die Normalwerte leicht überschritten.

Im niederschlagsreichen Juli waren auch die höchsten Tageswerte des Jahres zu verzeichnen. Jeweils am 21.07. fielen in Schwerin 38,0 mm, in Marnitz 37,5 mm und in Greifswald 36,6 mm Niederschlag.

War es im Jahr **2006** der Juli, in welchem bei Lufttemperatur und Sonnenscheindauer extrem hohe Werte auftraten, so war es beim Niederschlag der August. Mit einem Flächenmittel von 135 mm wurde der langjährige Durchschnittswert von 57 mm um fast das Zweieinhalbfache übertroffen. Einen ähnlich hohen Augustwert in der Reihe ab 1950 gab es bisher nur einmal: im August 1960 mit 134 mm. Die Spannweite zwischen den Stationen reichte 2006 von 86 mm an der Station Marnitz (146 %) bis 229 mm an der Station Putbus (362 %).

Bemerkenswert ist, dass die hohen Niederschlagssummen nicht nur durch wenige, außergewöhnliche Starkregenereignisse verursacht wurden, sondern aufgrund der zahlreichen Tiefdruckwetterlagen auch durch relativ viele, gleichmäßig über den Monat verteilte Niederschläge mit Tageswerten bis um die 10 mm. Der Höchstwert wurde am 05.08. in Neubrandenburg/ Trollenhagen mit 62 mm gemessen; am gleichen Tag fielen in Greifswald 35 mm als zweithöchster Wert.

Die Monate Januar, Juni, Juli, waren mit Defiziten von ca. 25-45 mm niederschlagsarm, besonders niederschlagsreiche Monate neben dem August gab es keine.

Die Streuung der Jahresniederschlagshöhen war wiederum recht breit und reichte von den defizitären Stationen Ueckermünde und Boizenburg (-109 bzw. -108 mm) bis zu Warnemünde mit dem meisten Niederschlagsüberschuss (+93 mm) im Jahr 2006. Insgesamt, also im Flächenmittel Mecklenburg-Vorpommerns und auf das gesamte Jahr bezogen, ist 2006 als niederschlagsnormal einzuschätzen.

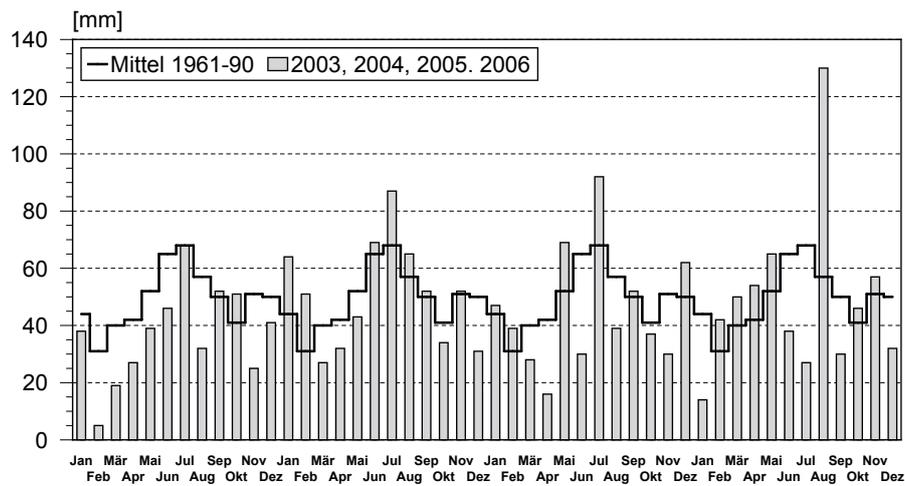
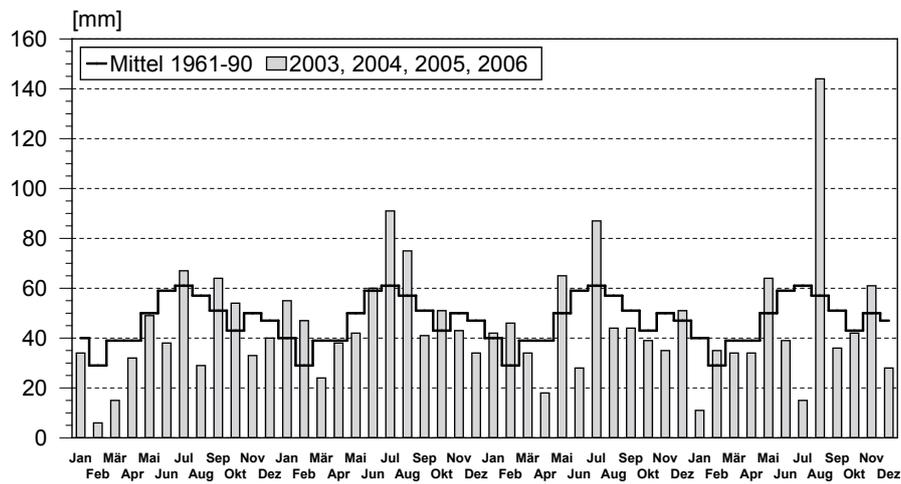
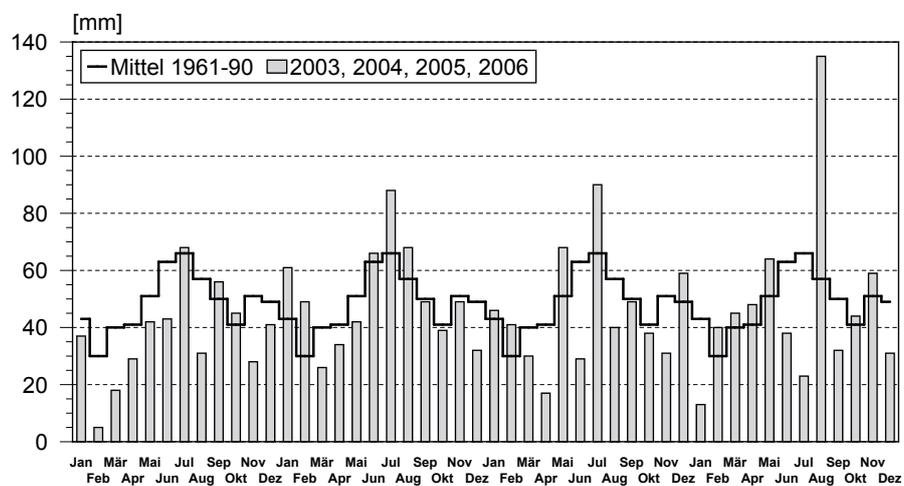
MecklenburgVorpommernMecklenburg-Vorpommern

Abb. 2.3: Monatliche Gebietsniederschläge für Mecklenburg, Vorpommern und Mecklenburg-Vorpommern, Quelle: Deutscher Wetterdienst

2.4 Durchflüsse

Die mittleren Jahresdurchflüsse der Abflussjahre (November - Oktober) 2003 bis 2006 blieben in den Gewässern überwiegend unter den langjährigen Durchschnittswerten. Dabei zeigte sich hinsichtlich der Abweichungen ein vor allem zwischen dem westlichen und dem östlichen Landesteil räumlich differenziertes Verhalten. Die Schwankungen der Jahresdurchflüsse zwischen den vier Jahren waren an den Pegeln vergleichsweise gering (**Abb. 2.4a und 2.4b**). Ungeachtet dieser relativ geringen Unterschiede waren die Abflussjahre 2005 und 2006 etwas durchflussstärker als 2003 und 2004.

Im östlichen Landesteil traten die niedrigsten Jahresdurchflüsse überwiegend im Abflussjahr 2003 auf, im westlichen Landesteil hingegen infolge besserer Pufferwirkung erst im Abflussjahr 2004. Die Auswirkungen des Trockenjahres waren also regional sehr unterschiedlich und zumeist bis in das Jahr 2004 hinein zu spüren.

Bis auf einige Pegel im Januar **2003** lagen die Durchflüsse des übrigen Jahres vornehmlich auf einem Niveau zwischen den langjährig mittleren Niedrigwasserdurchflüssen der Monate MNQ(m) und den bisher niedrigsten Durchflüssen in den Beobachtungsreihen NQ(m). Die Durchflussdynamik war – von einzelnen vorübergehenden, niederschlagsbedingten Anstiegen abgesehen – insgesamt gering.

Im Januar durchlief die Elbe eine Hochwasserwelle mit einem langgestreckten Hochwasserscheitel. Am Pegel Dömitz trat der Scheitelpunkt am 13.01. mit einem Wasserstand von 616 cm ein, in Boizenburg am 15.01. mit 617 cm. Für den Landkreis Ludwigslust war die Alarmstufe IV ausgerufen. Das Abfließen der Hochwasserwelle zog sich bis zum 23.01. mit dem Unterschreiten der Richtwerte der Alarmstufe I von 500 cm hin. Das Wiederkehrintervall des Hochwasserereignisses wurde mit 25 Jahren eingeschätzt.

Mit zum Teil deutlich unter den langjährigen Werten liegenden mittleren Monatsdurchflüssen begann das Jahr **2004**. Lediglich im Februar stiegen die Durchflüsse infolge des Abtauens der aus der letzten Januardekade stammenden Schneedecke, verbunden mit Regenfällen in der ersten Februardekade, auf Werte zwischen MQ(m) und MHQ(m), örtlich auch über MHQ(m) an.

In den folgenden Monaten bis zum Beginn der Sommermonate ähnelte das Durchflussverhalten sehr dem des Vorjahres. Die unterdurchschnittliche Wasserführung, zumeist zwischen MNQ(m) und NQ(m) liegend, wurde durch örtliche Starkniederschläge im Juli teilweise unterbrochen, nachfolgend stellte sich bis Jahresende im westlichen Landesteil ein gegenüber dem östlichen Landesteil vergleichsweise leicht höheres Durchflussniveau ein. Die langjährig mittleren Monatsdurchflüsse wurden dort aber auch nur teilweise überschritten.

In der Elbe lag im Jahresverlauf die Wasserführung ebenfalls überwiegend zwischen MNQ(m) und NQ(m). Im Februar wur-

de eine leichte Hochwasserwelle registriert, in deren Verlauf aber keine Alarmstufen erreicht bzw. überschritten wurden.

Im März traten im Allgemeinen die höchsten Durchflüsse des Jahres **2005** auf. Durch das Abtauen der Schneedecke, erneut verbunden mit Niederschlägen, stieg die Wasserführung verbreitet auf Werte zwischen MQ(m) und MHQ(m), und örtlich, diesmal im Osten des Landes, bis über HQ(m). Im niederschlagsreichen Juli kam es nochmals zu kurzzeitigen Anstiegen der Wasserführung unterschiedlichen Ausmaßes, ansonsten waren bis Jahresende überall relativ niedrige Durchflüsse vorherrschend. Die Monatsmittel der Durchflüsse verblieben dabei auf dem Niveau der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse MNQ(m).

Im Februar entwickelte sich in der Elbe eine Hochwasserwelle, deren Scheitelwasserstände aber an den Pegeln Dömitz und Boizenburg unter den Richtwerten der Alarmstufe I blieben. In der 2. Märzdekade stiegen mit dem Abtauprozess der Schneedecke erneut die Wasserstände. Hier betrug die Scheitelwasserstände in Dömitz 529 cm und in Boizenburg 519 cm. Ab Anfang April setzte sich in der Elbe eine kontinuierlich fallende Tendenz durch, die nur Ende August/Anfang September durch einen vorübergehenden Wiederanstieg bis auf MHQ(m) am Pegel Neu Darchau unterbrochen wurde.

In dem ausgesprochen warmen, aber insgesamt niederschlagsnormalen Jahr **2006** setzte sich wie in den Vorjahren die Serie mit überwiegend abflussarmen Monaten fort. Insbesondere in den Sommer- und Herbstmonaten war in den Fließgewässern vorherrschend nur noch grundwasserbürtiger Basisabfluss vorhanden.

In den Wintermonaten kam es zur Herausbildung von geschlossenen Schneedecken, zum einen in letzten Januardekade (max. Schneehöhe ca. 25 cm) und zum anderen von Mitte Februar bis Mitte März (max. ca. 30 cm). Je nach Schneedeckenhöhe und Verlauf des Abtauprozesses entwickelten sich in den Fließgewässern in den Monaten von Februar bis April regional unterschiedlich die höchsten Wasserführungen des Jahres. Die langjährig mittleren Monatsdurchflüsse wurden zum Teil deutlich überschritten.

In der Elbe bildete sich in der 3. Märzdekade, bedingt durch das Abtauen der Schneedecke im Einzugsgebiet und kräftige Niederschläge, eine sehr starke Hochwasserwelle aus. Dabei wurden die Richtwerte der Alarmstufe IV von 650 cm erreicht und überschritten. Die Scheitelwasserstände dieses Hochwassers traten am Pegel Dömitz mit 664 cm am 8./9.4. und am Pegel Boizenburg mit 676 cm am 9.4. ein. Das Hochwasser zog sich bis zum Unterschreiten des Richtwertes der Alarmstufe I von 500 cm bis zum 20.4. hin. Die Wasserführung am Pegel Neu Darchau stieg auf Werte bis nahe HQ (m). Ab 11.4. setzte ein kontinuierlicher Rückgang ein. Trotzdem blieb die Wasserführung noch bis Anfang Juni mit Durchflüssen zwischen MHQ (m) und HQ (m) auf hohem Niveau.

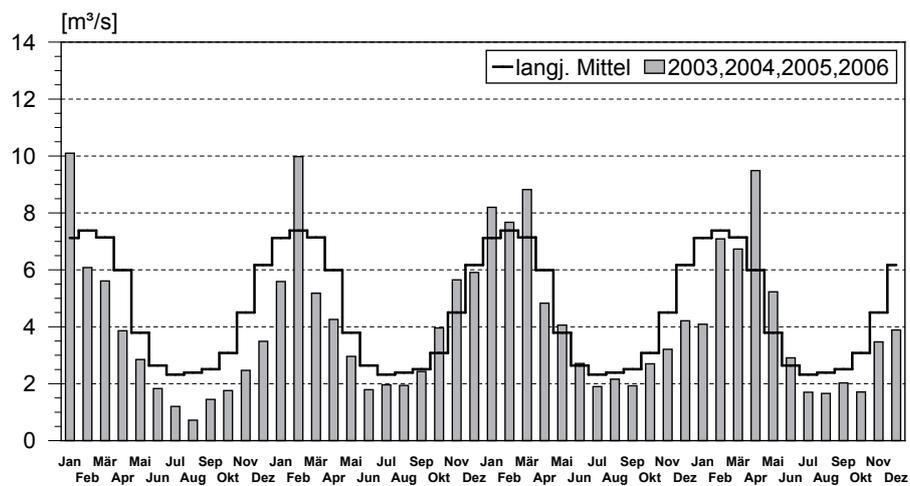
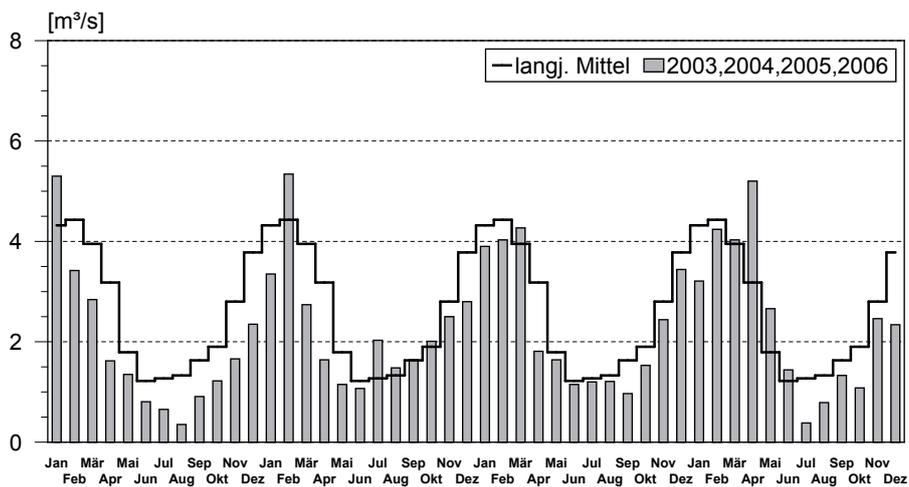
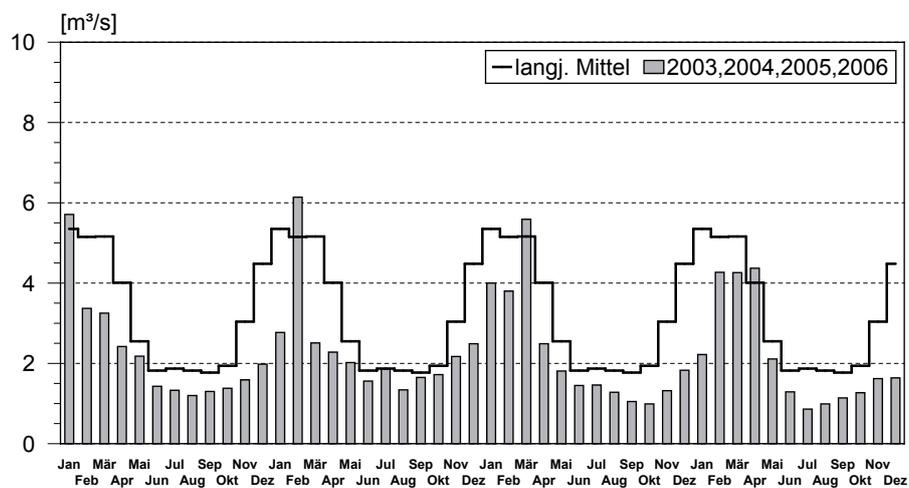
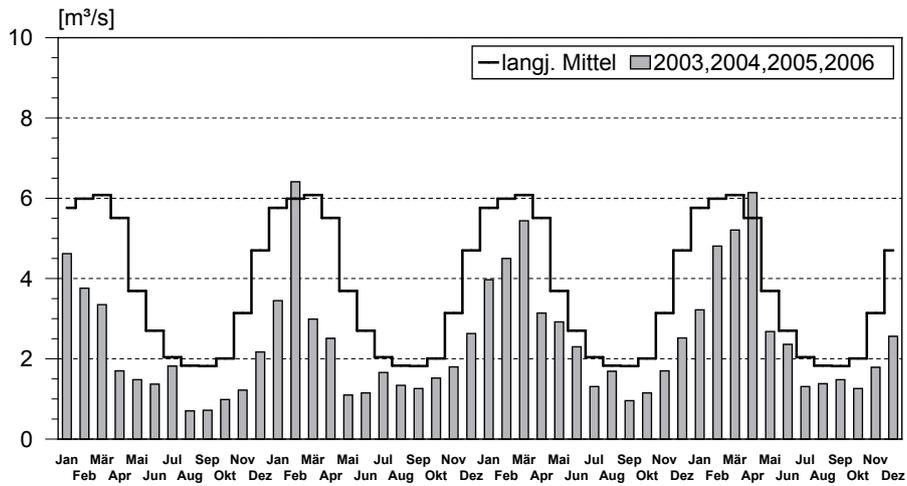
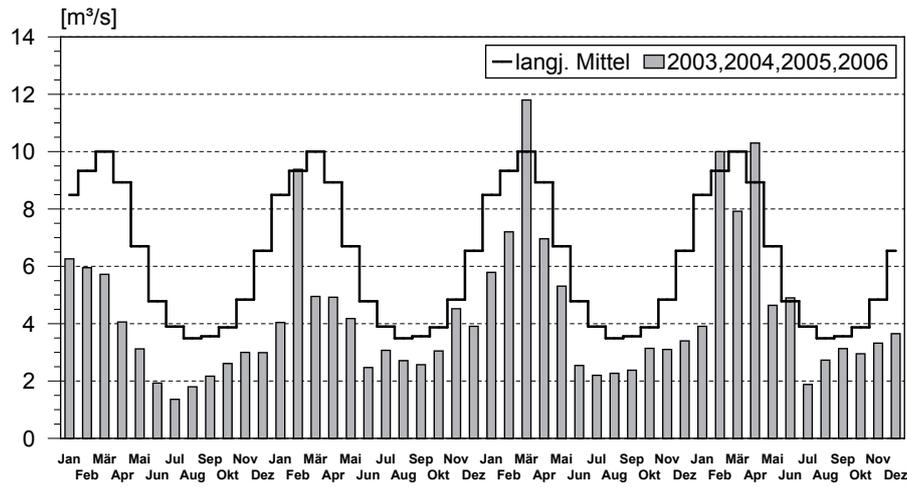
Pegel Garlitz/Sude, AEo=735 km²Pegel Laave/Rögnitz, AEo=390 km²Pegel Börzow/Stepenitz, AEo=441 km²

Abb. 2.4a: Monatliche Durchflüsse an den Stationen Garlitz/Sude, Laave/Rögnitz und Börzow/Stepenitz

Pegel Güstrow/Nebel, AEO=645 km²



Pegel Klempenow/Tollense, AEO=1403 km²



Pegel Pasewalk/Uecker, AEO=1435 km²

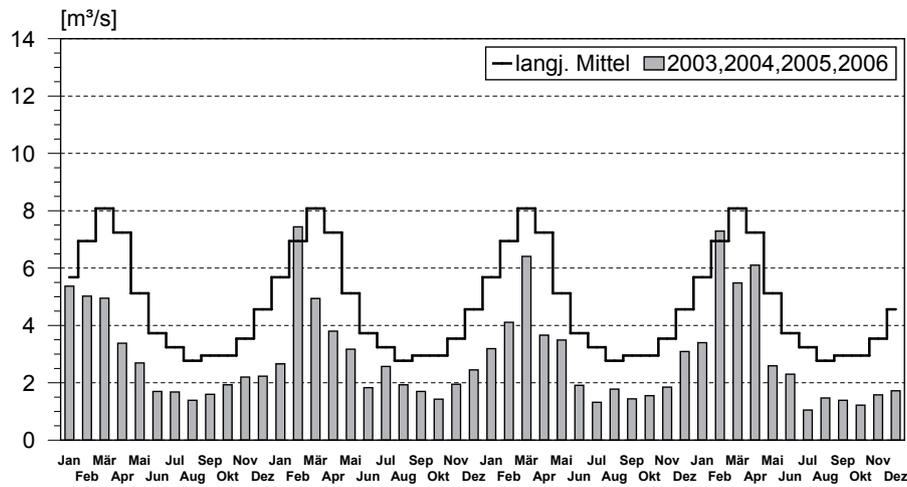


Abb. 2.4b: Monatliche Durchflüsse an den Stationen Güstrow/Nebel, Klempenow/Tollense und Pasewalk/Uecker

3 Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

3.1 Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen

Die Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns erfolgt auf der Grundlage der jährlichen Fortschreibungen des vom zuständigen Ministerium herausgegebenen Gewässerüberwachungserlasses, in dem geregelt wird, welche Messnetze durch die Wasserbehörden des Landes geführt werden und welchen Untersuchungsumfang die jeweiligen Messprogramme aufweisen. Im Untersuchungszeitraum 2003 bis 2006 wurden folgende **Messprogramme** durchgeführt:

- Erfassung allgemeiner physikalisch-chemischer Grundparameter
- Erfassung spezifischer Schadstoffe
- Ermittlung des Saprobienindex
- Ermittlung des Standorttypieindex
- Untersuchungen zum Phytoplankton.

Die **Messnetze** und die Details der einzelnen Messprogramme sind der **Anlage 3-1** zu entnehmen.

Bei der Festlegung der Messnetze und Aufstellung der Messprogramme mussten bestimmte Randbedingungen, wie z.B. die vorhandenen Laborkapazitäten und die für eine Vergabe an externe Laboreinrichtungen zur Verfügung stehenden Mittel, berücksichtigt werden.

Die Erfassung der allgemeinen physikalisch-chemischen Grundparameter erfolgte im Zeitraum 2003 bis 2006 an insgesamt 226 Messstellen meist monatlich. An Messstellen zur Ermittlung von Frachten, z.B. im Rahmen des Programms zur Erfassung der landseitigen Belastung der Ostsee durch die Helsinki-Kommission (PLC), oder an ausgewählten Messstellen zur Erfassung zeitlicher Veränderungen (Trendmessstellen) wurden 14-tägig Wasserproben gewonnen und untersucht. Die Untersuchung der Grundparameter erfolgte generell im Labor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG).

Spezifische Wasserschadstoffe wurden an ausgewählten Messstellen untersucht, wobei die Untersuchungen zum Teil im Labor des LUNG sowie in verschiedenen akkreditierten privaten Laboratorien stattfanden. Eine Reihe schwer wasserlöslicher Schadstoffe wurden auch in den Kompartimenten Schwebstoff und Sediment bestimmt. Um einen möglichst hohen Überwachungsgrad zu erreichen, wurden die Messnetze und Messprogramme zur Erfassung von Wasserschadstoffen flexibel gestaltet und der Schwerpunkt der Überwachung auf für das Land relevante Stoffgruppen gelegt. So wurde z.B. die Anzahl der untersuchten Pflanzenschutzmittel im Untersuchungszeitraum deutlich erhöht, wobei alle von der Europäischen Gemeinschaft als prioritäre Stoffe eingestuften Wirkstoffe in das Messprogramm aufgenommen wurden.

Biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten wurden von 2003 bis 2006 an insgesamt 372 Probestellen durchgeführt. Der bundesweit zur Anwendung kommende Saprobienindex (SI) wurde dabei an 263 Messstellen ermittelt. Die Bestimmung des im Auftrag des LUNG entwickelten Standorttypieindex (STI) erfolgte im Untersuchungszeitraum an 330 Messstellen. Darüber hinaus wurde an 125 Messstellen durch das LUNG-Labor der Chlorophyll-a-Gehalt als Indikator für die Phytoplankton-Biomasse bestimmt. Die Untersuchungen des Makrozoobenthos und der Makrophyten wurden ausschließlich an private Einrichtungen vergeben.

Bewertungsgrundlagen

Die **Bewertung der physikalisch-chemischen und chemischen Parameter** erfolgte zumeist nach den bekannten, auch in den vergangenen Jahren angewendeten Verfahren. Die Komponenten des Sauerstoffhaushaltes wurden nach der landesintern angewandten Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit nach dem Merkmalskomplex „Sauerstoffhaushalt und organische Belastung“ ausgewertet. Die Klassifikation der Nährstoffe erfolgte nach der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeiteten Richtlinie zur chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA 1998). Die **Klassifikationsergebnisse** für Sauerstoffhaushalt und Nährstoffe sind in der **Anlage 3-2** enthalten.

Jüngst wurden von der LAWA neue **typspezifische Orientierungswerte** für die Nährstoffe Orthophosphat-Phosphor, Gesamt-Phosphor und Ammonium-Stickstoff vorgelegt (LAWA 2007). Anders als bei der Güteklassifikation sind die Orientierungswerte jedoch nicht anhand von 90-Perzentilen, sondern anhand von Jahresmittelwerten zu prüfen. Von der AG WRRL des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) wurden Orientierungswerte zum Schutz der Meeresumwelt für Gesamt-Phosphor (GP) und Gesamt-Stickstoff (GN) in Fließgewässern abgeleitet (BLMP 2007). Um die Eutrophierung der Meeresumwelt zurückzuführen, müsste danach schnellstmöglich sicher gestellt werden, dass in den Fließgewässern 0,1 mg/l GP und 3 mg/l GN als Jahresmittelwert eingehalten werden.

Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden zusätzlich zu den bisherigen Bewertungssystemen auf die Einhaltung folgender Orientierungswerte (als Jahresmittelwerte) überprüft:

- 0,07 mg/l PO₄-P und 0,1 mg/l GP
- 0,3 mg/l NH₄-N und 3,0 mg/l GN.

Die Ergebnisse der Prüfung sind für alle im Zeitraum 2003-2006 untersuchten Messstellen in **Anlage 3-3** zusammengestellt.

Neben den **Zielvorgaben** der LAWA liegen nunmehr von der Europäischen Gemeinschaft auch **Umweltqualitätsnormen (UQN) für eine Reihe von Schadstoffen** vor (EG 2007). Die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen und deren Bewertung anhand der chemischen Güteklassifikation nach LAWA und der neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe sind in **Anlage 3-4** (Schwermetalle), **Anlage 3-5** (Industriechemikalien), **Anlage 3-6** (Pflanzenschutzmittel) und **Anlage 3-7** (Arzneimittel) enthalten. In den nachfolgenden Kapiteln wird zunächst, wenn vorhanden, auf Überschreitungen von Zielvorgaben und/oder Umweltqualitätsnormen in den Bearbeitungsgebieten eingegangen. Im Kapitel 3.6 wird dann ein landesweiter Überblick gegeben, der sowohl die räumlichen Unterschiede als auch zeitliche Veränderungen sichtbar machen soll. Beide Darstellungen werden, wie in den vergangenen Güteberichten, anhand der bewährten Klassifikationsrichtlinie der LAWA vorgenommen.

Die **biologische Bewertung** von Fließgewässern wurde in der Bundesrepublik Deutschland bis vor wenigen Jahren im Wesentlichen mittels des **Saprobienindex (SI)** durchgeführt. Die Bestimmung des SI erfolgte nach DIN 38410 (1987/1990) und bildete die Grundlage für die von der LAWA herausgegebenen biologischen Gewässergütekarten der Bundesrepublik Deutschland. Der SI ist ein biologischer Indikator für den saprobiellen Zustand des Gewässers, d. h. die Belastung des Gewässers mit organischen Substanzen. Da deren Abbau Sauerstoff verbraucht, verschiebt sich je nach Grad der Belastung die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft hin zu Arten, die geringere Sauerstoffkonzentrationen tolerieren können, wie sie mit zunehmender organischer Belastung auftreten. Bewertungsgrundlage nach alter DIN 38410 ist eine siebenstufige Klassifikationsskala. Ergänzend wurde die neue typspezifische und fünfstufige Klassifikation des Saprobienindex auf Grundlage der revidierten DIN 38410 (2004) und des PERLODES-Verfahrens zur Bewertung des Makrozoobenthos nach WRRL (Meier et al. 2006) erprobt. Die Ergebnisse der **Bewertung nach Saprobienindex** sind in **Anlage 3-8** zusammengefasst. Da die Anwendung des alten SI in den norddeutschen Tieflandfließgewässern problembehaftet ist, besonders in solchen, die durch natürliche Rückstauerscheinungen

oder aber Sekundärverschmutzungen in Folge einer fortgeschrittenen Eutrophierung betroffen sind, wurde bereits 1995 im Auftrag des damaligen Landesamtes für Umwelt und Natur (LAUN, heute LUNG) mit der Entwicklung eines neuen, typspezifischen Verfahrens zur Bewertung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns begonnen. Das **Standorttypieindex(STI)-Verfahren** beurteilt die ökologische Güte bzw. die Degradation der Fließgewässer nach einem fünfstufigen Klassifikationssystem (LUNG 2002, 2005) und differenziert dabei zwischen den folgenden Gewässertypen:

- Typische Niedermoorfließgewässer (entspricht LAWA-Typ 11/12)
- Fließgewässer der gefällearmen Moränenbildungen (entspricht LAWA-Typ 14/15)
- Fließgewässer der gefällereichen Moränenbildungen und Durchbruchtäler (entspricht LAWA-Typ 16/17)
- Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen (entspricht LAWA-Typ 14/15)
- Niedermoor geprägte Seeausflüsse (entspricht LAWA-Typ 21)
- Rückgestaute Niedermoorfließgewässer (entspricht LAWA-Typ 23)

Der STI ist ein Kennwert, der sich am naturraum-spezifischen Verhältnis von stenotopen, d. h. streng an ganz bestimmte Habitate gebundenen Arten zu eurytopen, in den verschiedensten Habitaten vorkommenden Arten orientiert. Die Grundlage des Verfahrens besteht in der Ausrichtung an dem unter naturnahen Verhältnissen vorhandenen Artenspektrum und definiert dieses als Bewertungsmaßstab. Es wird vorausgesetzt, dass in einem naturnahen Lebensraum eine stabile Biozönose vorhanden ist, die den umweltverträglich wirtschaftenden Menschen integriert. Diese Biozönose reagiert auf Veränderungen in spezifischer Art und Weise und kann deshalb bioindikatorisch genutzt werden. Als „100-Prozent-Marke“ wird das unter weitestgehend naturnahen Verhältnissen für einen bestimmten Naturraum nachgewiesene Artenspektrum definiert. Die „0-Prozent-Marke“ bildet das vollständig degradierte Ökosystem. Bezogen auf die Indikatorgruppen werden die erfassten Arten in ökologische Kategorien eingeordnet und letztere im Sinne eines gewichteten Mittels verrechnet. Die Indexwerte werden in eine typspezifische, fünfstufige Eichskala eingeordnet (LUNG 2002, 2005), woraus die ökologischen Gewässergüteklassen abgeleitet werden können (**Tab. 3.1.1**).

Tab. 3.1.1: Definition der Gewässergüteklassen nach dem Standorttypieindex (LUNG 2002)

Güteklasse	WRRL-Entsprechung	Beschreibung	Farbcode
1	Sehr gut	<ul style="list-style-type: none"> • sehr geringe anthropogene Überformungen • standorttypische Zusammensetzung der Biozönosen • kein ökologischer Sanierungsbedarf 	Blau
2	Gut	<ul style="list-style-type: none"> • geringe anthropogene Überformungen • leichte Veränderungen in der standorttypischen Zusammensetzung der Biozönosen • kein unmittelbarer ökologischer Sanierungsbedarf 	Grün
3	Mäßig	<ul style="list-style-type: none"> • deutliche anthropogene Überformungen • deutlich wahrnehmbare Veränderungen in der standorttypischen Zusammensetzung der Biozönosen • es besteht ökologischer Sanierungsbedarf 	Gelb
4	Ungenügend	<ul style="list-style-type: none"> • starke anthropogene Überformungen • starke Veränderungen in der standorttypischen Zusammensetzung der Biozönosen • es besteht dringlicher ökologischer Sanierungsbedarf 	Orange
5	Schlecht	<ul style="list-style-type: none"> • es existieren nur noch wenige stresstolerante Arten • es besteht umfassender ökologischer Sanierungsbedarf 	Rot

Das STI-Verfahren lässt die Bewertung von Fließgewässern in ihrer Einheit von Gewässer und Talraum zu und nutzt dabei drei verschiedene Indizes: einen Köcherfliegenindex (STI-Trichopteren), einen Makrophyten-Index (STI-Makrophyten) und einen Schmetterlingsindex (STI-Lepidopteren). Die Köcherfliegen stellen eine Teilkomponente des Makrozoobenthos dar. Ihr Artenspektrum dient bei der Bestimmung des **STI-Trichopteren** als empfindlicher Indikator für Veränderungen in der Zusammensetzung der benthischen Wirbellosenfauna, die auf Degradationserscheinungen (insbesondere durch nachteilige Veränderungen der natürlichen Gewässerstruktur) hinweisen. Erfasst werden sowohl die im Gewässer lebenden Larvalstadien als auch die geschlüpften Tiere (Imagines), die am Gewässerufer mit Lichtfallen gefangen werden. Der **STI-Makrophyten** betrachtet neben den höheren Pflanzen und Moosen die Armeleuchteralgen, aber auch andere Algen mit hoher Zeigerfunktion. Artenspektrum, Abundanz und räumliche Verteilung der Pflanzen gehen in die Bewertung ein. Dabei wird neben den eigentlichen Wasserpflanzen auch die amphibische bzw. Ufervegetation bis 30 cm oberhalb der Mittelwasserlinie erfasst. Dies hat den Vorteil, dass zum Beispiel auch beschattete, natürlicherweise makrophytenarme Gewässerabschnitte einer Bewertung zugänglich werden. Das STI-Verfahren wird seit 1995 erfolgreich in Mecklenburg-Vorpommern eingesetzt und diente zusammen mit dem Saprobienindex als Grundlage für die biologische Bewertung innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Da der **STI-Lepidopteren** nicht das eigentliche Gewässer, sondern dessen Talraum bewertet, standen im Berichtszeitraum die Bestimmung des STI-Trichopteren und des STI-Makrophyten im Vordergrund. Die Ergebnisse der **Bewertung der Fließgewässer nach STI** sind in **Anlage 3-8** enthalten.

Untersuchungen des Phytoplanktons in Fließgewässern umfassten nicht die detaillierte mikroskopische Analyse, sondern beschränkten sich auf die Bestimmung des Summenparameters Chlorophyll-a-Konzentration als Indikator für den Phytoplanktongehalt bzw. die Biomasse der planktischen Algen. Die Saisonmittel des Chlorophyll-a sind für alle untersuchten Messstellen in **Anlage 3-9** enthalten. Die Bewertung erfolgte anhand eines Klassifizierungsvorschlags der LAWA für die Trophie der Fließgewässer, der eine GüteEinstufung in 7 Güteklassen über den Mittelwert und das 90-Perzentil der Chlorophyll-a-Konzentration jeweils in der Vegetationsperiode (1.3. - 31.10.) vorsieht (LAWA 1999, 2002). Der Klassifizierungsvorschlag (**Tab. 3.1.2**) wurde im Gewässergütebericht 1998/1999 des LUNG ausführlich beschrieben. Die Klasseneinstufung erfolgte generell nur auf Basis der Mittelwerte, da die Anzahl der Messwerte in dem für die Klassifizierung heranzuziehenden Zeitraum überwiegend für eine Berechnung des 90-Perzentilwertes nicht ausreichte. Nach dem Schema in Tab. 3-2 wurden alle in den Jahren 2003-2006 untersuchten Messstellen klassifiziert, wobei nicht zwischen tatsächlich phytoplanktondominierten Gewässern mit eigener Phytoplanktonproduktion und solchen, die durch Phytoplanktonaustrag aus durchflossenen Seen beeinflusst sind, unterschieden wurde.

Tab. 3.1.2: System zur Klassifizierung der Trophie in Fließgewässern nach LAWA (2002)

Trophieklassen LAWA	Chlorophyll-a, Mittelwert (µg/l)	Chlorophyll-a, 90-Perzentil (µg/l)
I	<1 - 4	3 – 8
I-II	3 - 8	8 – 30
II	7 - 30	20 – 100
II-III	25 - 50	70 – 150
III	50 - 100	120 – 250
III-IV	>100	200 – 400
IV		>400

Neue Bewertungsverfahren nach WRRL

Die WRRL stellt umfassende Anforderungen an die Verfahren zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten. Daher waren Neu- und Weiterentwicklungen von Bewertungsverfahren erforderlich geworden, die deutschlandweit einsetzbar sein sollen. So wurde der Saprobienindex überarbeitet (DIN 38410, 2004; Rolauffs et al. 2003) und liegt nun auch als typspezifisches, den Anforderungen der WRRL entsprechendes Bewertungsverfahren vor. Der neue Saprobienindex ist gleichzeitig Teilmodul des neuen PERLODES-Verfahrens zur Makrozoobenthosbewertung (Meier et al. 2006). Für die Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ wurde das PHYLIB-Verfahren entwickelt, das die drei Teilmodule Makrophyten, benthische Kieselalgen und andere benthische Algen umfasst (Schaumburg et al. 2006). PERLODES und PHYLIB sind als nationale Bewertungsverfahren in die nach WRRL erforderliche In-

terkalibrierung der biologischen Bewertungsverfahren auf europäischer Ebene eingeflossen. Für planktonführende Fließgewässer liegt ein bundesweiter Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons vor (Mischke & Behrendt 2006), der neben dem Chlorophyll-Gehalt die Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons berücksichtigt. Als planktonführend sind demnach Fließgewässer definiert, die im Saisonmittel zwischen April und Oktober eine mittlere Chlorophyll-a-Konzentration über 20 µg/l aufweisen. Für die nach WRRL in Fließgewässern ebenfalls zu bewertende Fischfauna wurde das FiBS-Verfahren erarbeitet (Dieckmann et al. 2006). Die neuen Bewertungsverfahren werden zukünftig verstärkt zur Anwendung kommen, müssen ihre Belastbarkeit jedoch noch beweisen, so dass in den nächsten Jahren auf die unterstützende Anwendung bewährter landeseigener Verfahren nicht verzichtet werden kann.

3.2 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave

3.2.1 Bearbeitungsgebiet Stepenitz

Im Bearbeitungsgebiet Stepenitz sind der gleichnamige Fluss und einige kleinere Bäche zusammengefasst, die alle in Richtung Trave entwässern. Das Bearbeitungsgebiet umfasst eine Landfläche von 869 km², wobei das Einzugsgebiet der Stepenitz davon allein 694,1 km² einnimmt. Die Stepenitz mündet bei Dassow in den Dassower See, der eine östliche Ausbuchtung des Ästuars der Trave darstellt. Diese mündet bei Travemünde in die Lübecker Bucht. Bei hohen Außenwasserständen dringt nicht selten salzreiches Ostseewasser in den Dassower See und bis in das Mündungsgebiet der Stepenitz vor (Bachor et al. 2002). Neben der Stepenitz entwässern noch einige kleinere Bäche in das Travegebiet, wie die zwischen dem Einzugsgebiet der Stepenitz und der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein liegenden Lüdersdorfer Graben, Palingen Bach und Schattiner Graben, sowie die in den Dassower See mündenden Selmsdorfer Graben und Dassower Mühlbach. Für das Bearbeitungsgebiet wurden 28 Wasserkörper (nur Fließgewässer) ausgewiesen.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Untersuchungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten fanden an zwölf Messstellen im Bearbeitungsgebiet statt, die in fünf Wasserkörpern liegen. Die Trendmessstellen Stepenitz/Rodenberg, Maurine/u. Schönberg und Radegast/Törber wurden 14-tägig, die übrigen Messstellen monatlich untersucht.

Nach der landesinternen Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit nach dem Merkmalskomplex „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ kann die Stepenitz in weiten Teilen in die Güteklasse 1 eingestuft werden (**Anlage 3-2**). Auch die beiden wichtigsten Nebenflüsse der Stepenitz, die Maurine und die Radegast, konnten überwiegend den Klassen 1 und 2 zugeordnet werden. Im früher deutlich belasteten Oberlauf der Radegast unterhalb von Gadebusch hat sich die Güteklasse 2 stabilisiert. Von den kleineren Zuflüssen im Bearbeitungsgebiet wurde im Jahre 2006 der Dassower Mühlbach untersucht. Er weist kurz vor Mündung in den Dassower See die Güteklasse 2 auf. Starke Belastungen des Sauerstoffhaushaltes waren nach wie vor an der Messstelle

- Maurine/u. Carlow (Klassenmittel 2,8)

festzustellen.

Auf die Ergebnisse der Klassifikation der **Nährstoffe** nach LAWA (**Anlage 3-2**) wird im Kapitel 3.6 zusammenfassend für alle Messstellen des Landes eingegangen. Eine Überprüfung der Untersuchungsergebnisse anhand der neuen Orientierungswerte nach LAWA bzw. BLMP ergab besonders starke Überschreitungen im Bearbeitungsgebiet an den

Messstellen

- Maurine/u. Carlow (PO₄-P, GP, NH₄-N, GN) und
- Dassower Mühlbach/Dassow (GN: 11,8 mg/l !),

wobei die hohe Stickstoffbelastung des Dassower Mühlbaches nach Auskunft des StAUN Schwerin z. T. auf die Abwassereinleitungen aus der Kläranlage Dassow zurückzuführen sind.

An den meisten anderen Messstellen kam es bei mindestens einer Nährstoffkomponente zu einer Überschreitung der Orientierungswerte. Lediglich an der Messstelle Radegast/u. Rehna wurden diese für alle vier Nährstoffkomponenten eingehalten. Am häufigsten, d. h. an 7 der 12 Messstellen, wurden die Orientierungswerte für Gesamt-Stickstoff (GN) und Gesamt-Phosphor (GP) überschritten. Bei Orthophosphat-Phosphor (PO₄-P) war dies an 3 und bei Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) an 2 Messstellen der Fall. An den Messstellen zur Erfassung der landseitigen Nährstoffeinträge in die Ostsee (PLC-Messstellen) Stepenitz/Rodenberg und Maurine/u. Schönberg betragen die mittleren GP-Konzentrationen 0,10 bzw. 0,08 mg/l und die mittleren GN-Konzentrationen 3,7 und 3,9 mg/l (**Anlage 3-3**).

Die Ergebnisse der allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten im Bearbeitungsgebiet der Stepenitz werden im Kontext mit den Ergebnissen aus den anderen Bearbeitungsgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern im Kapitel 3.6.1 hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Veränderungen diskutiert.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Die Schadstoffuntersuchungen konzentrierten sich im Bearbeitungsgebiet auf die beiden PLC-Messstellen Stepenitz/Rodenberg und Maurine/u. Schönberg.

Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für die als prioritäre Stoffe eingestuften **Schwermetalle** Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden an keiner der beiden untersuchten Messstellen überschritten. Aggregierte Daten der Untersuchungsergebnisse aller 7 Schwermetalle sowie Arsen sind in der **Anlage 3-4** enthalten.

Neben den Schwermetallen wurden eine Reihe organischer **Industriechemikalien** untersucht, darunter auch solche, die zu den prioritären Stoffen nach WRRL zu zählen sind und für die Umweltqualitätsnormen (UQN) vorliegen (**Anlage 3-5**). Von den aliphatischen halogenierten Kohlenwasserstoffen war lediglich Trichlormethan je einmal in der Stepenitz und in der Maurine in Spuren weit unterhalb der UQN nachzuweisen. Ebenfalls überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze und weit unterhalb der UQN lagen die

Messwerte für Nonyl- und Octylphenol. Demgegenüber war Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) nahezu immer oberhalb der Bestimmungsgrenze und häufig auch oberhalb UQN zu messen. Allerdings ist bekannt, dass die Gefahr von kontaminationsbedingten Fehlern sowohl bei der Probenahme als auch bei der DEHP-Bestimmung im Labor groß ist. Vergleichsuntersuchungen im Jahr 2007 sollen mögliche systematische Fehler aufdecken und zur Qualitätssicherung beitragen. Auf eine Darstellung der DEHP-Befunde wird im vorliegenden Bericht verzichtet. Erstmals wurden im Jahr 2006 auch die zu den prioritären Stoffen zählenden polycyclischen aromatischen Halogenkohlenwasserstoffe (PAK) und Tributylzinn (TBT) an der Messstelle Rodenberg gemessen (n=4). Die Bestimmungsgrenzen für Benzo(ghi)perylen (0,003 µg/l), Indeno(1,2,3-cd)pyren (0,003 µg/l) und TBT (0,01 µg/l) reichen jedoch für eine Überprüfung der UQN nicht aus, da diese deutlich unter den Bestimmungsgrenzen liegen. Bei den übrigen PAK wurde keine Überschreitung der UQN festgestellt. Eine Übersicht über die Befunde aller untersuchten Industriechemikalien ist in **Anlage 3-5** zusammengestellt.

Die **Pflanzenschutzmittel**-Wirkstoffe (PSM), die in den **Anlagen 3-6** für alle Messstellen zusammengestellt sind, wurden in Rodenberg alle 4 Jahre sowie in Schönberg und Törber in jeweils 3 Jahren untersucht. Im gesamten Bearbeitungszeitraum waren an den drei Messstellen 11 PSM-Wirkstoffe nachzuweisen. Dazu gehören die vorrangig im Getreide als Vor- bzw. Nachaufbauherbizid angewandten Herbizide Isoproturon (IPU), MCPA, Mecoprop, Dichlorprop, Terbutylazin, Bentazon und Chlortoluron. Das ebenfalls in mehreren Jahren gemessene Metazachlor wird dagegen bevorzugt gegen Unkräuter und Ungräser im Raps angewendet. Außerdem traten in Einzelbefunden die in Deutschland nicht zugelassenen Wirkstoffe Ametryn und Prometryn auf. Einmal war das Herbizid Propyzamid nachzuweisen. Insgesamt waren in 127 Wasserproben 28 Positivbefunde zu verzeichnen, wobei die Konzentrationen in 10 Fällen über dem Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/l lagen. Auffällige Befunde oberhalb der LAWA-Zielvorgaben wurden an der Messstelle

- Maurine/u. Schönberg
(2,6 µg/l Metazachlor, 1,5 µg/l IPU)

festgestellt. Da IPU zu den gefährlichen Stoffen nach WRRL zählt, liegt für diesen Wirkstoff auch eine Umweltqualitätsnorm (UQN) der Europäischen Gemeinschaft vor. Danach darf die Jahresdurchschnittskonzentration von 0,3 µg/l oder die zulässige Höchstkonzentration von 1,0 µg/l nicht überschritten werden. Demnach kam es im Jahre 2003 in der Maurine zu einer UQN-Überschreitung. Für Metazachlor liegt keine UQN vor.

Eine landesweit vergleichende Betrachtung der untersuchten Schadstoffe erfolgt im Kapitel 3.6.2.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 7 Probestellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos** und **Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse können der **Anlage 3-8** entnommen werden.

Der **Saprobienindex** (SI) ergab an den Stellen, an denen ein gesichertes Ergebnis ermittelt werden konnte, sowohl nach Alter als auch nach der neuen, typspezifischen Klassifikation die Güteklasse II bzw. 2 (einzige Ausnahme: Maurine bei Maurinemühle mit saprobieller Qualitätsklasse 3 gemäß neuem Saprobienindex). Damit besteht gute Übereinstimmung mit dem Ergebnis der Klassifikation nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung (MV-Richtlinie, s. oben). Der neue SI spiegelt im Fall des Maurine-Oberlaufs auch die weiter oberhalb an der Landesmessstelle Maurine/Carlow nachgewiesenen Defizite in Bezug auf Sauerstoffhaushalt und organische Belastung wider.

Im Gegensatz zur meist guten saprobiellen Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte zeigt der **Standorttypieindex** (STI) deutlich das Vorliegen anderer, vor allem struktureller Defizite an. Die Klassifikation anhand des STI-Trichopteren (Köcherfliegenindex) ergab Güteklassen zwischen 3 (mäßiger Zustand) und 5 (schlechter Zustand, umfassender ökologischer Sanierungsbedarf), für zwei Stellen konnte der STI-T nicht gesichert bewertet werden. Die Güteklasse 5 wurde für den

- Gadebuscher Bach am Draguner Holz

ermittelt, der auch bei der Bewertung anhand des STI-Makrophyten nur die Güteklasse 4 (ungenügend, dringlicher ökologischer Sanierungsbedarf) erreichte, ebenso wie die Radegast südlich von Vitense. An drei Probestellen wurde die Güteklasse 3 erreicht. Die als Zielvorgabe angestrebte Güteklasse 2 (gut) des STI-Makrophyten wurde im Unterlauf der Stepenitz zwischen Dassow und Lütgenhof ermittelt. Nördlich von Kastahn ergab die Bewertung des STI-Makrophyten sogar die Güteklasse 1 (sehr gut), allerdings weist die Stepenitz in diesem Bereich strukturelle Defizite auf (STI-Trichopteren nur Güteklasse 3). Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen den Orientierungswerten für Nährstoffe und dem STI-Makrophyten lässt sich an diesen Probestellen nicht erkennen.

Die Gesamtbetrachtung der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten zeigt, dass keiner der untersuchten Gewässerabschnitte voraussichtlich den guten ökologischen Zustand nach WRRL erreicht hat, da trotz guter Bewertung der einen die jeweils andere Qualitätskomponente die Zielvorgabe verfehlte.

Der **Chlorophyll-a-Gehalt** wurde im Bearbeitungsgebiet an 3 Messstellen bestimmt. Die zur Bewertung der Trophie heranzuziehenden mittleren Sommerkonzentrationen (1.3.-31.10.) zeigen deutliche Unterschiede (**Tab. 3.2.1**).

Der höchste Trophiegrad ist in der Radegast zu verzeichnen, was möglicherweise auf die unterstützende Wirkung des Planktoneintrags aus dem unterhalb von Gadebusch durchflossenen Neddersee zurückzuführen ist (Impfplankton). Die Radegast bei Törber war in den Jahren 2003 und 2004 mit sommerlichen Konzentrationen um 31 µg/l in die Trophieklasse II-III und in den Jahren 2005 und 2006 mit Konzentrationen um 18 µg/l in die Klasse II einzustufen. Im Unterlauf der Stepenitz waren etwas geringere Chlorophyll-a-Gehalte als in der Radegast festzustellen. Die Maurine ist kurz vor ihrer Mündung in die Stepenitz mit Werten um 6 µg/l in die Trophieklasse Klasse I-II einzustufen. Neben den

Sommerwerten sind in **Anlage 3-9** auch die 90-Perzentilwerte aufgeführt. Für die Bewertung wurde der Mittelwert herangezogen, da nicht immer eine ausreichende Anzahl von Einzelmessungen vorlag, die die Verwendung des 90-Perzentilwerts erlaubt hätte. Es ist darauf hinzuweisen, dass hydrologische und meteorologische Bedingungen einen starken Einfluss auf die Planktonentwicklung in Flüssen ausüben, so dass nur langjährige Untersuchungen Aufschluss über Entwicklungstendenzen zulassen. In den nächsten Jahren sollten die Chlorophyllmessungen auf die Oberläufe der Stepenitz und Radegast ausgedehnt werden.

Tab. 3.2.1: Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen sowie Mittel der Nitrat- und ortho-Phosphat-Klassifikation nach LAWA für Stepenitz, Maurine und Radegast, nach LAWA 2002 und LAWA 1998

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse	Güteklasse Nitrat 2003-2006	Güteklasse Phosphat 2003-2006
Stepenitz / Rodenberg	27,7	25,7	21,7	12,8	II	III	II
Maurine / u. Schönberg	6,5	6,6	4,9	5,6	I-II	III	I-II
Radegast / Törber	30,8	32,8	17,8	18,6	II bis II-III	II-III bis III	II bis II-III

Eine landesweite Betrachtung der Ergebnisse der untersuchten biologischen Qualitätskomponenten erfolgt im Kapitel 3.6.3.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.1** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, der chemischen und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammenfassend dargestellt.

Von den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind die Ergebnisse der Klassifikation nach organischer Belastung und Sauerstoffhaushalt nach der in Mecklenburg-Vorpommern angewandten Klassifizierungsrichtlinie (Gewässergütebericht MV 1993, LAWA 1998) als äußeres kreisförmiges Farbband sowie die Ergebnisse der Überprüfung der Nährstoffe anhand der Hintergrund- und Orientierungswerte nach LAWA 2007 bzw. BLMP 2007 als geviertelter innerer Kreis dargestellt. Die Farbabstufungen entsprechen den Angaben aus den genannten Quellen bzw. sind in der Legende erläutert. Die Bewertungen wurden für den Zeitraum 2003-2006 vorgenommen (siehe **Anlage 3-2** und **3-3**), d. h. bei Vorliegen von Güteklassen für mehrere Jahre wurden Klassenmittel gebildet. Zudem wurden Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen kenntlich gemacht.

Bei den biologischen Qualitätskomponenten wurden die Ergebnisse der Güteklassifikation nach altem und neuem Saprobienindex sowie nach Standorttypindex-Trichopteren und Standorttypindex-Makrophyten als gevierteltes Quadrat dargestellt.

Die bisherigen Untersuchungen - es wurden bisher 5 der 28 Wasserkörper (ohne Seen) des Bearbeitungsgebietes untersucht - weisen den Oberlauf der Maurine und den Dassower Mühlbach als die Gewässer mit der höchsten Belastung aus. Hier sind sowohl beim ökologischen, als auch beim chemischen Zustand erhebliche Defizite zu verzeichnen. Der Gadebuscher Bach, der nur biologisch untersucht wurde, zeigte ebenfalls Sanierungsbedarf an.

In den folgenden Jahren ist die Überwachung auf die bisher nicht untersuchten Wasserkörper auszudehnen, wobei darauf zu achten ist, dass die biologischen und die physikalisch-chemischen Komponenten parallel, also im gleichen Untersuchungsjahr, erfasst werden.

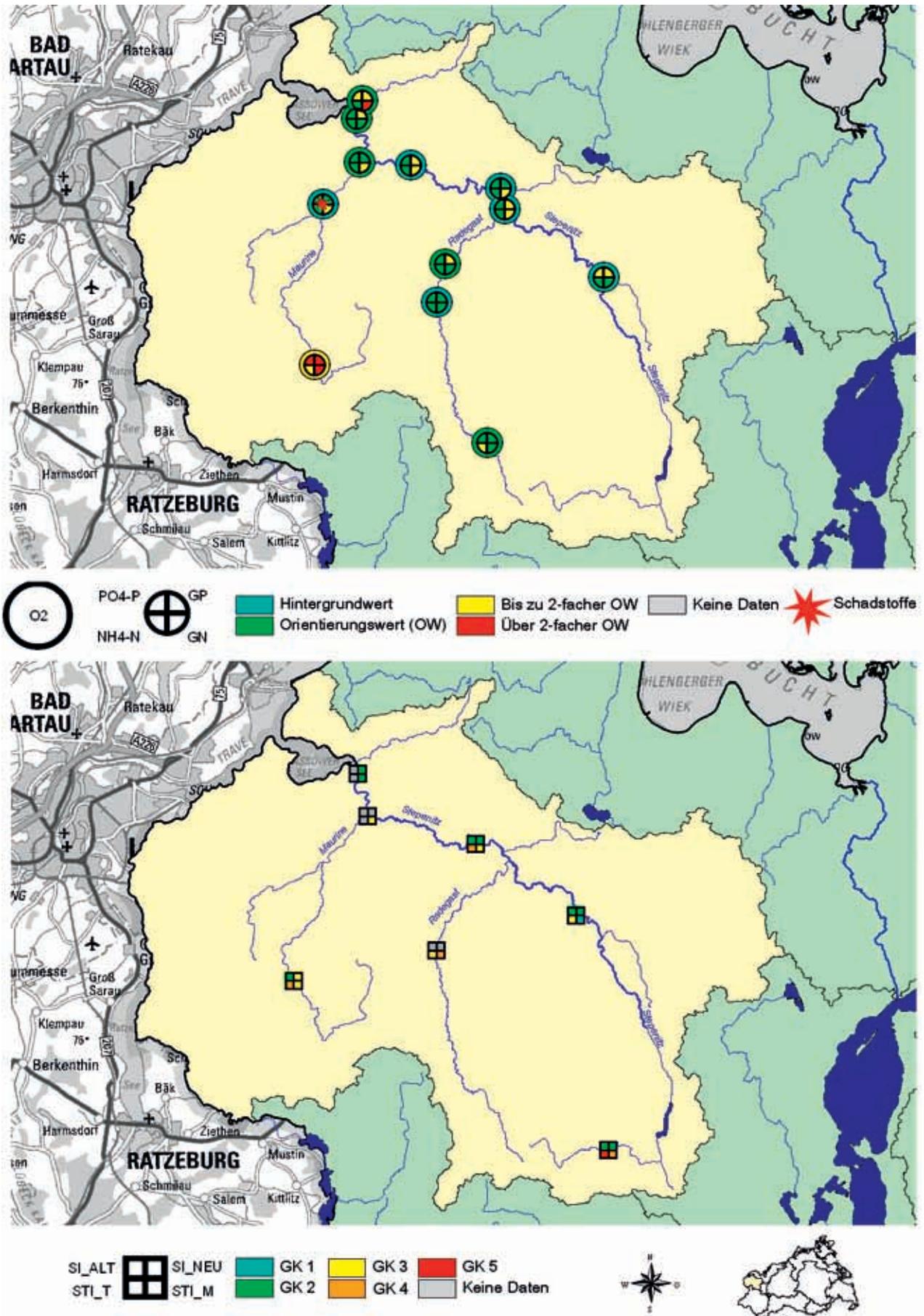


Abb. 3.1: Zustandseinschätzung von Gewässern im Bearbeitungsgebiet Stepenitz der FGE Schlei/Trave (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.3 Fließgewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene

3.3.1 Bearbeitungsgebiet Küste West

Das Bearbeitungsgebiet umfasst das nord- und nordwestmecklenburgische Küstengebiet zwischen der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein und dem Einzugsgebiet der Warnow. Das Küstengebiet West nimmt eine Landfläche von 1.135 km² ein, die in die vorgelagerten mecklenburgischen Küstengewässer (siehe Kapitel 5.2) entwässert wird. In die Wismarbucht münden neben dem Wallensteingraben (Einzugsgebiet: 147 km²) noch eine Reihe weiterer Küstenbäche, wie Klützer Bach (36 km²), Tarnewitzer Bach (85 km²) und Farpener Bach (76 km²). Im östlichen Teil des Bearbeitungsgebietes mündet der Hellbach (213 km²) in das Salzhaff, während der Randkanal (148 km²) über die Jemnitzschleuse die Conventer Niederung in die Mecklenburger Bucht entwässert. Mit diesen relativ kleinen Fließgewässern werden etwa 62 % des Bearbeitungsgebietes zwischen Trave im Westen und Warnow im Osten überwacht. Neben den von Bächen und Gräben zerschnittenen Bereichen gibt es Gebiete mit Binnenentwässerung. Solche Gebiete sind südöstlich der Wohlenberger Wiek und östlich von Wismar zu finden (Marcinek & Nitz 1973). Für das Bearbeitungsgebiet wurden 43 Wasserkörper ausgewiesen.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden im Bearbeitungsgebiet an 17 Messstellen monatlich untersucht, womit der physikalisch-chemische Zustand von 14 Wasserkörpern erfasst wurde.

Die Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit nach dem Merkmalskomplex „**Sauerstoffhaushalt** und organische Belastung“ ergab überwiegend, d. h. an 9 der 17 untersuchten Messstellen, die Klasse 2. Für vier Messstellen konnte sogar die Klasse 1 vergeben werden. Dies betraf die in der Kühlung, einem Waldgebiet südwestlich von Bad Doberan, gelegenen Messstellen Wittbeck/o. Wittbeck, den Zulauf zum Hellbach bei Parchow sowie die Messstellen Steffin und Rambow im Wallensteingraben. Sehr starke und starke Belastungen wurden dagegen im

- Farpener Bach/u. Farpen (Klassenmittel 4,0)
- Randkanal/Jemnitzschleuse (Klassenmittel 3,3),
- Kröpeliner Stadtbach/Detershagen (Klassenmittel 3,0) und
- Klützer Bach/Boltenhagen (Klassenmittel 3,0)

festgestellt. Die Ergebnisse für die Einzeljahre können der **Anlage 3-2** entnommen werden.

Die Bewertung an Hand der neuen typspezifischen Orientierungswerte nach LAWA 2007 bzw. BLMP 2007 zeigt, dass lediglich an einer der 17 Messstellen die Orientierungswerte für alle vier **Nährstoffe** eingehalten werden. An allen ande-

ren Messstellen kam es bei mindestens einer Nährstoffverbindung zu Überschreitungen der Orientierungswerte. Am häufigsten war dies für GP (14 x) und GN (13 x) der Fall. Bei Orthophosphat waren an 10 Messstellen und bei Ammonium an 3 Messstellen Überschreitungen festzustellen. Auffällig hohe Belastungen durch mehrere Nährstoffe waren an den Messstellen

- Kröpeliner Stadtbach/Detershagen (PO₄-P, GP, NH₄-N, GN)
- Farpener Bach/u. Farpen (PO₄-P, GP, NH₄-N, GN)

festzustellen. Im Farpener Bach unterhalb Farpen wird der Grundablass des Stausees Farpen erfasst. Hohe Belastungen einzelner Nährstoffe traten an den Messstellen

- Wallensteingraben/Wismar (GP)
- Hellbach/Lehnhof und Altenhagen (GN)
- Kleiner Hellbach/Neubukow (GN)
- Parchower Bach/Parchow (GN) und
- Bach aus Neukarin/Parchow (GN: 10,2 mg/l, Mittel 2006)

auf.

Im Oberlauf des Hellbaches mit seinen Zuläufen aus den landwirtschaftlich intensiv genutzten Ackerflächen wurden Ende März 2006 Maximalkonzentrationen bis 18,4 mg/l GN und 13,3 mg/l NO₃-N gemessen. Demgegenüber lagen die Nährstoffkonzentrationen in der Wittbeck oberhalb von Wittbeck (**Abb. 3.2**) im Bereich natürlicher Hintergrundwerte.

An den PLC-Messstellen Wallensteingraben/Wismar und Hellbach/Teßmannsdorf lagen die mittleren GP-Konzentrationen bei 0,24 bzw. 0,14 mg/l und die mittleren GN-Konzentrationen bei 3,0 bzw. 5,9 mg/l, d. h. die Zielwerte, die zum Schutz der Meeresumwelt eingehalten werden müssten, werden im Wallensteingraben vor allem bei Phosphor und im Hellbach vor allem bei Stickstoff deutlich überschritten. Im Einzugsgebiet des Hellbaches müssen hierfür vor allem diffuse Einträge aus den landwirtschaftlichen Flächen verantwortlich gemacht werden.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Untersuchungen zur Belastung mit **Schwermetallen** fanden an den PLC-Messstellen Wallensteingraben/Wismar und Hellbach/Teßmannsdorf statt (**Anlage 3-4**). Die Umweltqualitätsnormen wurden an keiner dieser Messstellen überschritten. Die Jahresdurchschnittskonzentrationen lagen zwischen 0,03 und 0,08 µg/l Cadmium, 0,2 und 1,4 µg/l Blei, 0,002 und 0,006 µg/l Quecksilber sowie 1,5 und 8,8 µg/l Nickel. Für Cadmium wurden Höchstkonzentrationen bis 0,26 µg/l und für Quecksilber bis 0,035 µg/l gemessen.



Abb. 3.2: Die Wittbeck oberhalb von Wittbeck südlich von Bad Doberan

Die Ergebnisse der **Industriechemikalien** waren an den untersuchten Messstellen bis auf die Phthalat-Befunde unauffällig. Meist lagen sie unterhalb der Bestimmungsgrenze und weit unterhalb der UQN (**Anlage 3-5**).

Im Bearbeitungsgebiet wurden in den Jahren 2005 und 2006 monatlich Wasserproben der Messstelle Hellbach/Teßmannsdorf auf bis zu 154 **Pflanzenschutzmittel**-Wirkstoffe untersucht. In den 23 untersuchten Wasserproben war jedoch nur einmal ein Wirkstoff nachzuweisen (**Anlage 3-6**). Es handelt sich dabei mit Dichlorprop um ein selektives Herbizid, welches meist in Kombination mit anderen Herbiziden zur Nachauflaufanwendung in Winter- und Sommergetreide angewandt wird. Dichlorprop wurde am 28.06.2005 in einer Konzentration von 0,1 µg/l nachgewiesen.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 42 Probestellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt.

Der **Saprobienindex** (SI) nach alter DIN 38410 konnte an 28 Stellen gesichert bewertet werden, wobei nicht in allen Fällen die Zielvorgabe (Güteklasse II) erreicht wurde. An 6

Stellen wurde nur die Güteklasse II-III festgestellt:

- Gagzower Graben
- Grundshägener Bach
- Klützer Bach
- Kröpeliner Stadtbach
- Tarnewitzer Bach u. Oberhof
- Zierower Bach.

Der neue typspezifische SI ergab für 19 Stellen eine gesicherte Bewertung, die für den

- Glashäger Bach im Doberaner Wald

sogar die Güteklasse 1 (sehr gute saprobielle Qualität) auswies. Die Zielvorgabe „gute saprobielle Qualität“ wurde dabei mit Güteklasse 3 im Klützer Bach, im Tarnewitzer Bach u. Oberhof und an zwei Probestellen im Stegebach verfehlt. Die Ergebnisse der Saprobienindexbewertung werden durch die Klassifikation nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung (s. o.) weitgehend unterstützt, allerdings liegen nur in relativ wenigen Gewässerabschnitten Ergebnisse zu beiden Bewertungsmethoden vor. Unstimmigkeiten zwischen beiden Bewertungsergebnissen traten in den rückstaubeinflussten Unterläufen des Farpener Bachs und des Klützer Bachs auf (Saprobie nach alter DIN 38410: gut, Sauerstoffhaushalt: stark belastet).

Nach **Standorttypieindex** (STI) wurde an 7 (27 %) von 26 bewerteten Stellen die Zielvorgabe (Güteklasse 2 oder 1) jeweils für beide Qualitätskomponenten eingehalten (**Tab. 3.3.1**), während für die übrigen Stellen ökologischer Sanierungsbedarf angezeigt wurde. Am schlechtesten schnitt der

- Mechelstorfer Bach

ab, der sowohl anhand seines Köcherfliegeninventars (STI-Trichopteren) als auch der Makrophyten in die Güteklasse 5 einzuordnen war. Für den

- Kröpeliner Stadtbach unterhalb von Dettmannshagen,
- zwei Probestellen im Stegebach (westlich der Deponie und nördlich von Rabenhorst),
- den Fulgenbach östlich von Kühlungsborn sowie
- den Unterlauf des Klützer Bachs

zeigten die Köcherfliegen mit Güteklasse 5 ebenfalls umfassenden ökologischen Sanierungsbedarf an, während die Qualitätskomponente Makrophyten geringfügig besser bewertet wurde (Güteklasse 4).

Tab. 3.3.1: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Küste West mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	GüteklasseSTI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Glashäger Bach bei Glashagen	2	1	1	gut
Glashäger Bach im Doberaner Wald	1	1	2	gut
Wittbeck in der Kühlung	0	1	2	unklar (voraussichtlich gut)
Bollhäger Fließ zwischen Reddelich und Brodhagen	2	1	2	gut
Wallensteingraben bei Moidentin	2	2	1	gut
Hellbach unterhalb der B105	2	2	2	gut

Chlorophyll-Untersuchungen fanden im Bearbeitungsgebiet an 5 Messstellen statt (**Anlage 3-9**). Der Wallensteingraben/Wismar wies Sommerkonzentrationen zwischen 78 und 223 µg/l auf, die im Wesentlichen auf den Plankton-eintrag aus dem durchflossenen polytrophen Mühlenteich Wismar zurückzuführen sind. In Steffin, oberhalb des Mühlenteiches, wurde 2006 eine Sommerkonzentration von nur 7,7 µg/l ermittelt. Vergleichbare Werte wurden auch im Hellbach und im Randkanal erhalten. Im Farpener Bach/u. Farpener wird der Plankton- und Nährstoffaustrag aus der als polytroph klassifizierten Talsperre Farpener registriert. Hier wurde eine mittlere Sommerkonzentration von 18,8 µg/l erhalten.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.3** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Das Bearbeitungsgebiet ist gekennzeichnet durch eine Vielzahl kleiner Küstenbäche. Größere Fließgewässer sind nicht vorhanden. Viele der kleinen Gewässer weisen stoffliche und saprobielle Belastungen auf, die einen erheblichen ökologischen Sanierungsbedarf anzeigen. Hervorzuheben sind hohe stoffliche Belastungen in Nebengewässern im Gebiet des Oberlaufes des Hellbaches (insbesondere Gesamt-N) und der Conventer Niederung sowie im Mechelstorfer und Farpener Bach.

Bei der Durchführung des zukünftigen Gewässermonitorings ist stärker als bisher darauf zu achten, dass die physikalisch-chemischen und die biologischen Untersuchungen möglichst parallel in gleichen Wasserkörpern stattfinden.

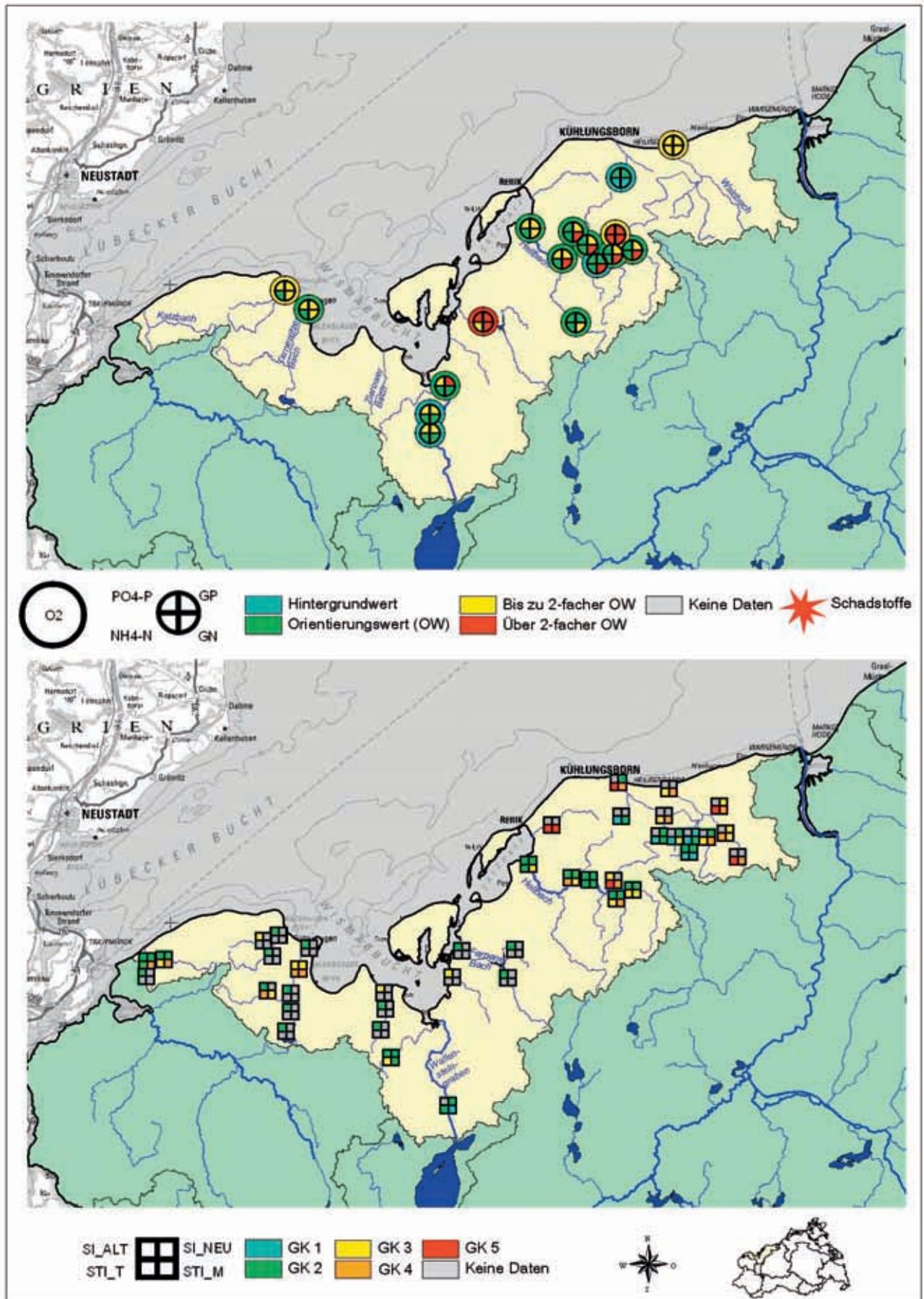


Abb. 3.3: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Küste West der FGE Warnow/Peene (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.3.2 Bearbeitungsgebiet Warnow

Das Bearbeitungsgebiet umfasst eine Landfläche von 3.291 km², welche zum größten Teil durch die Warnow entwässert wird. Das Einzugsgebiet der Warnow lässt sich in die Oberwarnow und die salzwassergeprägte Unterwarnow unterteilen. Beide Gewässerabschnitte werden durch das Mühlendammwehr in Rostock voneinander getrennt. Nachfolgend wird die Oberwarnow und im Kapitel 5.2 die zu den Küstengewässern zählende Unterwarnow behandelt. Die Oberwarnow entspringt bei Grebbin im Landkreis Parchim. Auf ihrem 135 km langem Weg bis nach Rostock nimmt sie in ihrem Mittellauf den Brüeler Bach und die Mildenitz und in ihrem Unterlauf die Nebel, Beke, Zarnow und Kösterbeck auf. Das Einzugsgebiet beträgt bis zur Mühlendammschleuse 3.047,5 km². Neben der Warnow und ihren Nebengewässern wurde auch die in die Unterwarnow mündende Carbäk und der in den Breitling, einem Nebengewässer der Unterwarnow, mündende Peezer Bach untersucht.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden im Bearbeitungsgebiet (ohne Unterwarnow) an 30 Messstellen untersucht, die in 21 Wasserkörper liegen. Insgesamt wurden für das Bearbeitungsgebiet 106 Wasserkörper (ohne Seen) ausgewiesen. An den Trendmessstellen Warnow/Kessin, Nebel/Wolken und Nebel/Ahrenshagen fanden die Untersuchungen im Abstand von 14 Tagen, an den übrigen Messstellen im vierwöchentlichen Abstand statt.

Nach dem Merkmalskomplex „**Sauerstoffhaushalt**“ und

organische Belastung“ ist der Ober- und Mittellauf der Warnow in die Güteklasse 2 einzustufen. Die Nebel weist im Oberlauf Klasse 1 und im Unterlauf Klasse 2 auf. Auch der Peezer Bach ist bezüglich des Sauerstoffhaushaltes in Klasse 1 bis 2 einzustufen. Mildenitz, Beke und Kösterbeck weisen überwiegend Klasse 2 auf (**Anlage 3-2**). Eine starke Belastung des Sauerstoffhaushaltes wurde an folgenden Messstellen festgestellt:

- Kösterbeck/Bandelstorf (Klassenmittel 3,0)
- Mildenitz/Wendisch-Waren (Klassenmittel 3,0)
- Warnow/Kessin (Klassenmittel 3,0)
- Mildenitz/Sternberger Burg (Klassenmittel 2,8)
- Warnow/u. Schwaan und Werle (Klassenmittel 2,8)
- Beke/Gnemern (Klassenmittel 2,7)

Während in Kösterbeck und Beeke möglicherweise saprobielle Belastungen für diesen Zustand verantwortlich zeichnen, sind es in der see-beeinflussten Mildenitz und in dem rückgestauten und see-beeinflussten Warnowabschnitt zwischen Bützow und Rostock Sekundärbelastungen in Folge der hohen Trophielage dieser Gewässer.

Die Bewertung an Hand der neuen typspezifischen Orientierungswerte (OW) für die **Nährstoffe** zeigt (**Anlage 3-3**), dass die OW im Warnoweinzugsgebiet im Mittel des Untersuchungszeitraumes an etwa der Hälfte der Messstellen bereits eingehalten werden, wobei dies für GP und GN jedoch nicht in jedem einzelnen Jahr zutrifft. Am häufigsten wurden die OW für GN (13 x) und GP (11 x) überschritten. Der OW für Orthophosphat wurde an 5 Messstellen, der für Ammonium nur für eine Messstelle überschritten. Auffällig sind die sehr hohen Nährstoffbelastungen im Peezer Bach (**Tab. 3.3.2**).

Tab. 3.3.2: Nährstoffkonzentrationen im Peezer Bach, aggregierte Daten für den Zeitraum 2003-2006

Messstelle	PO ₄ -P in mg/l		GP in mg/l		NH ₄ -N in mg/l		GN in mg/l	
	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max	Mittel	Min-Max
Stuthof	0,29	0,05-1,84	0,36	0,1-2,0	0,11	0,02-0,87	9,8	2,7-20,2
u. Mönchhagen	0,30	0,07-0,91	0,40	0,1-1,1	0,10	0,02-0,26	11,4	4,4-20,0
Poppendorf	0,43	0,12-0,97	0,59	0,2-1,2	0,14	0,07-0,29	8,6	4,4-14,8

Der Peezer Bach ist das mit Abstand am stärksten mit Nährstoffen belastete Gewässer im Bearbeitungsgebiet. Die hohe P-Belastung dieses Baches ist wahrscheinlich auf die Betriebsabwässer aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf zurückzuführen. Hier wird phosphathaltiges Wasser zum Korrosionsschutz eingesetzt. Zudem ist das Düngemittelwerk auch für die hohe N-Belastung des Peezer Baches verantwortlich zu machen. Aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen führt der Peezer Bach bezogen auf sein kleines Einzugsgebiet überproportional hohe Frachten (siehe Kap. 5.2.1), die insbesondere den Breitling belasten. Vor dem Hintergrund des Schutzes dieses Küstengewässers ist eine deutliche Reduzierung der Nährstoffbelastung des Peezer Baches erforderlich. Dies trifft auch auf die wesentlich geringer belastete Warnow zu. Zwar werden an der PLC-Mess-

stelle Warnow/Kessin die Orientierungswerte weitgehend eingehalten, jedoch führen die hohen Flusswasserfrachten zu einem deutlichen Trophiegefälle in der Unterwarnow. Um die Orientierungswerte für die Nährstoffe in der Unterwarnow einzuhalten, müssten die Nährstoffeinträge über die Flusswasserfrachten der Warnow deutlich gesenkt werden.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Schwermetall-Untersuchungen fanden an der PLC-Messstelle Warnow/Kessin und in der Beke statt. Die Beke und der Unterlauf der Warnow sind als Fischgewässer ausgewiesen und müssen gemäß Fischgewässerrichtlinie 78/659/EWG

alle 3 Jahre u. a. auf die Schwermetalle Gesamtzink und gelöstes Kupfer untersucht werden. Für Salmonidengewässer wird gemäß dieser Richtlinie für Gesamtzink ein imperativer Wert von 0,3 mg/l (= 300 µg/l) und für Cyprinidengewässern von 1 mg/l (1.000 µg/l) in Wässern mit einer Härte von 100 mg/l CaCO₃ angegeben. Solch hohe Werte wurden bisher in keinem der untersuchten Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns gemessen. Für gelöstes Kupfer wird ein Grenzwert von 0,04 mg/l (= 40 µg/l) für Salmoniden- und Cyprinidengewässer angegeben, der ebenfalls bisher nicht annähernd erreicht wurde. Die Umweltqualitätsnormen für die als prioritäre Stoffe eingestufteten Schwermetalle Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden an keiner der untersuchten Messstellen überschritten (**Anlage 3-4**).

In der Nebel und Warnow waren in der Vergangenheit eine Reihe von **Industriechemikalien**, insbesondere Vertreter aus der Gruppe der leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) nachzuweisen. Als Eintragsquelle erwiesen sich altlastkontaminierte Standorte in Güstrow und Bützow (Gewässergütebericht 2000/2001/2002). Nachdem im Jahre 2000 am Standort Güstrow mit der Sanierung einer kontaminierten Altlastfläche begonnen wurde, zeichnet sich ein deutlicher Rückgang der LHKW-Befunde in beiden Flüssen ab (siehe Kap. 3.6.2, **Tabelle 3.6.13**). Überschreitungen von UQN waren auch für andere Industriechemikalien, die zu den prioritären Stoffen zählen, nicht zu verzeichnen (**Anlage 3-5**).

Da das Wasser der Warnow zur Trinkwassergewinnung für die Stadt Rostock genutzt wird, wurden die **PSM**-Untersuchungen auf den Unterlauf des Flusses und die Zuflüsse in diesem unteren Flussabschnitt konzentriert. PSM-Wirkstoffe wurden im Warnow-Einzugsgebiet an 9 Messstellen meist monatlich untersucht. In allen vier Jahren fanden Untersuchungen an den Messstellen Warnow/Kessin und Nebel/Wolken statt. Darüber hinaus wurden Messstellen in der Kösterbeck, Zarnow und Beke sowie weitere Messstellen in der Nebel und Warnow untersucht. An allen Messstellen wurden im Zeitraum 2003 bis 2006 insgesamt 12 Wirkstoffe nachgewiesen. Am häufigsten traten die Herbizide Isoproturon (9 x), Bentazon (8 x), Dichlorprop (7 x), Terbutylazin (6 x) und Mecoprop (5 x) auf. Metazachlor, MCPA und Diuron waren je zweimal sowie Linuron, Atrazin, Metalaxyl und Dikegulac je einmal nachzuweisen. Diuron ist eine chlorierte Harnstoffverbindung, die selektiv im Obst- und Gemüseanbau sowie als Totalherbizid im nichtlandwirtschaftlichen Bereich zur Flächenentkrautung eingesetzt wird. In Deutschland sind PSM, die Atrazin und Linuron enthalten, nicht mehr zugelassen. Linuron ist ebenfalls ein selektives Herbizid aus der Gruppe der Harnstoffderivate. Es kommt bevorzugt gegen Samenunkräuter in Kartoffeln, Mais, Gemüse, Zierpflanzen und Ziergehölzen zur Anwendung. Metalaxyl ist ein Stickstoff-Pestizid und kommt meist in Kombination mit anderen Fungiziden gegen Kraut- und Knollenfäule der Kartoffel zum Einsatz. Dikegulac ist ein Wachstumsregulator. Für Metalaxyl und Dikegulac existieren keine Zielvorgaben oder Umweltqualitätsnormen. Der PSM-Vorsorgewert für die Trinkwassernutzung von 0,1 µg/l wurde neunmal an drei

Messstellen von folgenden Wirkstoffen überschritten:

- Zarnow/Reez
(2004: 0,28 µg/l MCPA, 0,21 µg/l Metazachlor,
2005: 0,60 µg/l Bentazon, 0,38 µg/l Terbutylazin)
- Nebel/Wolken
(2003: 0,29 µg/l Dikegulac, 0,28 µg/l Mecoprop,
0,17 µg/l IPU, 0,13 µg/l Dichlorprop)
- Warnow/Werle
(2004: 0,33 µg/l Terbutylazin)

Hervorzuheben ist, dass in der Nebel Dikegulac und Mecoprop sowie Dichlorprop und Diuron in jeweils einer Wasserprobe gleichzeitig nachzuweisen waren. In der Zarnow war dies für Terbutylazin und Bentazon der Fall. Als besorgniserregend muss der Terbutylazin-Befund in der Warnow/Werle betrachtet werden, da er deutlich über dem Grenzwert für die Trinkwassernutzung liegt. In der Warnow/Kessin, d. h. kurz vor dem Stichkanal zum Wasserwerk Rostock, wurden 2003 je einmal Isoproturon und Metalaxyl sowie 2005 einmal Linuron in Konzentrationen unterhalb von 0,1 µg/l nachgewiesen. Die Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wurden im Bearbeitungsgebiet für alle Wirkstoffe eingehalten.

Neben den Wasserproben wurden in der Warnow auch Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der Schwebstoffe und Oberflächensedimente durchgeführt. Diese Ergebnisse werden im Rahmen der landesweiten Auswertung im Kapitel 3.6.2 diskutiert.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 58 Probestellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse können der **Anlage 3-8** entnommen werden.

Der **Saprobienindex** (SI) nach alter DIN 38410 ergab für 25 Stellen eine gesicherte Bewertung, wobei mit Ausnahme der Bresenitz bei Breesen (Güteklasse II-III) die Zielvorgabe eingehalten wurde. Die parallele Berechnung des neuen, typspezifischen SI an diesen Stellen zeigte eine breitere Streuung der Ergebnisse. Die Bresenitz bei Breesen verfehlte nach dieser neuen Klassifikation mit Güteklasse 3 ebenfalls die Zielvorgabe, auch für den Witziner Müllerbach unterhalb Witzin wurde eine saprobielle Belastung festgestellt. Eine sehr gute saprobielle Qualität wiesen dagegen folgende Gewässer auf:

- Nebel bei Kirch Rosin
- Hopfenbach bei Pinnowhof

Die übrigen Stellen wurden sowohl nach altem als auch nach neuem SI mit „gut“ bewertet. Der typspezifische SI scheint die saprobielle Belastung besser zu differenzieren als der alte SI; da aber für diese biologisch untersuchten Gewässerabschnitte keine Klassifikation der allgemeinen phy-

sikalisch-chemischen Parameter vorliegt, kann die Aussage nicht weiter untersetzt werden. An den übrigen Probestellen, an denen nur Ergebnisse für den neuen SI vorlagen, wurde die sehr gute saprobielle Qualität zwar nicht erreicht, aber die Zielvorgabe „gut“ mit Ausnahme der Kösterbeck bei Lieblingshof, der Lößnitz bei Wattmannshagen und des LV56 bei Vogelsang eingehalten.

Im Gegensatz zu den mit wenigen Ausnahmen guten saprobiellen Verhältnissen ergab die Bewertung nach **Standardtypieindex** (STI), die an allen 58 Stellen durchgeführt wurde, eine breitere Streuung der Ergebnisse. Rund 14 % der untersuchten Gewässerabschnitte (8 Probestellen) wurden sowohl anhand ihres Köcherfliegen- als auch ihres Makrophyteninventars mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet (**Tab. 3.3.3**). Da gleichzeitig keine saprobielle Belastung nachzuweisen war, zeigten 4 Stellen den guten Zustand für die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten an. An den übrigen 4 Stellen ist die saprobielle Qualität noch zu überprüfen, wird aber aufgrund der geringen anthropogenen Belastung dieser Gewässerabschnitte die gute Gesamtbewertung voraussichtlich bestätigen. An einer Reihe weiterer Probestellen (16 %) wurde eine der beiden Qualitätskomponenten mit Güteklasse 1, die andere

jedoch nur mit Güteklasse 3 bewertet, so dass nicht vom Vorliegen des guten ökologischen Zustands ausgegangen werden kann, zumal zukünftig bei der Bewertung nach WRRL die schlechtere Güteklasse den Ausschlag für die Gesamtbewertung der biologischen Qualitätskomponenten geben wird. Ähnlich verhielt es sich an weiteren 12 % der Probestellen in Bezug auf die Güteklassenkombination 2 und 3. Für die verbleibenden 58 % der untersuchten Stellen zeigten STI-T und STI-M deutliche strukturelle Defizite und ökologischen Sanierungsbedarf an. Die ökologische Güteklasse 5 und damit umfassender Sanierungsbedarf wurde festgestellt für die Gewässerabschnitte

- Bresenitz oberhalb von Breesen anhand des STI-T (STI-M mit Güteklasse 4)
- Bresenitz bei Oldenstorf anhand des STI-M (STI-T mit Güteklasse 4)
- LV56 bei Vogelsang anhand des STI-T (STI-M mit Güteklasse 4)
- Satower Mühlbach unterhalb v. Satow anhand des STI-T (STI-M mit Güteklasse 3)
- Zufluss zum Warinsee (Grenzgraben) anhand des STI-M (STI-T mit Güteklasse 4)

Tab. 3.3.3: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Warnow mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Kösterbeck bei Unterkösterbeck	2	2	2	gut
Nebel unterhalb von Kuchelmiß	2	2	2	gut
Teuchelbach bei Kirch-Rosin	2	2	2	gut
Zarnow bei Klingendorf	2	2	2	gut
Lößnitz bei Devwinkel	nicht untersucht	2	1	unklar (voraussichtlich gut)
Zufluss zur Steinhäger Bäk bei Schlemmin	nicht untersucht	2	1	unklar (voraussichtlich gut)
Zufluss zur Steinhäger Bäk bei Kurzen Trechow	nicht untersucht	1	2	unklar (voraussichtlich gut)
Zufluss zur Steinhäger Bäk bei Steinhagen	nicht untersucht	1	2	unklar (voraussichtlich gut)

Chlorophyll-Untersuchungen fanden im Bearbeitungsgebiet an 23 Messstellen statt (**Anlage 3-9**), wobei einige davon in mehreren Jahren untersucht wurden.

Ober- und Unterlauf der Warnow weisen erhebliche Unterschiede in ihrem Chlorophyll-a-Gehalt auf (**Tab. 3.3.4**), was auf unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und den Planktoneintrag aus durchflossenen Seen zurückgeführt werden kann. Die Warnow weist in ihrem Oberlauf oberhalb des Barniner Sees mittlere sommerlichen Chlorophyll-a-Gehalten von 2,5 µg/l (Demen) bis 4,4 µg/l (Zölkow) auf,

ehe unterhalb des Barniner Sees, der 2006 als polytroph 2 eingestuft wurde, bei Rönkenhof der Planktoneintrag aus diesem See erfasst wird. Im weiteren Flusslauf kommt es durch die Mildenitz zu einem weiteren Eintrag allochthonen Planktons. Die Mildenitz durchfließt kurz vor ihrer Mündung in die Warnow den Sternberger See, der im Jahre 2005 als polytroph 2 eingestuft wurde. Sie führt unterhalb des Sees etwa doppelt so hohe Chlorophyll-a-Gehalte wie die Warnow. Im Warnowunterlauf zwischen Bützow und Rostock kommt es neben dem Planktoneintrag aus dem Bützower See auch zur Bildung autochthonen Planktons. Zumindest

in einigen Untersuchungsjahren kann zwischen den Messstellen Werle und Kessin ein Anstieg der Chlorophyll-a-Gehalte beobachtet werden. Dominiert wird die Chlorophyll-a-Konzentration im Warnowunterlauf jedoch durch den Planktonaustrag aus dem Bützower See. Dieser See hat sich in den letzten Jahren von einem planktondominierten in ein makrophytendominiertes Gewässer gewandelt (pers. Mitt. Börner 2007). Wurde der See im Jahre 2000 noch als polytroph 1 klassifiziert, erreichte er 2006 die Trophieklasse eutroph 2. Damit verbunden ist ein Rückgang des Plank-

tonexportes, der über die Temse oberhalb von Werle die Warnow erreicht. Die Verringerung der Phytoplanktonbiomasse im Warnowunterlauf (siehe Gewässergütebericht 2000/2001/2002) ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen. Die Zielvorgabe der LAWA (Trophieklasse II) wird mittlerweile in einigen Untersuchungsjahren erreicht. Es bedarf aber unzweifelhaft weiterer Anstrengungen, um die Planktonentwicklung dieses für die Trinkwasserversorgung der Hansestadt Rostock genutzten Gewässers weiter rückläufig zu gestalten.

Tab. 3.3.4: Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für Warnow, Nebel und Mildnitz nach LAWA 2002

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Warnow/Kessin	22,8	30,1	24,8	30,0	II bis II-III
Warnow/u. Schwaan	26,8	25,8	20,5	28,8	II bis II-III
Warnow/Werle	24,9	25,6	21,6	24,3	II
Warnow/o. Bützow	18,3	17,9	18,8	22,2	II
Warnow/Rönkenhof	10,6	13,9	21,9	n.u.	II
Nebel/Wolken	11,8	13,1	10,5	15,8	II
Nebel/u. Güstrow	7,2	10,7	10,2	n.u.	I-II bis II
Mildnitz/Sternberger Burg	44,8	53,8	49,4	31,0	II-III bis III

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3-4** sind die Ergebnisse der biologischen (Makrozoobenthos und Makrophyten), physikalisch-chemischen und chemischen Qualitätskomponenten zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

In weiten Teilen indizieren die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Hauptgewässern (Warnow, Nebel, Mildnitz) dieses Bearbeitungsgebietes bereits den guten ökologischen Zustand, während die biologischen Qualitätskomponenten noch auf größere Defizite hinweisen. In einigen Gewässern bzw. Gewässerbereichen im unteren Warnowabschnitt wurden die LAWA-Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel überschritten.

Der größte ökologische Sanierungsbedarf existiert jedoch in kleineren Gewässern (Peezer Bach, Kösterbeck, Zarnow, Beke). Einerseits schlagen hier anthropogene Belastungen

viel stärker zu Buche als in den Flüssen. Andererseits wurde in der Vergangenheit das Hauptaugenmerk auf die Verminderung der Belastungen aus den bedeutenden Punktquellen gerichtet, die i. d. R. in die größeren Gewässer einleiten. So sind die kommunalen Kläranlagen an Warnow, Nebel und Mildnitz wie Güstrow, Bützow, Schwaan und Goldberg mittlerweile alle mit einer weitergehenden Abwasserbehandlung ausgerüstet. Der Neubau dieser Kläranlagen war verbunden mit einer deutlichen Senkung der saprobiellen wie auch der stofflichen Belastung der betroffenen Gewässer bzw. Gewässerabschnitte. Nunmehr sollten auch kleinere Kläranlagen, die zu einer merklichen Belastung der Vorfluter führen, modernisiert bzw. ausgebaut werden. Neben der Beseitigung solcher Punktquellen sind verstärkt Maßnahmen zur Verminderung diffuser Belastungen durchzusetzen, um insbesondere die Nährstofffrachten in die Ostsee zu senken. Hier sind insbesondere die Stickstoffeinträge über Dränagen zu nennen (Thiemeyer et al. 2006, Kahle et al. 2007).

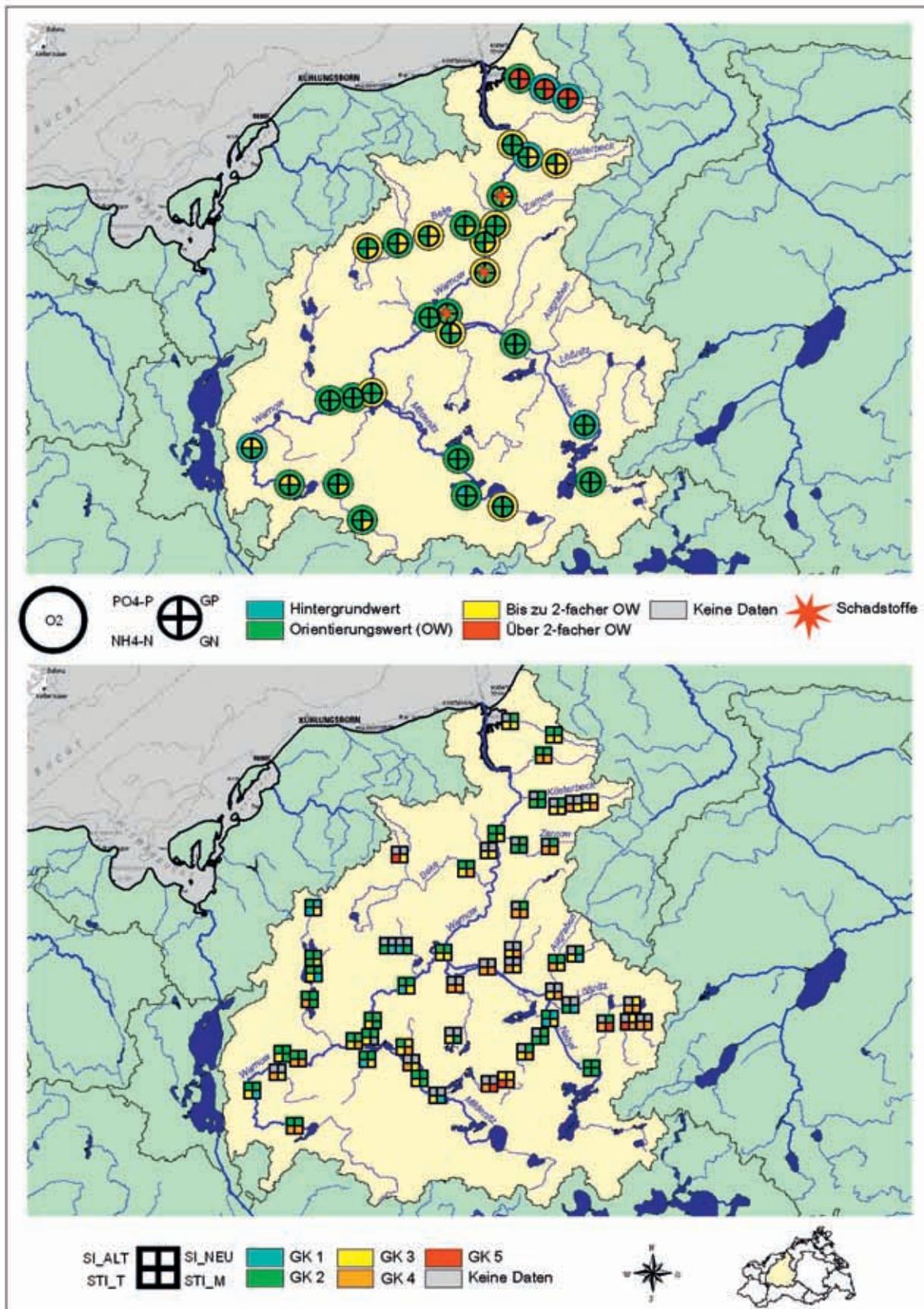


Abb. 3.4: Zustandseinschätzung von Gewässern im Bearbeitungsgebiet Warnow der FGE Warnow/Peene (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.3.3 Bearbeitungsgebiet Küste Ost

Das Bearbeitungsgebiet umfasst das Küstengebiet zwischen dem Einzugsgebiet der Warnow im Westen und dem Einzugsgebiet der Peene im Süden. Es nimmt eine Fläche von 3.982 km² ein, die in die vorpommerschen Küstengewässer entwässert wird. Die größten Fließgewässer in diesem Gebiet sind die Recknitz (Einzugsgebiet: 669 km²) und Barthe (343 km²), die in die Darß-Zingster Bodden münden, und der Ryck (240 km²), der in den Greifswalder Bodden mündet. Daneben wurden eine Reihe kleinerer Küstenbäche, wie Körkwitzer Bach (106 km²), Saaler Bach (65 km²), Zipker Bach (30 km²) und Uhlenbäk (23 km²) untersucht. Auf der Insel Rügen wurden Duvenbäk (67 km²), Sehrower Bach (83 km²), Sargarder und Brisnitzer Bach (je 16 km²) sowie Karower Mühlbach (30 km²) überwacht.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden an 33 Messstellen monatlich untersucht. Damit wurde der physikalisch-chemische Zustand von 27 Wasserkörpern erfasst. Insgesamt sind für das Bearbeitungsgebiet 123 Wasserkörper (ohne Seen) ausgewiesen worden.

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab an 20 Messstellen die Klasse 2 (**Anlage 3.2**). Für vier Messstellen konnte sogar die Klasse 1 vergeben werden. Dies betraf den Brisnitzer Bach auf Rügen sowie Brebowbach/Buddenhagen, Schulenberger Bach/Schulenberg und Miltzower Bach/Brandshagen. Starke Belastungen wurden dagegen im

- Körkwitzer Bach/Körkwitz (Klassenmittel 3,0),
- Ryck/o. Greifswald und Groß Petershagen (Klassenmittel 3,0),
- Klosterbach/Ribnitz (Klasse 3, 2006),
- Zipker Bach/Zipke (Klasse 3, 2006) und in der
- Uhlenbäk/Flemendorf (Klasse 3, 2006)

festgestellt, wobei Klosterbach, Zipker Bach und Uhlenbäk im Jahre 2006 erstmals seit langem wieder untersucht wurden. Kennzeichnend für alle diese Gewässer ist, dass sie landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen durchfließen. Alle genannten Bäche weisen Rückstau, geringe Fließgeschwindigkeiten und z. T. sehr starken Krautwuchs auf.

Diese überwiegend kleinen Gewässer wiesen auch hohe und sehr hohe Belastungen mit **Nährstoffen** auf (**Anlage 3.2**). Auffällig hohe Belastungen waren an nachfolgenden Messstellen festzustellen:

- Klosterbach/Ribnitz (GP, GN)
- Templer Bach/Saaler Chaussee (PO₄-P, GP, GN)
- Saaler Bach/Hessendorf (GN)
- Zipker Bach/Zipke (GN)
- Uhlenbäk/Flemendorf (PO₄-P, GP, GN)

- Graben aus Kummerower Heide (GN)
- Prohner Bach/Prohn (GN)
- Sargarder Bach/Vorwerk (PO₄-P, GP)
- Duvenbäk/Kluis (PO₄-P, GP)

Die Schwellenwerte zum Schutz der Meeresumwelt von 3 mg/l GN und 0,1 mg/l GP (BLMP 2007) wurden in einigen dieser Gewässer bis zum 5-fachen überschritten. Während für die hohen GN-Belastungen im Wesentlichen Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen verantwortlich sein dürften, kommen für die hohen P-Belastungen auch kommunale Einträge in Betracht. Bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne sollte eine Belastungsanalyse schwerpunktmäßig in den Einzugsgebieten der o. g. Gewässer ansetzen. Die Orientierungswerte nach LAWA 2007 bzw. BLMP 2007 wurden immerhin an 9 Messstellen für alle Nährstoffe eingehalten (**Anlage 3-3**). Im Brisnitzer Bach, einem Kreidebach im Waldgebiet des Jasmund auf Rügen, wurden dabei sogar die Hintergrundwerte für alle 4 betrachteten Nährstoffparameter erreicht.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Untersuchungen zur Belastung mit **Schwermetallen** fanden an den Messstellen Recknitz/Marlow und Ribnitz-Damgarten, Barthe/Redebas und Ryck/Groß Petershagen und o. Greifswald statt (**Anlage 3-4**). Die UQN für Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden an keiner dieser Messstellen überschritten.

Industriechemikalien wurden an 7 Messstellen untersucht. Von den LHKW wurde lediglich Trichlormethan zweimal in der Recknitz in Konzentrationen deutlich unterhalb der UQN nachgewiesen. PAK waren nicht nachzuweisen. Nonyl- und Octylphenole sowie zinnorganische Verbindungen wurden ebenfalls so gut wie nicht nachgewiesen (**Anlage 3-5**).

Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe wurden an 10 Messstellen untersucht. In den insgesamt 307 untersuchten Wasserproben waren 15 Wirkstoffe nachzuweisen (**Anlage 3-6**). Am häufigsten trat IPU (13 x), Bentazon (12 x), Mecoprop und Dichlorprop (je 10 x) sowie MCPA und Simazin (je 9 x) auf. Der Vorsorgewert von 0,1 µg/l für die Trinkwassernutzung wurde 29 mal überschritten. Zu Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ kam es an folgenden Messstellen:

- Saaler Bach/Hessenburg (6,0 µg/l MCPA)
- Barthe/Redebas (0,30 µg/l Metolachlor)
- Duvenbäk/Kluis (0,24 µg/l Simazin, 0,25 µg/l Metolachlor, 0,07 µg/l Diuron)
- Ryck/o. Greifswald (0,26 µg/l Simazin)

Außerdem wurde der in Deutschland nicht zugelassene Wirkstoff Prometryn an zwei Messstellen (Saaler und Sehrower Bach) nachgewiesen. Alle genannten Gewässer durchfließen Gebiete, in denen Ackerbau z. T. bis an die Gewässer heran betrieben wird. Bei den genannten Wirkstoffen han-

delt es sich ausnahmslos um Herbizide, die vorrangig im Getreide- oder Maisanbau (Metolachlor) eingesetzt werden. Bei Diuron ist bekannt, dass es auch im nichtlandwirtschaftlichen Bereich angewendet wird (z. B. bei der Flächenentkrautung).

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 53 Messstellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind der **Anlage 3-8** zu entnehmen.

Der **Saprobienindex** (SI) nach alter DIN 38410 wurde an 32 Probestellen mit gesichertem Ergebnis bestimmt. 63 % der Stellen erreichten die Zielvorgabe, 37 % verfehlten sie aufgrund saprobieller Belastung (Güteklasse II-III). Der neue, typspezifische SI ergab ein diverseres Bild. Zwar erreichte wiederum das Gros der Stellen die Güteklasse 2, hinzu kamen jedoch auch einige mit Güteklasse 1 bewertete Gewässerabschnitte: der Maibach bei Stubbendorf, die Polchow bei Wesselstorf und der Stegendiicksbach bei Eickhof. Damit wurde die Zielvorgabe an 30 % der Probestellen aufgrund saprobieller Belastung verfehlt (jeweils Güteklasse II-III nach altem oder Güteklasse 3 nach neuem SI). Hierzu gehörten folgende Gewässer:

- Saaler Bach (an allen drei Messpunkten: nahe Schlemminer Holz, unterhalb Wiepkenhagen und nahe Hessenburg)
- Planebeck im Stadtholz
- Miltzower Mühlbach östlich Ahrendsee
- Stromgraben bei Graal-Müritz
- Körkwitzer Bach bei Neu-Klockenhagen
- Polchow bei Grieve
- Beek bei Mesekehagen
- Duvenbäk unterhalb Kluis

Unstimmigkeiten zwischen der biologischen Bewertung nach Saprobienindex und der physikalisch-chemischen Klassifikation nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung traten im Falle des Saaler Bachs bei Hessenburg und der Duvenbäk bei Kluis auf (jeweils gute Bewertung des Sauerstoffhaushalts). Vermutlich wirken sich strukturelle Belastungen negativ auf das Makrozoobenthos aus (ökologischer Sanierungsbedarf wird durch den STI mit Güteklasse 4 deutlich angezeigt) und beeinflussen indirekt auch den Saprobienindex. Für die übrigen Gewässerabschnitte liegen keine physikalisch-chemischen Bewertungen aus den jeweiligen Untersuchungsjahren vor, so dass dort kein Vergleich gezogen werden kann.

Die Ergebnisse der Bewertung nach **Standorttypieindex** deckten alle 5 Güteklassen ab. Die Einhaltung der Zielvorgabe (Güteklasse 1 oder 2) wurde vom STI-Trichopteren für 32 % der bewerteten Probestellen (n=40) angezeigt, vom STI-Makrophyten für 23 % der bewerteten Stellen (n=47). Eine gute Bewertung beider biologischen Qualitätskomponenten war nur an 7 der Probestellen gegeben (**Tab. 3.3.5**), wobei die

- Polchow bei Wesselstorf und der
- Maibach bei Stubbendorf

sogar als Referenzabschnitte einzuordnen sind, da sowohl der SI als auch der STI-T und der STI-M die Güteklasse 1 erreichten. Von den Stellen, die die Zielvorgabe verfehlten, war nur ein kleiner Anteil in die Güteklasse 3 einzuordnen. Für einen relativ hohen Anteil der Probestellen (STI-T: 54 %, STI-M: 40 %) wurde dagegen mit den Güteklassen 4 und 5 dringlicher oder umfassender ökologischer Sanierungsbedarf festgestellt, der vor allem auf die stark beeinträchtigte Strukturgüte zurückzuführen ist.

Tab. 3.3.5: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Küste Ost mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökologischer Zustand Makrozoobenthos/Makrophyten
Maibach bei Stubbendorf	1	1	1	sehr gut
Polchow bei Wesselstorf	1	1	1	sehr gut
Korleputer Mühlenbach bei Korleput	2	1	1	gut
Reppeliner Bach bei Wolfsberger Mühle	2	1	2	gut
Schulenberger Mühlenbach südöstl. Fahrehaupt	2	1	1	gut
Stegendiicksbach bei Eickhof	1	2	1	gut
Brebobach bei Buddenhagen	2	2	2	gut

Chlorophyll-Untersuchungen fanden im Zeitraum 2003-2006 an 16 Messstellen statt. Mittlere Sommerkonzentrationen zwischen 8,4 und 24 µg/l zeichnen den Mündungsbereich der Recknitz, gemessen an der Messstelle Ribnitz-Damgarten aus, während der Oberlauf zwischen Tessin und Marlow deutlich geringere Chlorophyll-a-Gehalte (< 4 µg/l) aufweist. Die Barthe bei Barth ist mit Sommerwerten zwischen 67 und 116 µg/l in Trophieklasse III einzustufen. In diesem stark durch Rückstau aus dem Barther Bodden beeinflussten Flussabschnitt lagen die 90-Perzentilwerte zwischen 218 und 287 µg/l (siehe **Anlage 3-9**). In Redebas, nur wenige Kilometer oberhalb, wies die Barthe nur noch sehr niedrige Chlorophyll-a-Werte (6 µg/l) auf. Hier dominieren bereits Makrophyten. Das dritte größere Gewässer in diesem Bearbeitungsgebiet, der Ryck, wies im Jahre 2006 im Mündungsbereich bei Greifswald ebenfalls relativ hohe Konzentrationen zwischen 21 und 32 µg/l auf, nur wenige Kilometer oberhalb bei Groß Petershagen wurden noch Werte zwischen 11 und 19 µg/l gemessen. Die kleineren Recknitz- und Boddenuzuflüsse, wie Schulenberger Mühlentbach, Körkwitzer und Tribohmer Bach, Brebowbach sowie West- und Ostziese wiesen geringe (< 6,5 µg/l), Zipker Bach, Uhlenbäk und der Graben aus Kummerow erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen (16-29 µg/l) auf.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.5** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen (Makrozoobenthos und Makrophyten) Qualitätskomponenten zusammenfassend dargestellt.

Die Recknitz, das größte Gewässer in diesem Bearbeitungsgebiet, weist hinsichtlich der physikalisch-chemischen

Komponenten in großen Teilen bereits einen ökologischen Zustand auf, der als gut bezeichnet werden kann und der damit der Zielstellung der WRRL entspricht. Die biologischen Komponenten deuten jedoch noch auf Defizite hin. Die im Rahmen eines EU-LIFE-Projektes von 1998 - 2001 für rund fünf Millionen DM auf einer Fläche von ca. 550 ha durchgeführte Renaturierungsmaßnahme im Recknitztalabschnitt zwischen Dudendorf und Bad Sülze dürften bereits einen wichtigen Beitrag zur Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes dieses Flusses geleistet haben. Es ist geplant, den sich oberhalb anschließenden Flussabschnitt zwischen Tessin und Dudendorf auf einer Fläche von 485 ha ebenfalls zu renaturieren. Wie im unteren Abschnitt sollen die alten Mäander wieder angeschlossen werden, wodurch sich der Wasserlauf der Recknitz weiter verlängern wird. Dies dürfte sich sowohl auf die biologischen Qualitätskomponenten als auch auf den Wasser- und Stoffrückhalt positiv auswirken.

Von einem guten ökologischen Zustand sind die meisten kleineren vorpommerschen und rügenschon Küstenuzuflüsse weit entfernt. Verantwortlich hierfür sind meist strukturelle Defizite. Zudem kommt es über Dränagen zu erheblichen Stoffeinträgen in diese Gewässer (Klosterbach, Templer Bach, Saaler Bach, Uhlenbäk, Zipker Bach, Duvenbäk, Sehrower Bach). In einigen dieser Gewässer wurden zudem die LAWA-Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel überschritten, so dass auch Defizite beim stofflichen Zustand zu verzeichnen sind, wofür ähnlich wie bei den Nährstoffen diffuse Einträge verantwortlich gemacht werden müssen.

Ein Gewässer mit Referenzcharakter ist der Brisnitzer Bach auf Rügen. Als Kreidebach ist seine stoffliche Beschaffenheit jedoch nicht vergleichbar mit der der anderen, meist niedermoorgeprägten Küstenuzuflüsse.

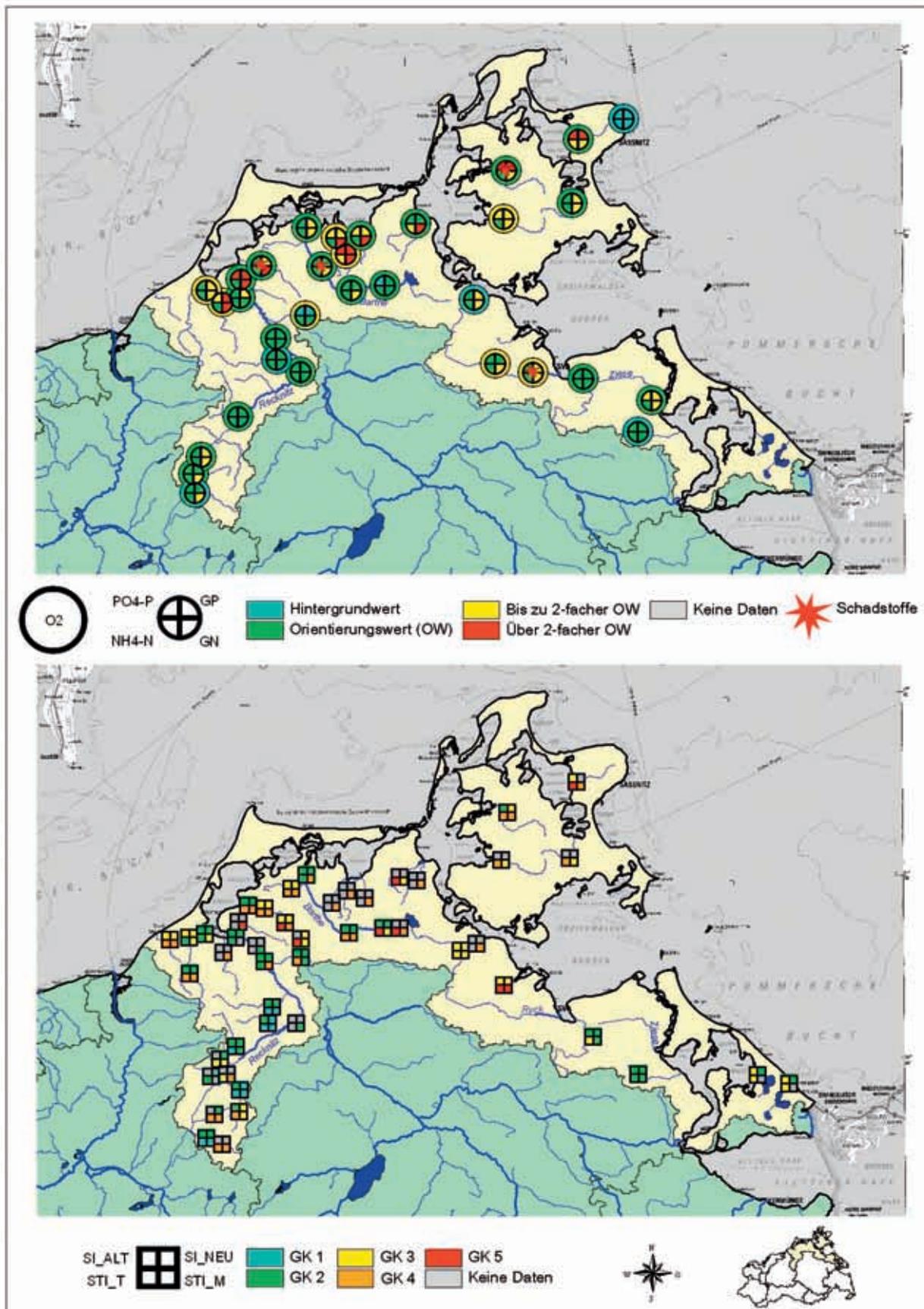


Abb. 3.5: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Küste Ost der FGE Warnow/Peene (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.3.4 Bearbeitungsgebiet Peene

Das Bearbeitungsgebiet ist mit 5.127 km² das Größte in Mecklenburg-Vorpommern (siehe **Abb. 1.3**). Die Peene besitzt drei Quellflüsse, die im östlichen Mecklenburg entspringen; zwei davon in der Mecklenburgischen Schweiz und einer südlich davon. Alle drei fließen in das Malchiner Becken, in dem Malchiner und Kummerower See liegen. Während die Westpeene in den Malchiner See und Neukalener Peene in den Kummerower See münden, vereinigt sich die Ostpeene mit dem Dahmer Kanal, der Malchiner und Kummerower See verbindet. Die eigentliche Peene mit einem Einzugsgebiet von 5.030 km² tritt im Nordosten des Kummerower Sees in die Peenetalniederung ein. Sie fließt hier nahezu gefällelos über Demmin, wo sie zunächst die Tollense (1.829 km²) und kurz darauf die Trebel (956 km²) aufnimmt, über Jarmen und Anklam in einem weitgehend natürlichen Flussbett durch eines der größten Niedermoorgebiete Europas. Östlich von Anklam mündet die Peene in den Peenestrom, der bei Peenemünde mit der Ostsee in Verbindung steht. Insgesamt sind für das Bearbeitungsgebiet 195 Wasserkörper (ohne Seen) ausgewiesen worden.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden im Bearbeitungsgebiet an 43 Messstellen untersucht, die in 37 Wasserkörpern liegen. An den PLC- und Trendmessstellen fanden die Untersuchungen im Abstand von 14 Tagen, an den übrigen Messstellen im vierwöchentlichen Abstand statt.

Nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ sind 23 der untersuchten Messstellen in die Güteklasse 2 oder besser einzustufen (**Anlage 3-2**). Starke Belastungen des Sauerstoffhaushaltes wurden an folgenden Messstellen festgestellt:

- Peene/Anklam und Trebel/u. Wotenick (Klassenmittel 3,0)
- Ostpeene/Faulenrost und Kittendorfer Peene/Kittendorf (Klassenmittel 3,0)
- Aufragen/o.Wehr Lindenberg (Klassenmittel 3,0)
- Datze/Neubrandenburg (Klassenmittel 2,8)
- Strehlower Bach/Strehlow und Lühmbach/nö. Knorrendorf (Klasse 3, 2006)
- Malliner Wasser/nw. Passentin und Mühlgraben/Penzlin (Klasse 3, 2006)

Während in den eutrophierten Unterläufen von Peene und Trebel sowie in der seeausflussgeprägten Ostpeene die Klasse 3 auf Sekundärbelastungen in Folge des Abbaus von Phytoplankton zurückgeführt werden kann, sind in den kleineren Bächen hierfür möglicherweise kommunale Abwassereinflüsse verantwortlich.

Die Bewertung an Hand der Orientierungswerte für die

Nährstoffe zeigt (**Anlage 3-3**), dass in einigen kleineren Gewässern noch hohe bis sehr hohe Nährstoffbelastungen zu verzeichnen waren. Nachfolgend werden die Gewässer mit der höchsten Nährstoffbelastung aufgelistet:

- Mühlgraben/Penzlin (PO₄-P, GP)
- Aufragen/o.Wehr Lindenberg (GP, GN)
- Bek/Eixen und Linde/o. Burg Stargard (GN)

Die geringste Nährstoffbelastung war im Lühmbach/nö. Knorrendorf zu verzeichnen. Hier lagen die gemessenen Phosphatkonzentrationen im Bereich der natürlichen Hintergrundwerte.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Die **Schwermetall**-Untersuchungen konzentrierten sich auf die Messstellen Peene/Anklam und Tollense/Demmin. Die Umweltqualitätsnormen für die als prioritäre Stoffe eingestuften Schwermetalle Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden an keiner der untersuchten Messstellen bisher überschritten (**Anlage 3-4**).

Auch die **Industriechemikalien** wurden vorrangig an diesen beiden Messstellen untersucht. Im Jahre 2006 wurden diese Untersuchungen sowohl hinsichtlich weiterer Messstellen als auch hinsichtlich der Anzahl der Stoffe erweitert. Die LHKW waren nur vereinzelt und in Konzentrationen deutlich unter den UQN nachzuweisen. Am häufigsten trat noch Trichlormethan (2003: 2 x, 2006: 7 x) auf. Überschreitungen von UQN waren auch für andere Industriechemikalien, die zu den prioritären Stoffen zählen, nicht zu verzeichnen (**Anlage 3-5**).

Im Zeitraum 2003-2006 wurden insgesamt 376 Wasserproben an 10 Messstellen im Bearbeitungsgebiet auf **PSM-Wirkstoffe** (**Anlage 3-6**) untersucht. Insgesamt waren 147 Positivbefunde zu verzeichnen. Am häufigsten trat IPU (40 x), Mecoprop (20), Bentazon (17), Dichlorprop (10 x) sowie MCPA und Metazachlor (je 7) auf. Der Vorsorgewert von 0,1 µg/l für die Trinkwassernutzung wurde 46 mal überschritten. Zu Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ kam es an folgenden Messstellen:

- Großer Abzugsgraben/Padderow (0,97 µg/l Metolachlor)
- Trebel/Tribsees (0,29 µg/l Metolachlor)
- Neukalener Peene/u. Neukalen (0,07 und 0,2 µg/l Diuron)

Die drei erstgenannten Gewässer durchfließen intensiv genutztes Ackerland. Hier dürften Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich für die Gewässerbelastungen verantwortlich sein. Die Diuron-Befunde in der Neukalener Peene sind dagegen möglicherweise auf den Einsatz dieses Mittels im kommunalen Bereich zurückzuführen.

Neben den Wasserproben wurden in der Peene und Tollense

auch Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der Schwebstoffe und Oberflächensedimente durchgeführt. Diese Ergebnisse werden im Rahmen einer landesweiten Auswertung im Kapitel 3.6.2 diskutiert.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 80 Messstellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind der **Anlage 3-8** zu entnehmen.

Der **Saprobienindex** (SI) nach alter DIN 38410 ergab für 85 % der daraufhin bewerteten Probestellen (n=46) die Güteklasse II, die übrigen Stellen wiesen eine deutliche saprobielle Belastung auf (Güteklasse II-III). Der neue, typspezifische SI zeigte ein ähnliches Ergebnis (86 % Güteklasse 2; 14 % Güteklasse 3, n =43). Die saprobielle Qualitätsklasse „sehr gut“ wurde an keiner der untersuchten Probestellen festgestellt. Bei der Bewertung nach **Standorttypindex** (STI) erreichten 40 % der anhand der Köcherfliegen (STI-Trichopteren) und 29 % der anhand des STI-Makrophyten bewerteten Probestellen (n=77) die Zielvorgabe. Ein ver-

glichen mit anderen Bearbeitungsgebieten relativ hoher Anteil der untersuchten Gewässerabschnitte erreichte die Güteklasse 3 (STI-Trichopteren: 29 %, STI-Makrophyten: 40 %), die anzeigt, dass es deutliche Veränderungen in der typspezifischen Zusammensetzung der Biozöosen gibt und ökologischer Sanierungsbedarf besteht. Starke bis sehr starke Veränderungen der Biozöosen wurden für 31 % der Probestellen angezeigt. Bei Einbeziehung beider Teilkomponenten des STI in die Bewertung erreichten noch 22 % der untersuchten Gewässerabschnitte die Zielvorgabe. Der

· Bach im Burgtal

erzielte für beide Teilkomponenten sogar die Güteklasse 1, allerdings wurde die Saprobie mit Güteklasse 2 bewertet, so dass nicht von einem Referenzabschnitt gesprochen werden kann. **Tabelle 3.3.6** listet die Gewässerabschnitte auf, für die beide betrachteten Qualitätskomponenten voraussichtlich den guten Zustand aufweisen. Der Nonnenbach fällt auch in diese Kategorie, allerdings liegt der typspezifische Saprobienindex an der Klassengrenze zu Güteklasse 3, und die Bewertung nach altem SI ergab die Güteklasse II-III. Die weitere Entwicklung der Saprobie im Nonnenbach sollte kritisch beobachtet werden.

Tab. 3.3.6: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Peene mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Bach im Burgtal	2	1	1	gut
Nonnenbach oh. B96	2	1	2	gut (SI an Klassengrenze zu Gkl. 3)
Ostpeene uh. Rittermannshäger See	2	1	2	gut
Ostpeene oh. Gielower Mühle; Zulauf zum Ziembach bei Hohenzieritz	2	2	1	gut
Goldbach Mühlenhagen/oh. B96	2	2	2	gut
Libnower Mühlbach bei Krenzow und bei Johannishof	2	2	2	gut
Lindebach uh. Teich Hinterste Mühle	2	2	2	gut
Ziembach bei Hohenzieritz	2	2	2	gut
Torneybach bei Altentreptow	2	2	2	gut

Chlorophyll-Untersuchungen fanden im Bearbeitungsgebiet an 27 Messstellen statt (**Anlage 3-9**), wobei für die größeren Gewässer Peene, Tollense und Trebel auch mehrjährige Datenreihen zur Verfügung standen (**Tab. 3.3.7**).

Die untersuchten Gewässerbereiche sind danach in die LAWA-Güteklassen II bis II-III einzustufen. Ähnlich wie im Unterlauf der Warnow ist auch für die Peene ein Anstieg der Trophie in Richtung Mündung festzustellen. Es fällt darüber hinaus auf, dass in der Trebel im langsam fließenden und rückgestauten Unterlauf bei Wotenick in einigen Jahren deutlich höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen

wurden als in der Peene in Demmin, während im Ober- und Mittellauf der Trebel nur sehr geringe bis mäßige Chlorophyll-a-Gehalte gemessen wurden. Die Tollense hingegen führt offensichtlich eine viel geringere Planktonfracht. Sie ist auf der gesamten Strecke zwischen Neubrandenburg und Demmin in Güteklasse II einzustufen. Sehr hohe Chlorophyll-a-Sommerwerte waren 2006 in der Ostpeene/Faulenrost zu verzeichnen, was maßgeblich auf den Planktonaustrag aus dem Rittermannshäger See zurückzuführen ist, der im Jahre 2001 polytroph 2 eingestuft wurde. Mittlere Chlorophyll-a-Sommerwerte wurden in der Ostpeene/u.

Malchin, im Großen Abzugsgaben/Padderow, im Malliner Wasser/Woggersin und im Mühlgraben/Penzlin gemessen. Die geringsten Chlorophyll-a-Werte waren in der Neukalener Peene/u. Neukalen und im Goldbach/Mühlenhagen, einem kleinen Nebengewässer der Tollense, festzustellen.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.6** sind die Ergebnisse der biologischen (Makrozoobenthos und Makrophyten), physikalisch-chemischen und chemischen Qualitätskomponenten zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Die größten stofflichen wie auch ökologischen Defizite sind in kleineren Gewässern festzustellen. Auch in diesem Bearbeitungsgebiet wurde in der Vergangenheit das Hauptaugenmerk auf eine Verminderung der Belastungen aus den großen Kläranlagen gerichtet. Die Kläranlagen z. B. in Neubrandenburg, Altentreptow, Grimmen, Malchin und Demmin verfügen mittlerweile alle über weitergehende Reinigungsstufen, so dass sich die Belastungen von Tollense, Trebel und

Peene deutlich vermindert haben. Dies trifft nur bedingt auf den Augrab zu, in den die Abwässer aus der Kläranlage Stavenhagen eingeleitet werden. Zwar wurde auch diese Anlage erweitert und modernisiert und dadurch die Belastung deutlich gesenkt, jedoch ist der Abwasseranteil bezogen auf den kleinen Augrab relativ hoch. Die Folge sind nach wie vor hohe Belastungen mit Gesamt-P und Gesamt-N. Leider wurden im Berichtszeitraum keine biologischen Untersuchungen in diesem Gewässer durchgeführt.

Neben der Modernisierung auch kleinerer Kläranlagen, die zu einer merklichen Belastung der Gewässer führen, sollten Maßnahmen zur Verminderung diffuser Belastungen durchgesetzt werden, um die Nährstofffrachten in die Ostsee zu senken.

Um den guten chemischen Zustand in allen Wasserkörpern zu erhalten, ist zudem eine Verminderung von Pflanzenschutzmitteleinträgen erforderlich. Neben der Einhaltung der Abstandsaufgaben im landwirtschaftlichen Bereich muss auch der Einsatz von Flächenentkrautungsmitteln (z.B. Diuron) im kommunalen Bereich verstärkt kontrolliert werden.

Tab. 3.3.7: *Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für Peene, Trebel und Tollense nach LAWA 2002*

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Peene/Anklam	50,2	35,0	25,5	30,1	II bis II-III
Peene/Jarmen	32,4	22,8	29,8	23,0	II bis II-III
Peene/Loitz	30,9	13,6	17,8	n.u.	II bis II-III
Peene/Pensin	33,8	11,6	16,8	16,3	II bis II-III
Peene/Demmin	22,3	12,0	17,8	n.u.	II
Peene/o. Demmin	17,4	11,1	12,9	19,3	II
Tollense/Demmin	7,8	6,7	7,6	10,7	II
Trebel/u. Wotenick	22,1	29,0	25,2	19,2	II bis II-III

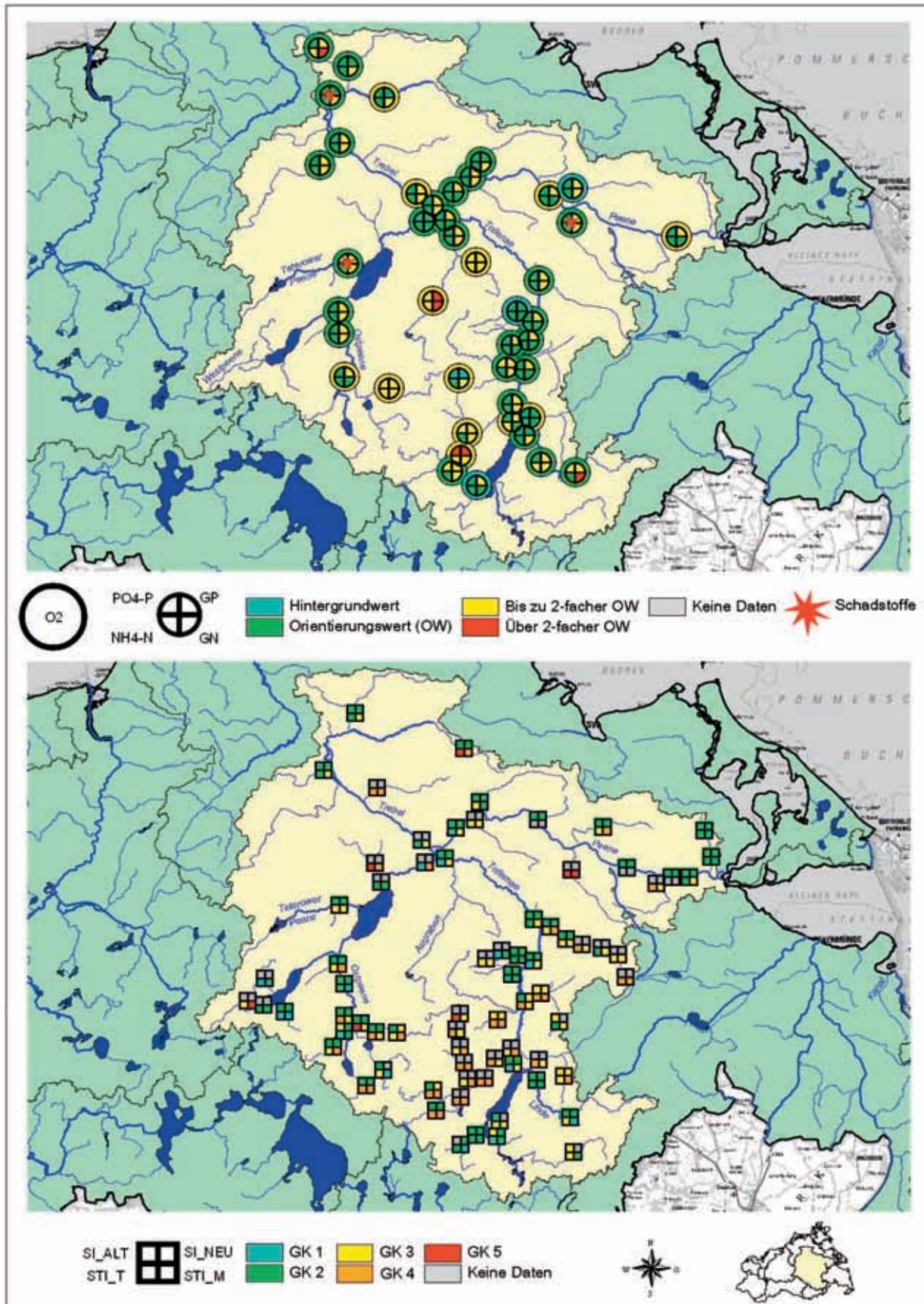


Abb. 3.6: Zustandseinschätzung von Gewässern im Bearbeitungsgebiet Peene der FGE Warnow/Peene (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.4 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Oder

3.4.1 Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow

Das Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow liegt im Südosten Mecklenburg-Vorpommerns und setzt sich zusammen aus den Flussgebieten der beiden namensgebenden Flüsse, wobei die Zarow zur Gänze in Mecklenburg-Vorpommern, die Uecker aber zum Teil in Brandenburg liegt. Das Bearbeitungsgebiet hat eine Fläche von 2.374 km². Für dieses Gebiet sind, bezogen auf die Fließgewässer, 133 Wasserkörper ausgewiesen. Neben den beiden Hauptflüssen wurden eine Reihe von Nebengewässern untersucht, von denen die Randow das Größte ist.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden im Betrachtungszeitraum an insgesamt 24 Messstellen untersucht und damit der physikalisch-chemische Zustand von 19 Wasserkörpern erfasst.

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab an 14 Messstellen die Klasse 2 und besser (**Anlage 3-2**). Für zwei Messstellen davon konnte sogar nachhaltig die Klasse 1 vergeben werden. Dies betraf den Knüppelbach/o. Gehren und die Uecker/o. Pasewalk. Starke und sehr starke Belastungen wurden dagegen an nachfolgend aufgeführten Messstellen festgestellt:

- Zarow/Grambin (Klassenmittel 3,0)
- Weißer Graben/u. Galenbecker See (Klassenmittel 3,0)
- Uecker/UECKERMÜNDE (Klassenmittel 2,8)
- Kleine Randow/Louisenhof und Retzin (Klasse 3, 2006)
- Anklamer Mühlgraben/Bugewitz (Klasse 3, 2006)
- Floßgraben/Ferdinandshof (Klasse 4, 2006)

Während in der Zarow und vor allem im Weißen Graben Sekundärbelastungen aus dem hohen Trophiegrad der Gewässer hierfür verantwortlich gemacht werden können, kommen in den anderen Gewässern möglicherweise Abwassereinflüsse für den unbefriedigenden Zustand in Betracht. Auch Einflüsse aus dem landwirtschaftlichen Bereich sind zu prüfen.

Die betreffenden Gewässer wiesen z. T. auch hohe und sehr hohe Belastungen mit **Nährstoffen** auf (**Anlage 3-2 und 3-3**). Auffällig hohe Belastungen waren an nachfolgenden Messstellen festzustellen:

- Floßgraben/Ferdinandshof (PO₄-P, GP)
- Kleine Randow/Louisenhof (PO₄-P, GP)

Die Schwellenwerte zum Schutz der Meeresumwelt von 3 mg/l GN und 0,1 mg/l GP (BLMP 2007) wurden an den PLC-Messstellen in der Uecker und Zarow weitgehend eingehalten.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Untersuchungen zur Belastung mit **Schwermetallen** fanden an den PLC-Messstellen Zarow/Grambin und Uecker/UECKERMÜNDE statt (**Anlage 3-4**). Die UQN für Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden an keiner dieser Messstellen überschritten.

Die Untersuchungen auf **Industriechemikalien** konzentrierten sich auf die Uecker und Randow. Beide Gewässer zeigten in der Vergangenheit Auffälligkeiten bei den LHKW (siehe Gewässergütebericht 2000/2001/2002). An der Messstelle Uecker/UECKERMÜNDE wurde im Betrachtungszeitraum cis-1,2-Dichlorethen insgesamt neunmal, 1,2-Dichlorethan dreimal sowie Di- und Trichlormethan je einmal nachgewiesen, allerdings weit unterhalb der UQN. Diese wurden auch in der Randow nicht überschritten (**Anlage 3-5**).

PAK waren in der Uecker nicht nachzuweisen. Dagegen wurden 5 zinnorganische Verbindungen oberhalb der Bestimmungsgrenzen gemessen, darunter auch TBT (0,001 µg/l). Mit 0,036 µg/l Tricyclohexylzinn-Kation und 0,034 µg/l Triphenylzinn-Kation wurden in einer Wasserprobe die höchsten Konzentrationen zinnorganischer Verbindungen während der gesamten landesweiten Messkampagne bestimmt. Hier spiegeln sich offenbar die Belastungen aus dem Hafengebiet von Uecker/UECKERMÜNDE wider, die bei Untersuchungen der Sedimente in der Vergangenheit bereits deutlicher zu Tage getreten waren (siehe **Tab. 3.6.19**). Nonylphenol war in Konzentrationen zwischen 0,008 und 0,05 µg/l nachzuweisen, also weit unterhalb der UQN von 0,3 µg/l als Jahresmittel bzw. 2 µg/l als Jahreshöchstwert. Octylphenol war nicht nachweisbar.

Die Untersuchungen auf **Pflanzenschutzmittel**-Wirkstoffe konzentrierten sich auf die Messstellen Datze/u. Friedland und Uecker/UECKERMÜNDE. 2004 wurde außerdem die Zarow/Grambin und 2005 der Strasburger Mühlbach/Nechlin untersucht, allerdings blieben die Untersuchungen ohne Positivbefund. In der Uecker wurden 8 Wirkstoffe nachgewiesen (**Anlage 3-6**). Am häufigsten traten Diuron (5 x) und IPU (3 x) auf. In der Datze waren ebenfalls 8 Wirkstoffe nachzuweisen, wobei IPU (15 x) und Bentazon (7 x) am häufigsten auftraten. Zu Überschreitungen der LAWA-Zielvorgabe kam es in den Jahren 2003, 2004 und 2005 an den Messstellen

- Uecker/UECKERMÜNDE (2003: 0,063 µg/l, 2004: 0,43 µg/l Diuron)
- Datze/u. Friedland (0,40 µg/l Simazin)

Es liegt die Vermutung nahe, dass Diuron als Flächenentkrautungsmittel im Hafengebiet und Stadtgebiet von Uecker/UECKERMÜNDE eingesetzt worden ist.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 38 Messstellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind der **Anlage 3-8** aufgeführt.

Die Bestimmung des **Saprobienindex** (SI) nach alter DIN 38410 ergab für 67 %, nach dem neuen, typspezifischen Bewertungsverfahren nur noch für 48 % der gesichert bewertbaren Probestellen (n=25) die Güteklasse II bzw. 2, während die übrigen Probestellen diese Zielvorgabe um eine Güteklasse verfehlten. Die saprobielle Qualitätsklasse 1 wurde an keiner der untersuchten Probestellen festgestellt. Die Bewertung nach **Standorttypindex** (STI) ergab ein deutlich schlechteres Bild. Nur zwei der 37 gesichert bewertbaren Gewässerabschnitte erreichten die Zielvorgabe für alle beide Teilkomponenten des STI, nämlich der

- Papenbach bei Roggow
- Knüppelbach bei Gehren.

Anhand des Köcherfliegeninventars (STI-Trichopteren) wurden zusätzlich zu den eben genannten Gewässerabschnitten noch die Uecker bei Nieden und der Golmer Mühlbach ober-

halb des Galenbecker Sees in die Güteklasse 2 eingestuft, alle übrigen Probestellen wiesen deutlich (Güteklasse 3: 24 %), stark (Güteklasse 4: 51 %) oder sehr stark veränderte Lebensgemeinschaften (13 %) auf. Der STI-Makrophyten gab ein geringfügig besseres Ergebnis, insgesamt wurde die Zielvorgabe an 8 Gewässerabschnitten erreicht (22 %; zusätzlich zu Papen- und Knüppelbach: Randow/neue Brücke Torgelow mit Güteklasse 1; Randow/Jägerbrück, Golmer Mühlbach/uh. Talsperre Brohm, Karpinbruchgraben/Spechtberg, Rossower Seegraben bei Caselow und Teufelsgraben bei Ludwigshof mit Güteklasse 2). Die übrigen Probestellen wiesen eine deutlich (32 %), stark (43 %) oder sehr stark veränderte Makrophytenzönose (3 %) auf. Diese vergleichsweise schlechten Ergebnisse lassen sich vermutlich auf die strukturelle Beeinträchtigung durch frühere Meliorationsmaßnahmen zurückführen, die insbesondere an den vorherrschenden Fließgewässertypen (gefällearme Fließgewässer der Moorniederungen und der Sander und sandigen Aufschüttungen) umfänglich vorgenommen wurden. Für die beiden am besten bewerteten Gewässer Papenbach und Knüppelbach liegt kein gesichertes Bewertungsergebnis für den typspezifischen SI vor, so dass nur von einer voraussichtlich guten Zustandsbewertung der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten ausgegangen werden kann (**Tab. 3.4.1**).

Tab. 3.4.1: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Papenbach bei Roggow	nicht gesichert	1	1	unklar (voraussichtlich gut)
Knüppelbach bei Gehren	nicht gesichert	1	2	unklar (voraussichtlich gut)

Chlorophyll-Untersuchungen fanden an 12 Messstellen statt, wobei für 4 Messstellen mehrjährige Untersuchungsergebnisse vorliegen (**Tab. 3.4.2**). In 2006 wurden weitere Messstellen untersucht, so dass Aussagen zur Entwicklung des Chlorophyll-a im Flusslängsschnitt von Uecker und Zarow/Landgraben möglich sind. So war in der Uecker zwischen Pasewalk und Ueckermünde eine Verdopplung der sommerlichen Werte zu verzeichnen. Während im Mittellauf die Trophieklasse I-II Verhältnisse anzutreffen war, weist der rückgestaute Unterlauf die Güteklasse II auf. Die Randow

kann in Gänze der Trophieklasse I-II zugeordnet werden. Im Flusssystem Zarow/Landgraben ist der Trophiegradient zwischen Ober- und Unterlauf noch deutlicher ausgeprägt als in der Uecker. Im rückgestauten Unterlauf der Zarow lagen die mittleren Sommerwerte des Chlorophyll-a durchweg über denen der Uecker. In Trophieklasse III-IV muss der Weiße Graben unterhalb des Galenbecker Sees eingestuft werden. An dieser Messstelle wird das extrem planktonreiche Wasser aus dem polytrophen Galenbecker See erfasst.

Tab. 3.4.2: Chlorophyll-*a*-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für Uecker, Randow, Zarow und Weißen Graben, nach LAWA 2002

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Uecker/Ueckermünde	9,2	7,5	10,7	14,5	II
Randow/Eggesin	6,2	8,7	7,5	4,5	I-II bis II
Zarow/Grambin	20,8	16,8	24,9	15,8	II bis II-III
Weißer Graben/u. Galenb. See	115,9	100,3	136,7	204,3	III-IV

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.7** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Für das Hauptgewässer dieses Bearbeitungsgebietes, die Uecker, indizieren die physikalisch-chemischen Komponenten bereits weitgehend den guten ökologischen Zustand. Die wenigen biologischen Untersuchungen in diesem Fluss

deuten jedoch auf ökologischen Sanierungsbedarf hin, der möglicherweise auf strukturelle Defizite zurückzuführen ist. Die größten Abweichungen vom guten ökologischen Zustand wurden in kleineren Gewässern angetroffen (Mühlbach, Zuflüsse zur Zarow, Datze, Oberlauf der Randow). In diesen Gewässern weisen sowohl erhöhte stoffliche Belastungen als auch degradierte Biozönosen auf großen Sanierungsbedarf hin. Der chemische Zustand wurde bisher nur in wenigen Gewässern untersucht, wobei sich auch hier Pflanzenschutzmitteleinträge als Schwerpunkt der Belastung herauskristallisiert haben.

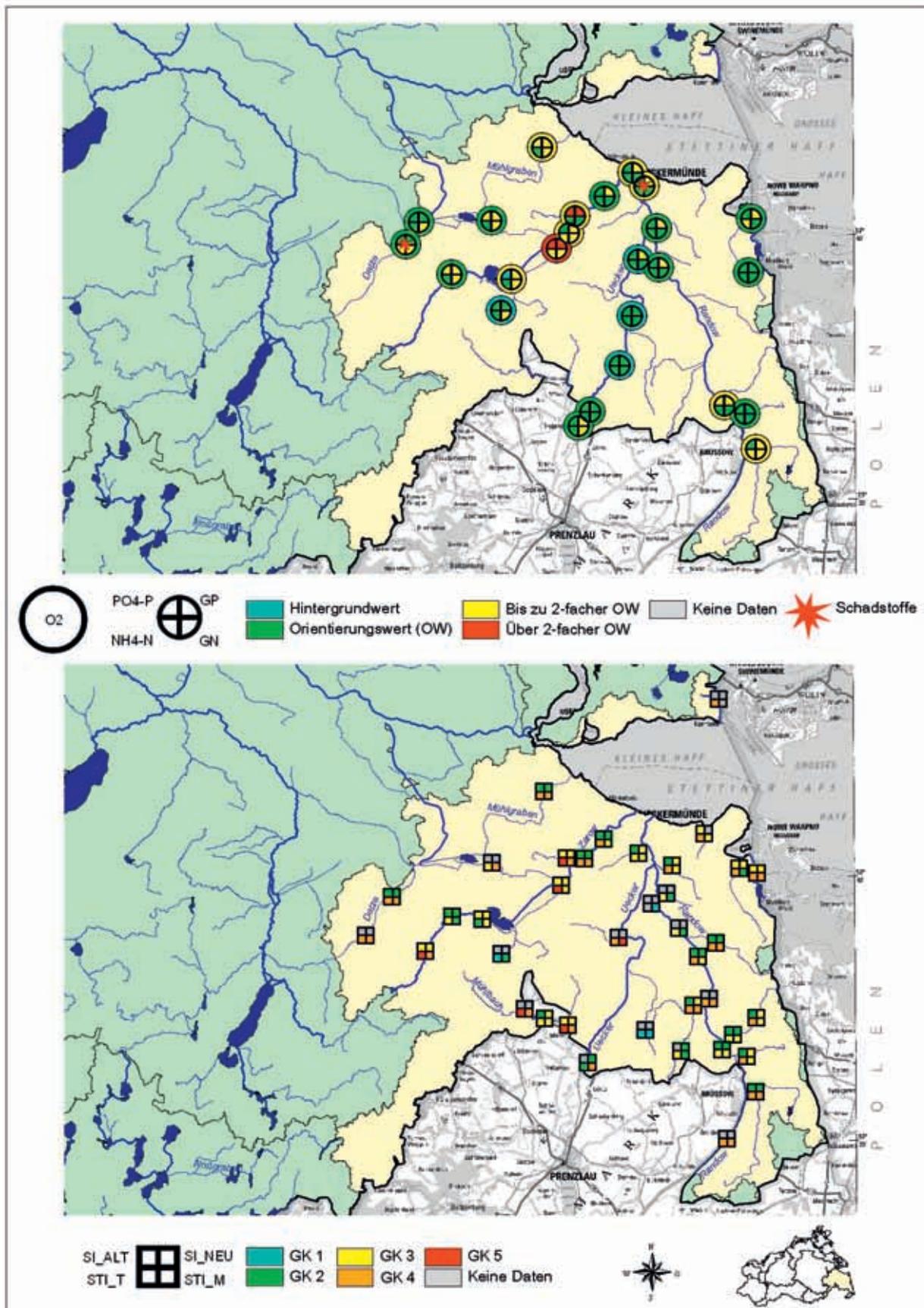


Abb. 3.7: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow der FGE Oder (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.5 Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in der Flussgebietseinheit Elbe

3.5.1 Mecklenburgische Elbe-Messstellen

Die Elbe wird im mecklenburgischen Teil in Dömitz und Boizenburg untersucht. Beide Messstellen liegen etwa 42 km auseinander.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab für 2003 an beiden Messstellen Klasse 2, die in Boizenburg auch 2006 erhalten wurde. In den anderen Jahren konnten beiden Messstellen die Klasse 1 zugeordnet werden.

Die Orientierungswerte für die **Nährstoffe** werden für Orthophosphat und Ammonium eingehalten, für Gesamt-P und Gesamt-N leicht überschritten (**Anlage 3-3**).

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Die Elbe weist bei den meisten **Schwermetallen** signifikant höhere Belastungen auf als alle anderen in Mecklenburg-Vorpommern untersuchten Fließgewässer (siehe Kap. 3.6.2, **Tab. 3.6.7**). An den Elbe-Messstellen wurde die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber an der Messstelle

- Elbe/Dömitz (Hg)

im Jahre 2004 überschritten (siehe **Anlage 3-4**).

Von den untersuchten **Industriechemikalien** wurden Trichlormethan, 1,2-Dichlormethan und Tetrachlorethen jeweils einmal im Untersuchungszeitraum nachgewiesen; allerdings in Konzentrationen weit unterhalb der UQN. Aus der Gruppe der PAK, die 2006 in wenigen Wasserpro-

ben gemessen wurden, waren Naphthalin (0,015 µg/l), Benzo(b)fluoranthen (0,002 µg/l) und Benz(a)pyren (0,001 µg/l) nachweisbar, ohne dass die UQN überschritten wurden. In Spuren wurden auch Monobutylzinn-Kation (0,014 µg/l), Dioctylzinn-Kation (0,027 µg/l) und Nonylphenol (0,01-0,06 µg/l) gemessen (**Anlage 3-5**).

An der Messstelle Elbe/Dömitz wurden im Betrachtungszeitraum insgesamt 51 Wasserproben auf **Pflanzenschutzmittel** untersucht. Es traten 6 Wirkstoffe in 16 Positivbefunden auf, wobei 3 davon den Trinkwasservorsorgewert von 0,1 µg/l überschritten. Am häufigsten wurde Atrazin (8 x) und IPU (3 x) nachgewiesen. Daneben kamen Dichlorprop, 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Bentazon, Methabenzthiazuron und Terbutylazin vor. Die höchste Konzentration wurde im Jahre 2003 mit 0,37 µg/l für 2,4-D gemessen. Die LAWA-Zielvorgaben wurden nicht überschritten, wobei eine solche für das in Deutschland nicht zugelassene Atrazin nicht existiert.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an den beiden Elbe-Messstellen ausschließlich biologische Untersuchungen der Qualitätskomponente Phytoplankton durchgeführt. An beiden mecklenburgischen Elbe-Messstellen wurden in allen 4 Untersuchungsjahren **Chlorophyll-a**-Messungen durchgeführt. Für beide Messstellen sind nach LAWA 2002 polytrophe, in einigen Jahren auch poly- bis hypertrophe Verhältnisse anzutreffen (**Anlage 3-9**).

Bemerkenswert ist, dass auf dem Flussabschnitt zwischen Dömitz und Boizenburg offensichtlich eine Zunahme der Chlorophyll-a-Konzentrationen stattfindet, die in einigen Jahren stark, in anderen kaum ausgeprägt ist (**Tab. 3.5.1**).

Tab. 3.5.1: Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für die Elbe-Messstellen Mecklenburg-Vorpommerns nach LAWA 2002

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Boizenburg	149,1	142,3	96,8	98,2	III bis III-IV
Dömitz	148,6	118,2	95,3	74,6	III bis III-IV

Die Erprobung des neuen Verfahrens zur Bewertung von Fließgewässern anhand des Phytoplanktons (Mischke & Behrendt 2007) ergab 2006 für die Elbe bei Dömitz die Güteklasse 4 (unbefriedigend). Diese Einstufung entspricht auch den Ergebnissen anderer Bundesländer für den Elbschlauch zwischen Havel und Geesthacht (Gütebericht ARGE Elbe 2006) und ist Ausdruck der poly- bis hypertrophen Verhältnisse.

3.5.2 Bearbeitungsgebiet Sude

Das Bearbeitungsgebiet liegt in Westmecklenburg und nimmt eine Fläche von 2.559 km² ein. Es ist im Wesentlichen identisch mit dem Einzugsgebiet der Sude (2.300 km²). Die Sude entspringt westlich von Schwerin oberhalb des Dümmer Sees. Sie durchfließt den See und verlässt ihn in östliche Richtung, wendet sich bald nach Süden und fließt ab

Redefin westwärts, bis sie bei Boizenburg in die Elbe mündet. Wichtige Nebengewässer der Sude sind die Schaale mit einem Eigeneinzugsgebiet von 196,5 km² und die Rögwitz (494 km²). Die Rögwitz durchfließt die Gemeinde Amt Neuhaus, welche seit 1993 zu Niedersachsen gehört. Neben Wasserkörpern im Einzugsgebiet der Sude wurden auch Wasserkörper im Flussgebiet der Boize (154 km²) untersucht. Für das Bearbeitungsgebiet wurden, bezogen auf die Fließgewässer, 61 Wasserkörper ausgewiesen.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten wurden im Betrachtungszeitraum an insgesamt 32 Messstellen untersucht. Damit wurde der physikalisch-chemische Zustand von 16 Wasserkörpern erfasst.

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab an allen untersuchten Messstellen Klasse 1 (20 Messstellen) oder Klasse 2 (12 Messstellen). Damit wiesen die Gewässer dieses Bearbeitungsgebiets landesweit die besten Sauerstoffverhältnisse auf (siehe **Anlage 3-2**).

Auch die Belastung mit **Nährstoffen** ist vergleichsweise gering. Die Orientierungswerte für Orthophosphat wurden im Mittel der 4 Untersuchungsjahre an allen und die für Ammonium an fast allen Messstellen eingehalten. Erhöhte Ammoniumkonzentrationen waren lediglich noch in der Schmaar unterhalb von Hagenow zu registrieren. Diese sind auch auf die kommunalen Abwässer aus der Kläranlage von Hagenow zurückzuführen. GP war an 7 Messstellen und GN an 16 Messstellen in erhöhten Konzentrationen festzustellen (**Anlage 3-3**). Die höchsten Nährstoffbelastungen waren an nachfolgenden Messstellen zu verzeichnen:

- Schilde/Karft, Camin und Dodow (GN)
- Motel/Camin, Lehsen, Dreilützow und o. Wittenburg (GN)
- Sude/Walsmühlen, Radelübbe und Viez (GN, z. T. GP)
- Boize/Greven (GN)

Es handelt sich hierbei um Messstellen, die im nördlichen Teil des Bearbeitungsgebietes liegen, welcher stark landwirtschaftlich durch Ackerbau genutzt wird. Im südlichen Teil hingegen, der Griesen Gegend, sind die Böden weniger ertragreich. Hier herrscht Grünlandnutzung vor. Die Schwellenwerte zum Schutz der Meeresumwelt von 3 mg/l GN und 0,1 mg/l GP (BLMP 2007) wurden am Bilanzpegel Sude/Bandekow eingehalten.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Untersuchungen zur Belastung mit **Schwermetallen** fanden lediglich an der LAWA-Messstelle Sude/Bandekow statt. Die UQN für Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel wurden nicht überschritten.

Auch die **Industriechemikalien** wurden schwerpunktmäßig an dieser LAWA-Messstelle untersucht. Im Jahre 2006 wurde das Messnetz zur Erfassung von Industriechemikalien um 3 Messstellen erweitert. Von den LHKW war nur Trichlormethan in 4 der 69 untersuchten Wasserproben nachzuweisen, allerdings in Konzentrationen weit unterhalb der UQN von 2,5 µg/l.

In der Sude/Bandekow wurden im Zeitraum 2003-2006 insgesamt 50 Wasserproben auf **Pflanzenschutzmittel**-Wirkstoffe untersucht, in denen 5 Positivbefunde für IPU, Terbutylazin, MCPA, Mecoprop und Dichlorprop zu verzeichnen waren. Dabei traten Dichlorprop und Mecoprop mit 0,52 bzw. 0,42 µg/l in den höchsten Konzentrationen auf. Die LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wurden für keinen der nachgewiesenen Wirkstoffe überschritten. 2005 wurden die PSM-Untersuchungen auf die Schaale/Zahrendorf (ohne Positivbefund) und 2006 auf den Oberlauf der Sude bei Walsmühlen sowie die Schaalezuflüsse Schilde und Motel ausgedehnt. Neben den bereits genannten Wirkstoffen traten je einmal Bentazon und Diuron auf. Die auffälligsten Befunde waren dabei in der Schilde/Camin festzustellen. Hier traten Mecoprop (1,68 µg/l) und Diuron (0,03 µg/l) zeitgleich am 31.07.2006 sowie IPU (0,36 µg/l) auf. Die LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wurden aber auch in diesen Gewässern nicht überschritten.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 43 Messstellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos** und **Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind in **Anlage 3-8** aufgeführt.

Die Bewertung nach **Saprobienindex** (SI) gemäß alter DIN 38410 zeigte für 93 % der betrachteten Probestellen (n=27) mit Güteklasse II die Einhaltung der Zielvorgabe an, nur die

- Schilde bei Döbbbersen oberhalb des Wehrs
- Kneeser Bek bei Kneese Dorf

wiesen eine deutliche saprobielle Belastung auf. Der neue, typspezifische SI identifizierte vier weitere Gewässerabschnitte als deutlich saprobiell belastet (Güteklasse 3):

- Banzkower Kanal bei Friedrichsmoor
- Banzkower Kanal bei Tuckhude
- Hammerbach oberhalb des Neuenkirchener Sees
- Langenheider Bauerngraben bei Melkof.

Nach neuem SI erreichten damit 81 % der Stellen die Zielvorgabe für die Saprobie. Die saprobielle Qualitätsklasse 1 wurde an keiner der untersuchten Probestellen festgestellt.

Bei der Bewertung nach **Standorttypieindex** (STI) wurde trotz einiger teilweise mit Güteklasse 1 bewerteter Gewäs-

serabschnitte (STI-Trichopteren: Motel bei Lehsen, Schmaar bei Redefin und Sude südlich von Zülow, STI-Makrophyten: nirgends Güteklasse 1, nur 2 Stellen mit Güteklasse 2) überwiegend ökologischer Sanierungsbedarf angezeigt, der sich vor allem auf strukturelle Defizite zurückführen lässt. Nur 19 % der Probestellen (n=31), die anhand ihres Köcherfliegeninventars (STI-Trichopteren) als Indikator für Schädigungen der Makrozoobenthoszönosen bewertet wurden, hielten mit Güteklasse 1 oder 2 die Zielvorgabe ein, während 48 % der Stellen in die Güteklasse 3 und 32 % in die Güteklasse 4 einzuordnen waren. Das Ergebnis für den STI-Makrophyten fiel mit 6 % Zielerreichung noch schlechter

aus, das Gros der Stellen (65 %) wies mit Güteklasse 4 starke Abweichungen vom Leitbild und dringlichen ökologischen Sanierungsbedarf auf. Die Güteklasse 5 wurde an keiner der untersuchten Probestellen festgestellt. Allerdings erreichte nur eine einzige Probestelle die Zielvorgabe für beide Qualitätskomponenten (**Tab. 3.5.2**). Die drei oben genannten Gewässerabschnitte mit der besten Bewertung für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (STI-T Güteklasse 1, Saprobie Güteklasse 2) konnten aufgrund ihrer Defizite im Bereich Makrophyten (Güteklassen 3 und 4) nicht die Gesamtbewertung „gut“ erhalten.

Tab. 3.5.2: Probestellen im Bearbeitungsgebiet Sude mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Klueßer Mühlbach oh. Neu Klueß	2	2	2	gut

Chlorophyll-Untersuchungen fanden an 14 Messstellen statt, wobei nur die Sude/Bandekow in allen 4 Jahren untersucht wurde. Die höchsten mittleren Sommerkonzentrationen waren in der Rögnitz/Jessenitz mit 19,1 µg/l und in der Sude/Bandekow mit 15,9 µg/l zu verzeichnen. Bereits wenige Kilometer oberhalb, bei Quassel, nehmen die Chlorophyllwerte deutlich ab, während im Oberlauf dagegen mit 12,3 µg/l in Radelübbe fast doppelt so hohe Werte festzustellen sind. Hier wird möglicherweise ein Plankton-eintrag aus dem von der Sude durchflossenen Dümmer See registriert. Schaale, Schilde und Motel wiesen geringe Chlorophyllwerte auf. Die niedrigsten Sommerkonzentrationen wurden im Kraaker Mühlbach mit 2,5 µg/l gemessen. Eine Bewertung dieser kleinen, schnell fließenden Bäche anhand des Chlorophyll-a ist nicht sinnvoll.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.8** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Qualitätskompo-

nenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse zeigen im Bearbeitungsgebiet Sude deutlich weniger starke Abweichungen vom guten ökologischen Zustand als in den oben behandelten Bearbeitungsgebieten. Dies trifft insbesondere auf die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zu, die anhand der neuen Orientierungswerte der LAWA bereits den guten ökologischen Zustand indizieren. Lediglich für GN werden noch mehrfache Überschreitungen der Orientierungswerte festgestellt. Die biologischen Befunde weisen demgegenüber aber noch deutliche Abweichungen vom guten ökologischen Zustand auf, wenn diese auch nicht so stark ausgeprägt sind wie in den bisher behandelten Bearbeitungsgebieten. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass bisher nur ein kleiner Teil der Wasserkörper biologisch untersucht wurden. Für eine umfassende Zustandseinschätzung sind deutlich mehr Wasserkörper zu untersuchen.

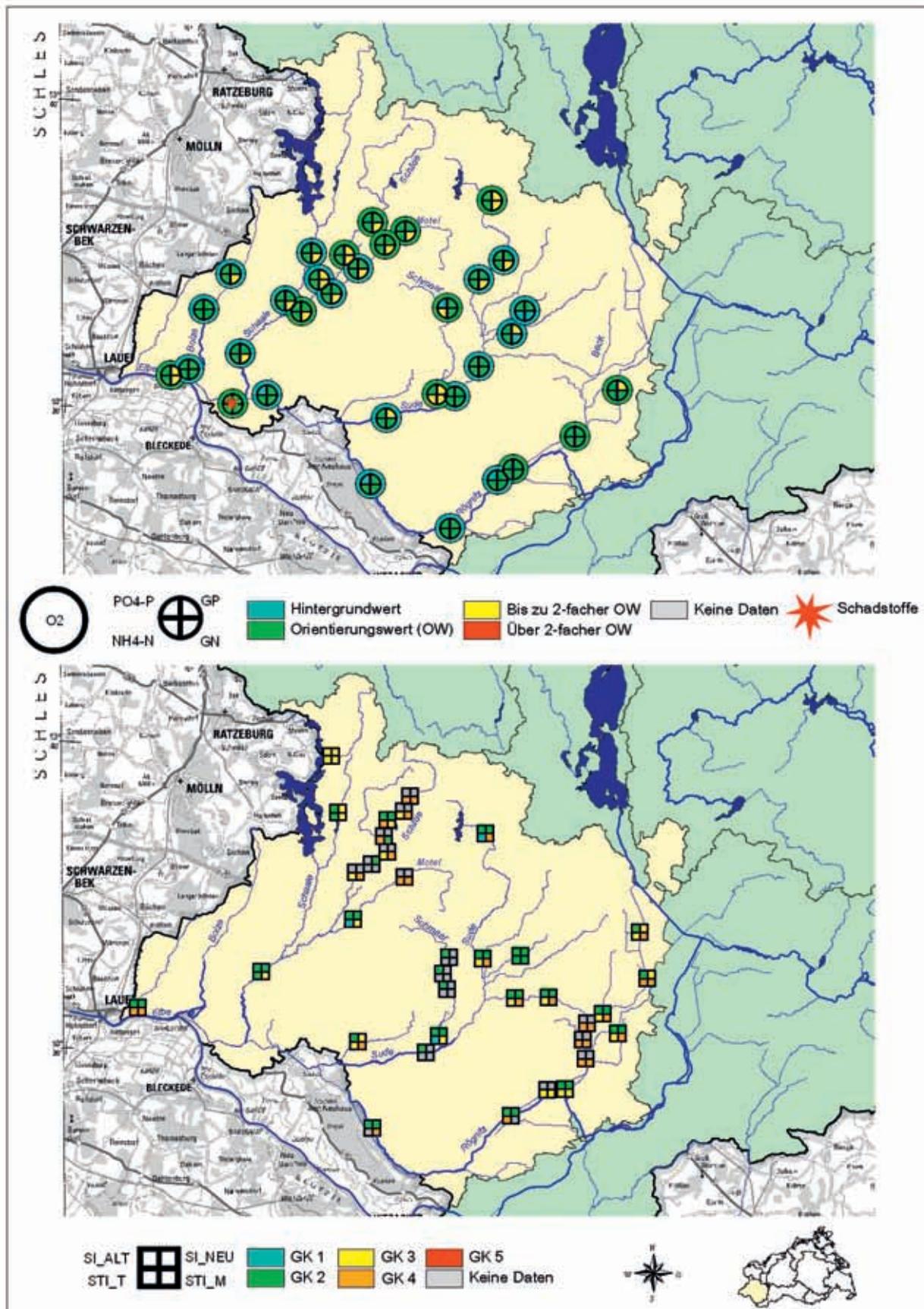


Abb. 3.8: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Sude der FGE Elbe (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.5.3 Bearbeitungsgebiet Elde/Müritz

Das Bearbeitungsgebiet umfasst eine Landfläche von 3.104 km². Davon nimmt das Einzugsgebiet der Elde 2.691 km² ein. Die Elde entspringt im Landkreis Waren südöstlich des Plauer Sees bei Altenhof. Sie durchfließt zunächst mehrere kleinere Seen und erreicht bei Vipperow die Müritz. Sie durchfließt diesen größten Binnensee Deutschlands sowie die sich anschließenden Seen (Kölpin-, Fleesen- und Plauer See). Bei Plau verlässt sie den gleichnamigen See und fließt zunächst westwärts, dann südwärts, ehe sie bei Dömitz in die Elbe mündet. Zwischen Müritz und Dömitz ist die Elde schiffbar und als Bundeswasserstraße ausgebaut. An der Müritz-Elde-Wasserstraße liegen mehrere Kleinstädte (Lübz, Parchim, Neustadt-Glewe, Grabow, Dömitz), bei denen z. T. Schleusen vorhanden sind. Die Elde hat nur kleinere Nebengewässer, von denen der Störkanal eine Verbindung zum Schweriner See herstellt. Das zweitgrößte Gewässer in diesem Bearbeitungsgebiet ist die Löcknitz, deren Einzugsgebiet von 965 km² zum größeren Teil auf brandenburgischem Gebiet liegt. Das Bearbeitungsgebiet grenzt im Süden an Brandenburg und im Südwesten an Niedersachsen. Für das Bearbeitungsgebiet wurden, bezogen auf die Fließgewässer, 75 Wasserkörper ausgewiesen.

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Im Bearbeitungsgebiet wurden die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten an 24 Messstellen untersucht, womit 19 Wasserkörper erfasst wurden.

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab im Mittel der Jahre 2003–2006 an 6 Messstellen die Klasse 1, an 14 Messstellen die Klasse 2 und an 4 Messstellen die Klasse 3. Starke Belastungen waren noch an folgenden Messstellen zu verzeichnen:

- Grabowhöfer Grenzgraben/Damerow (Klassenmittel 3,0)
- Elde/Buchholz (Klassenmittel 3,0)
- Elde/Dömitz (Klassenmittel 2,8)
- Stör/o. Elde (Klassenmittel 2,7).

Im Grabowhöfer Grenzgraben wird der Abwassereinfluss aus der Kläranlage Waren erfasst. An den anderen Messstellen sind die starken Belastungen wohl hauptsächlich auf Sekundäreinflüsse in Folge des Abbaus von Planktonbiomasse zurückzuführen.

Bei den **Nährstoffen** wurden die Umweltqualitätsnormen bereits an 10 Messstellen in allen 4 Jahren und an weiteren 6 Messstellen überwiegend eingehalten (**Anlage 3-3**). Starke Belastungen waren noch an folgenden Messstellen zu verzeichnen:

- Grabowhöfer Grenzgraben/Damerow (NH₄-N, GN)
- Roter Bach/Slate (NH₄-N, GN)
- Gehlsbach/o. Blankensee (NH₄-N).

Bemerkenswert ist, dass der Rote Bach zwar starke Stickstoffbelastungen, aber nur sehr geringe Phosphorbelastungen aufweist. Ähnlich ist es auch im Gehlsbach.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Die **Schwermetalle** wurden nur in der Elde und hier hauptsächlich an der LAWA-Messstelle Dömitz untersucht, ohne dass die UQN für die prioritären Stoffe überschritten wurden. In den untersuchten Schwebstoffproben kam es allerdings zu Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben für nachfolgende Elemente:

- Elde/Dömitz (Cr, Cd und Zn),

wobei hierfür die Akkumulation in den Sedimenten unterhalb des ehemaligen Lederwerkes Neustadt-Glewe verantwortlich zeichnet.

Die Untersuchungen auf **Industriechemikalien** wurden zunächst nur an der LAWA-Messstelle Elde/Dömitz durchgeführt. Im Jahre 2006 wurde außerdem die Messstellen Elde/u. Parchim und Löcknitz/Dömitz untersucht. Von den LHKW wurde lediglich Tetrachlorethen (PER) nachgewiesen; davon nur einmal in 4 Untersuchungsjahren in Dömitz, aber fünfmal im Jahr 2006 u. Parchim, wobei die Konzentrationen mit bis zu 0,15 µg/l jedoch auch hier weit unterhalb der UQN von 10 µg/l lagen. Von den PAK wurde nur Benzo(b)fluoranthen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l nachgewiesen. In der gleichen Größenordnung trat einmal Monobutylzinn auf. Nonylphenol kam in Konzentrationen bis maximal 0,03 µg/l vor; Octylphenol wurde nicht festgestellt.

Die **Pflanzenschutzmittel**-Untersuchungen fanden nur an der Messstelle Elde/Dömitz statt. In den 50 untersuchten Wasserproben wurde nur IPU (0,049 µg/l) und Atrazin (0,01 µg/l) je einmal in Spuren nachgewiesen.

Neben den Wasserproben wurden eine Reihe von Schadstoffen (Schwermetalle, PAK, PCB, u. a.) auch in Schwebstoffen und Sedimenten der Elde untersucht. Die Ergebnisse werden zusammenfassend in Kapitel 3.6.2 behandelt.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 39 Probestellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind der **Anlage 3-8** zu entnehmen.

Der **Saprobienindex** (SI) wurde an 30 dieser Stellen bestimmt. Die Bewertung nach alter DIN 38410 ergab mit Ausnahme des Grabowhöfer Grenzgrabens, der südwestlich der Abwasserversickerungsfläche untersucht wurde, die Güteklasse II, während die Anwendung des neuen, typ-

spezifischen SI ein differenzierteres Bild der saprobiellen Belastung zeigte: der Dresenower Mühlbach/Dresenower Mühle und der Rote Bach/Slate erreichten sogar die dem Referenzzustand entsprechende Güteklasse 1. Insgesamt wurde für 73 % der Probestellen die Güteklasse 1 oder 2 und damit die Einhaltung der Zielvorgabe festgestellt, die übrigen Stellen wiesen eine deutliche saprobielle Belastung auf (Güteklasse 3):

- Alte Elde bei Neuburg
- Gehlsbach oh. Klein Damerow
- Grabowhöfer Grenzgraben südwestl. Entlastungsfläche
- Meynbach bei Milow
- Mooster bei Mooster
- Ruthener Bach bei Ruthen
- Schneegraben oh. Brenzer Kanal
- Stresendorfer Löcknitz am Möllenbecker Holz

Die Bewertung nach **Standorttypieindex** (STI) ergab für den Köcherfliegenindex (STI-Trichopteren, n= 39) an 28 % und für den STI-Makrophyten (n=37) an 27 % der Probestellen die Güteklasse 1 oder 2 und damit die Einhaltung der Zielvorgabe. Für jeweils 46 % der Stellen zeigte der STI-Trichopteren mit Güteklasse 3 deutliche, für 23 % mit Güteklasse 4 starke Veränderungen der Makrozoobenthoszönsen an. Die schlechteste Bewertung erhielt der

Tab. 3.5.3: *Bearbeitungsgebiet Elde/Müritz: Probestellen mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)*

Probestelle	Güteklasse SI	Güteklasse STI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Roter Bach oh. Slate	1	1	1	sehr gut
Roter Bach oh. Schalentiner See	2	1	2	gut
Aalbach o. Alte Elde	2	1	2	gut
Alte Elde bei Weisin	2	1	1	gut
Alte Elde bei Krinitz	2	2	2	gut
Wocker oh. Markower Mühle	2	1	2	gut

Chlorophyll-a wurde an 17 und davon an 10 Elde-Messstellen gemessen. Die Elde durchfließt in ihrem Oberlauf mehrere kleinere ungeschichtete Seen, die mehr oder weniger stark eutrophiert sind (z.B. Massower See: eutroph 2, Mönchsee: polytroph 1, Großer Kiever See: eutroph 2, Rönnebergsee: eutroph 1; Gewässergütebericht 2000/2001/2002). Die Trophieklasse III der Elde bei Buchholz (unterhalb dieser Seen) ist im Wesentlichen Ausdruck des Planktonaustrages aus diesen Seen. Unterhalb der durchflossenen Mecklenburger Oberseen ist die Elde als meso- bis eutroph einzu-

- Kambser Kanal an der L24

mit Güteklasse 5. Bei den Makrophyten wurden stärkere Belastungen angezeigt: während 19 % der Stellen in die Güteklasse 3 einzuordnen waren, erreichten 46 % der Stellen nur die Güteklasse 4. Hier besteht dringlicher ökologischer Sanierungsbedarf. Die schlechteste Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten mit Güteklasse 5 erhielten die

- Löcknitz bei Balow
- Mooster bei Mooster
- Blievenstorfer Bek oh. Blievenstorf.

Im Gesamtergebnis der biologischen Bewertung beider Qualitätskomponenten erhielten nur 6 Probestellen die Zustandseinschätzung "gut" (**Tab. 3.5.3**). Der Rote Bach bei Slate ist nach diesen Ergebnissen sogar als Referenzabschnitt einzustufen. Die Alte Elde bei Neuburg verfehlte die Zielvorgabe trotz sehr guter Köcherfliegen- und guter Makrophytenbewertung aufgrund ihrer nicht mit „gut“ bewerteten saprobiellen Qualität, der Meynbach oberhalb Krinitz bei guter Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos aufgrund von Degradationen im Bereich der Makrophyten.

ordnen. Im Flussabschnitt zwischen Barkow und Garwitz werden Sommerkonzentrationen des Chlorophyll-a um 20 µg/l registriert, ehe dann unterhalb von Neustadt-Glewe ein Anstieg der Werte zu verzeichnen ist. Dafür kann Zweierlei geltend gemacht werden: Erstens ein Anstieg der autochthonen Biomasse, zweitens ist ein Planktoneintrag aus der Stör möglich. In Abhängigkeit von den meteorologischen und hydrologischen Verhältnissen werden im Unterlauf der Elde eu- bis polytrophe Verhältnisse angetroffen (**Tab. 3.5.4**).

Tab. 3.5.4: Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für die Elde nach LAWA 2002

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Dömitz	31,8	33,9	37,5	18,8	II bis II-III
Eldena	32,7	22,3	43,1	11,9	II bis II-III
u. Grabow	28,2	16,5	31,9	12,5	II bis II-III
u. Neustadt-Glewe	23,8	20,7	26,8	12,0	II
Garwitz	18,7	24,5	22,0	n.u.	II
u. Parchim	18,4	21,6	19,5	14,5	II
Neuburg	10,5	24,2	17,2	n.u.	II
Burow	18,0	45,4	21,1	n.u.	II bis II-III
Barkow	5,5	11,9	10,6	n.u.	I-II bis II
Buchholz	65,6	55,4	50,3	n.u.	III
Stör/o. Elde	22,8	20,9	34,6	n.u.	II bis II-III
Löcknitz/Balow	5,8	5,1	8,7	4,4	Nicht bewertbar

Von den auf Chlorophyll-a untersuchten kleineren Gewässern wies der Aubach die höchsten Chlorophyll-a-Gehalte (Planktoneintrag aus durchflossenen Seen) und der Gehlsbach die niedrigsten auf.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.9** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammenfassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten indizieren in den meisten der untersuchten Gewässer bereits einen guten ökologischen Zustand. Lediglich im Eldeober-

lauf und in kleineren Nebengewässern werden deutliche Abweichungen und damit deutlicher Sanierungsbedarf angezeigt.

Die biologischen Untersuchungsbefunde weisen ebenfalls vor allem in kleineren Gewässern, aber auch in der Elde erhebliche ökologische Defizite auf. Stark belastete Wasserkörper wurden beispielsweise im Eldeoberlauf und im Grabowhöfer Grenzgraben angetroffen.

Insgesamt konnte im Bearbeitungszeitraum nur etwa ein Viertel der ausgewiesenen Wasserkörper bewertet werden. Es existiert also auch für dieses Bearbeitungsgebiet noch erheblicher Überwachungsbedarf, wenn auch durch geeignete Gruppierungen nicht alle Wasserkörper untersucht werden müssen.

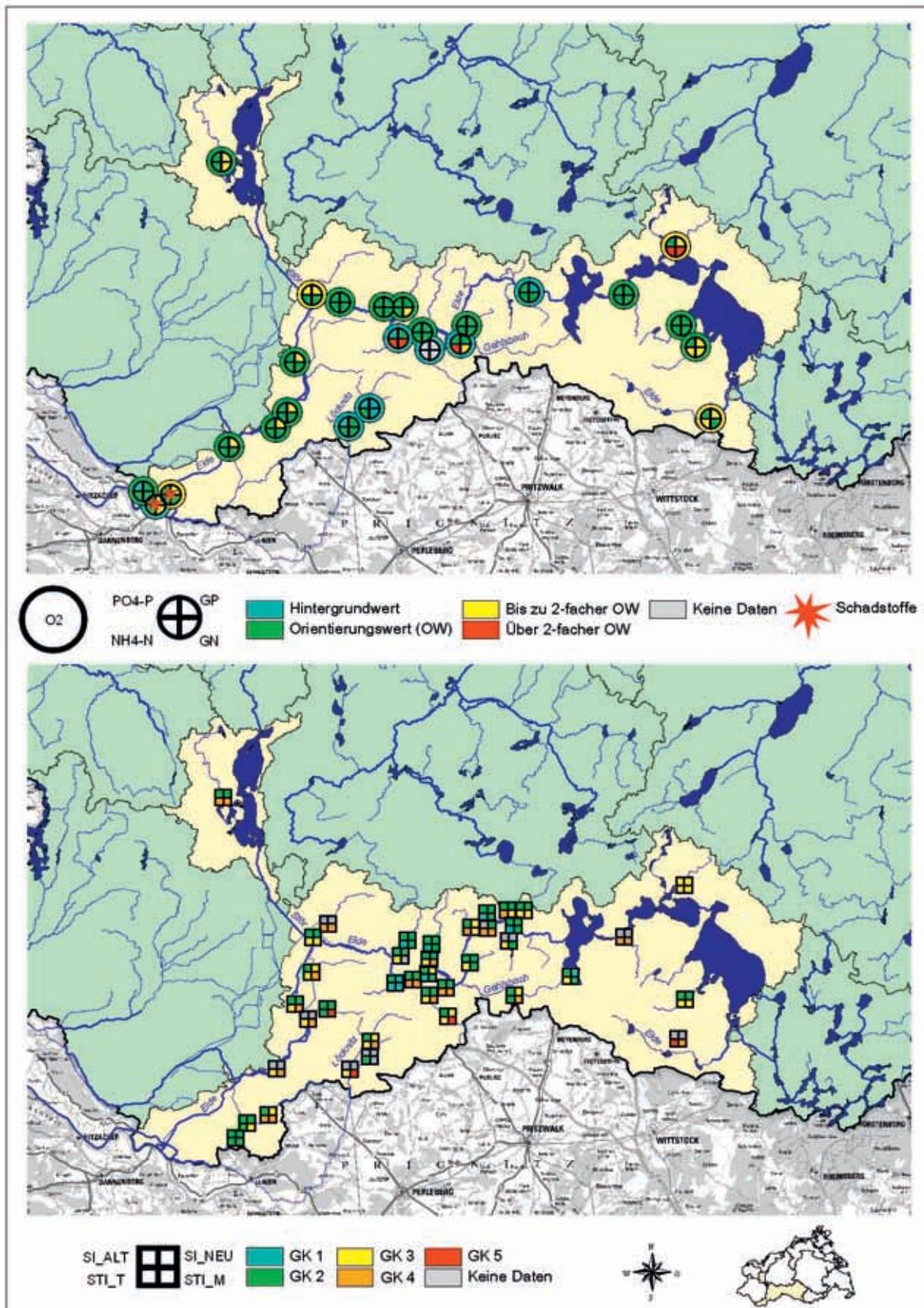


Abb. 3.9: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Elde der FGE Elbe (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.5.4 Bearbeitungsgebiet Obere Havel

Das Bearbeitungsgebiet ist mit 846 km² neben dem der Stepenitz das Kleinste in Mecklenburg-Vorpommern (siehe auch **Abb. 1.3**). Das wichtigste Gewässer in diesem Gebiet ist die Havel, die westlich Ankershagen entspringt und bis zur Landesgrenze zu Brandenburg ein Einzugsgebiet von 684 km² hat. Auf ihrem Weg ins Brandenburgische durchfließt sie eine ganze Reihe von Seen, von denen die wichtigsten Käbelicksee, Useriner See, Woblitsee, Drewensee, Großer Priepertsee, Ellenbogen- und Ziernsee sind. Ihr Ausfluss aus dem Ziernsee nordwestlich von Fürstenberg liegt bereits in Brandenburg. Neben der Havel sind der Godendorfer Mühlbach und das Thyemenfließ Gewässer mit nennenswerten Einzugsgebieten von jeweils 91 km², wobei das Thyemenfließ hauptsächlich auf brandenburgischem Gebiet liegt. Beide Gewässer liegen südöstlich von Neustrelitz und fließen jenseits der Landesgrenze in die Havel. Für das Bearbeitungsgebiet wurden, bezogen auf die Fließgewässer, 26 Wasserkörper ausgewiesen; hier dominieren Seen. Als WRRL-relevant wurden in diesem Bearbeitungsgebiet 38 Wasserkörper für Seen ausgewiesen (siehe dazu Kap. 4).

Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

Im Bearbeitungsgebiet wurden die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten im Zeitraum 2003-2006 an 9 Messstellen, 5 davon erstmalig im Jahre 2006, untersucht.

Die Klassifizierung nach „**Sauerstoffhaushalt** und organischer Belastung“ ergab an 4 Messstellen die Klasse 2, an weiteren 4 Messstellen die Klasse 3 und an 1 Messstelle die Klasse 4. Die Havel wurde nur an einer Messstelle, und zwar oberhalb des Drewensees untersucht. Hier ist sie als Obere-Havel-Wasserstraße ausgebaut und weist die Klasse 2 auf. Neben der Havel wurden der Müritzhavel-Kanal an zwei Messstellen (Mirow und Strasen) sowie einige kleinere Bäche untersucht. Sehr starke und starke Belastungen waren noch an folgenden Messstellen zu verzeichnen:

- Stendlitz/w. Groß Trebbow (Klasse 4)
- Godendorfer Mühlbach/Godendorf und s. Bergfeld (Klasse 3)
- Drosedower Bek (sw. Zirtow und w. Wustrow (Klasse 3)
- Müritzhavel-Kanal/Mirow (Klasse 3)

Als mögliche Ursachen kommen Sekundärbelastungen in Folge des hohen Trophiegrades und/oder Primärbelastungen aus dem kommunalen und landwirtschaftlichen Bereich in Betracht. Vor Aufstellung der Bewirtschaftungspläne sind die Belastungsursachen zu identifizieren.

Die Orientierungswerte für die **Nährstoffe** nach LAWA (2007) wurden überwiegend eingehalten. Auffällig hohe Belastungen sind lediglich im

- Godendorfer Mühlbach/s. Bergfeld (PO₄-P, GP, NH₄-N, GN)

zu verzeichnen (siehe **Anlage 3-3**). Insbesondere die Ammoniumwerte weisen auf eine starke anthropogene Belastung dieses Gewässers hin.

Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Schwermetall- und Pflanzenschutzmittel-Untersuchungen fanden im Bearbeitungsgebiet nicht statt. Einige **Industriechemikalien** wurden 2006 in der Havel/o. Drewensee gemessen. Positivbefunde waren bei cis-1,2-Dichlorethen zu verzeichnen, ohne dass die UQN überschritten wurden.

Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an insgesamt 12 Probestellen biologische Untersuchungen der Qualitätskomponenten **Makrozoobenthos und Makrophyten** durchgeführt. Die detaillierten Ergebnisse sind der **Anlage 3-8** zu entnehmen.

Die Bewertung nach **Saprobienindex** (SI) gemäß alter DIN 38410 und anhand des neuen, typspezifischen Verfahrens ergab ähnliche Ergebnisse, nach denen 64 % bzw. 67 % der Probestellen die Zielvorgabe (Güteklasse II bzw. 2) einhielten, während die übrigen Probestellen deutlich saprobiell belastet waren (Güteklasse II-III bzw. 3). An einigen Stellen besteht gute oder teilweise Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Klassifikation nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung (z. B. Drosedower Bek/sw. Zirtow, Obere Havel-Wasserstraße/Strasen, Godendorfer Mühlbach/Papiermühle), während in der Stendlitz (Floßgraben) bei Groß Trebbow die Güteklassen von 2 bis 4 streuen (SI alt: II, SI neu: 3, Sauerstoffhaushalt: 4). In den meisten Fällen wurden physikalisch-chemische und biologische Messstellen nicht parallel untersucht, so dass keine weiteren Auswertungen vorgenommen werden können.

Die Bewertung nach **Standorttypieindex** (STI) fällt ein wenig schlechter aus: Köcherfliegen und Makrophyten zeigen für jeweils 42 bzw. 46 % der Stellen (STI-T: n=12, STI-M: n=11) die Einhaltung der Zielvorgabe an, wobei nur an 3 Stellen beide Teilkomponenten die Güteklasse 2 und besser erreichen. Mehr als 50 % der Stellen weisen deutliche, starke oder sehr starke Beeinträchtigungen der Zönosen auf, wobei die Makrophytenbewertung schlechtestenfalls die Güteklasse 4 erreicht. Der STI-Trichopteren zeigt für die

- Stendlitz (Floßgraben) sowohl bei Groß Trebbow als auch an der Försterei Strelitz

die Güteklasse 5 und damit umfassenden Sanierungsbedarf an, wenn auch der STI-Makrophyten mit Güteklasse 3 besser bewertet wurde.

Die Gesamtbewertung für beide Qualitätskomponenten (**Tab. 3.5.5**) weist nur drei Gewässerabschnitte aus, die nach den vorliegenden Ergebnissen sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Makrophyten voraussichtlich den guten Zustand erreichen.

Tab. 3.5.5: *Probstellen im Bearbeitungsgebiet Obere Havel mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)*

Probstelle	Güteklasse SI	Güteklasse S TI-T	Güteklasse STI-M	Ökolog. Zustand Makrozoob./Makroph.
Linowbach bei Wokuhl	2	1	1	gut
Godendorfer Mühlbach bei Godendorf	2	2	2	gut
Havel bei Granzin	2	2	2	gut

Chlorophyll-a wurde an 6 Messstellen untersucht. Für die Müritzhavel-Wasserstraße liegen mehrjährige Ergebnisse vor (**Tab. 3.5.6**). In Mirow wurden dabei die Trophieklassen II bzw. II-III ermittelt. Der Chlorophyllgehalt an dieser Messstelle wird hier wesentlich von dem Planktongehalt der Müritzhavel bestimmt, welches über den Kanal in das Havelgebiet

abgegeben wird. Zwischen Mirow und Strasen passiert der Kanal Zotensee, Vilzsee, Labussee und Pälitzsee. Unterhalb des Pälitzsees und oberhalb des Ellbogensees liegt die Messstelle Strasen. Hier werden deutlich niedrigere Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen als in Mirow.

Tab. 3.5.6: *Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete LAWA-Trophieklassen für die Messstellen im Havelgebiet nach LAWA 2002*

Messstelle	2003	2004	2005	2006	Trophieklasse
Müritzhavel-Kanal/Mirow	27,0	37,1	34,0	21,5	II bis II-III
Müritzhavel-Kanal/Strasen	11,5	9,8	13,5	n.u.	II

Generell werden die Fließgewässer im Bearbeitungsgebiet durch die vielen durchflossenen oder angeschlossenen Seen beeinflusst. Messstellen in diesem Gebiet spiegeln insofern auch die Gewässergüte dieser Seen wider, was sich auch in den anderen untersuchten Gewässern dokumentiert. So wurden auch in der Stendlitz und im Godendorfer Mühlbach eutrophe Verhältnisse angetroffen.

Zusammenfassende Zustandseinschätzung

In **Abbildung 3.10** sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Makrophyten) zusammen-

fassend dargestellt. Die Abbildungslegende ist in Kapitel 3.2.1 näher erläutert.

Für dieses Bearbeitungsgebiet liegen bisher nur wenige Untersuchungsbefunde in Fließgewässern vor. Die Befunde an den wenigen Messstellen belegen aber, dass hier lokale Belastungen zu erheblichen Abweichungen vom guten ökologischen Zustand führen. Dabei handelt es sich um kleinere Nebengewässer (z. B. Stendlitz, Floßgraben) oder Gewässerüberläufe (z. B. Godendorfer Mühlbach). Es ist zu prüfen, welche Belastungsquellen hierfür verantwortlich sind. In den folgenden Jahren sind die Untersuchungen sukzessive auf die bisher nicht untersuchten Wasserkörper auszudehnen, wobei chemische und biologische Untersuchungen parallel erfolgen sollten.

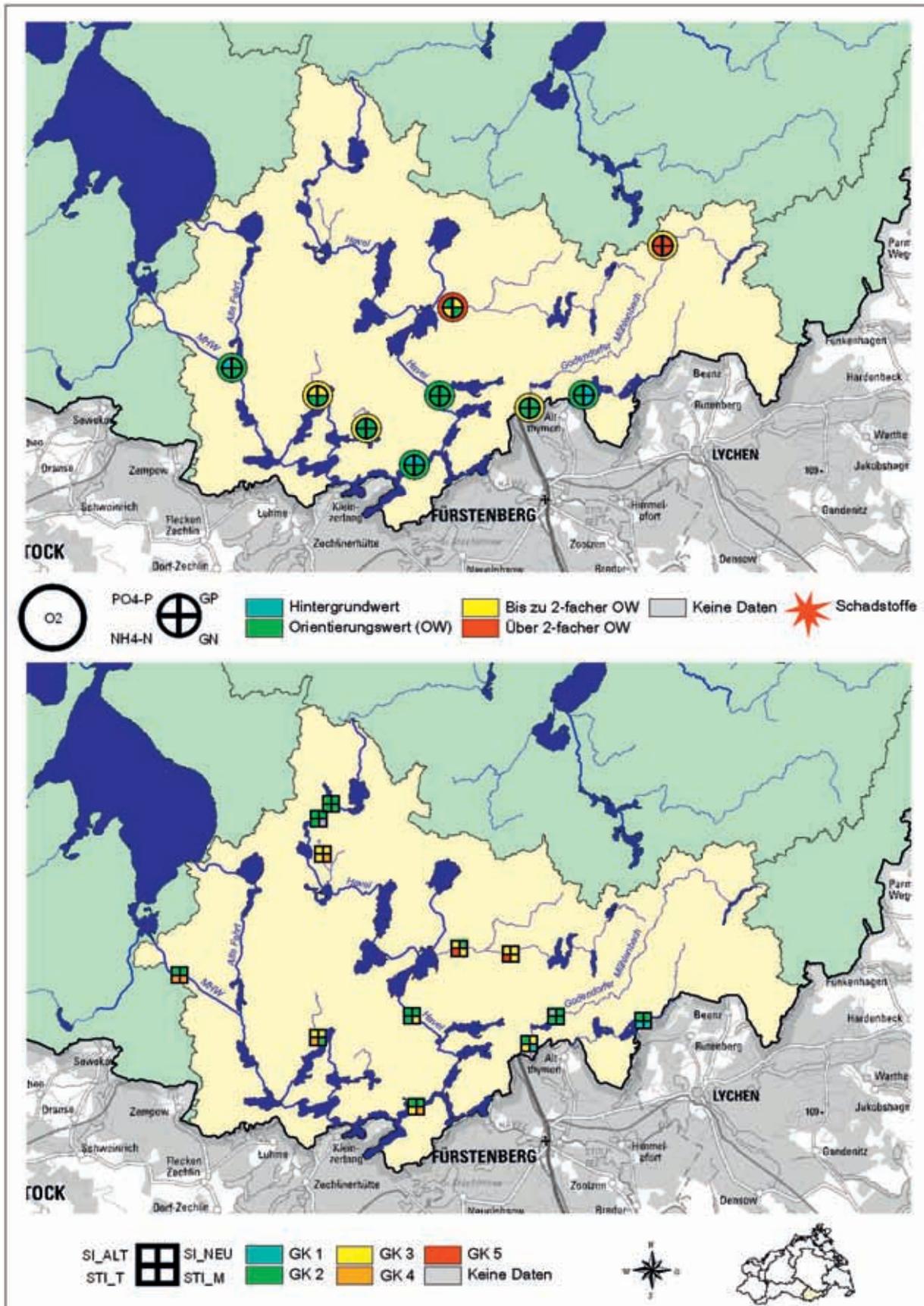


Abb. 3.10: Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Havel der FGE Elbe (oben: physikalisch-chemische, unten: biologische Qualitätskomponenten)

3.6 Landesweite Zustandseinschätzung

3.6.1 Einschätzung anhand der Klassifikation physikalisch-chemischer Parameter

Vergleicht man die Ergebnisse der Klassifikation nach „Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung“ für alle untersuchten Gewässer, so wird eine erfreuliche Entwicklung sichtbar (Tab. 3.6.1). Im Betrachtungszeitraum wurden 27 - 31 % der Fließgewässer in Güteklasse 1 und 47 - 57 % in Güteklasse 2 eingestuft. Nimmt man beide Klassen zusammen, können 70 - 84 % der Gewässer bezüglich ihres Sauerstoffhaushaltes als kaum bzw. gering belastet ange-

sprochen werden. Es fällt allerdings auf, dass dieser Anteil seit 2003 leicht rückläufig ist. Dies mag z. T. darauf zurückzuführen sein, dass in den letzten Jahren verstärkt kleinere Gewässer in die Überwachungsprogramme aufgenommen wurden. In solchen Bächen und Gräben wirken sich z. B. Abwassereinflüsse viel stärker aus als in Flüssen. Extrem warme und trockene Perioden führten zudem auch in größeren Gewässern zu verschlechterten Sauerstoffbedingungen.

Tab. 3.6.1: Klassifikation der Fließgewässer nach „Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung“

Jahr	Klassifizierte Messstellen	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
1988	151	0	61 = 41 %	73 = 49 %	15 = 10 %	1 = 0,6 %
1990	156	3 = 2 %	73 = 47 %	68 = 43 %	12 = 8 %	0
1995	174	9 = 5 %	116 = 67 %	46 = 26 %	3 = 2 %	0
2000	177	23 = 14 %	118 = 66 %	36 = 20 %	0	0
2003	172	47 = 27 %	98 = 57 %	26 = 15 %	1 = 1 %	0
2004	172	49 = 28 %	92 = 54 %	31 = 18 %	0	0
2005	170	53 = 31 %	82 = 48 %	35 = 21 %	0	0
2006	175	40 = 23 %	82 = 47 %	50 = 28 %	3 = 2 %	0

Für die **Nährstoffe** können die Klassifikationsergebnisse mittlerweile für eine repräsentative Anzahl von Messstellen bis 1980 zurückverfolgt werden. Eine Gegenüberstellung

der Ergebnisse für Orthophosphat zeigt die deutlichen Belastungsänderungen in den 1990er Jahren (Abb. 3.11).

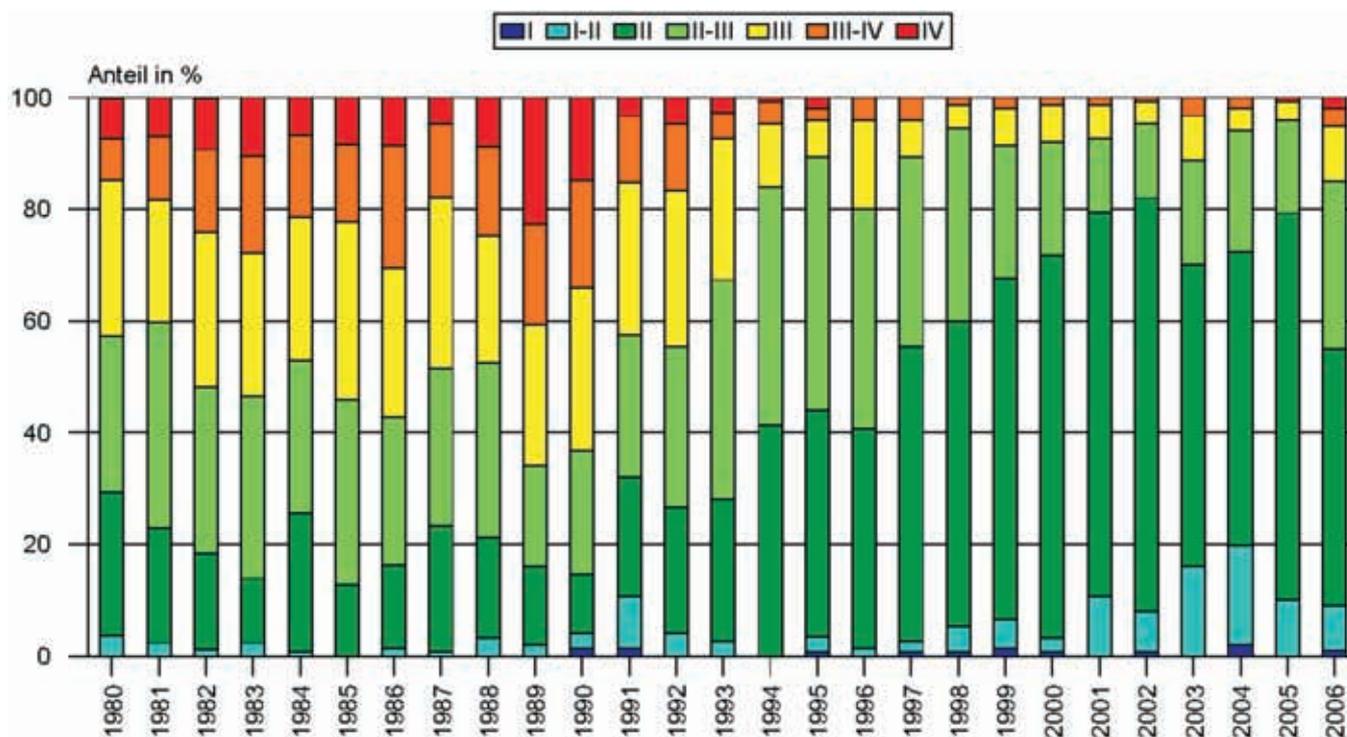


Abb. 3.11: Klassifizierungsergebnisse für Orthophosphat-Phosphor nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 1980-2006

War der Zeitraum 1980 - 1989 in Folge des Anstiegs der einwohnerspezifischen Phosphorfracht durch eine Zunahme der Phosphorbelastung der Fließgewässer gekennzeichnet, setzte mit der Einführung phosphatfreier Waschmittel ab 1990 eine stetige Abnahme dieser Belastung ein. Die Erweiterungen und Modernisierungen sowie der Neubau von Kläranlagen verstärkten diesen erfreulichen Trend. Mittlerweile verfügen alle größeren Kläranlagen des Landes über eine Stufe zur weitergehenden Abwasserbehandlung. Im Jahre 2002 konnten über 80 % der untersuchten Fließgewässer bezüglich der Orthophosphatbelastung in die Güteklasse II und besser eingestuft werden. Sie entsprachen damit der Zielvorgabe der LAWA. Der seit 2003 einsetzende Wiederanstieg der Phosphatbelastung ist sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass in den letzten Jahren

kleinere, bisher noch nicht untersuchte Gewässer verstärkten Eingang in die Überwachungsprogramme fanden. Dies trifft insbesondere auf das Untersuchungsjahr 2006 zu, in dem über 50 neue Messstellen untersucht wurden. Wie die Auswertungen gezeigt haben, wiesen diese z. T. noch hohe und sehr hohe Phosphatkonzentrationen auf (siehe vorherige Kapitel), die zumindest teilweise auf starke Belastungen aus kleineren kommunalen Kläranlagen zurückzuführen sind, die über keine Stufe zur weitergehenden Abwasserbehandlung verfügen. Hinzu kommt, dass 2006 in rückgestauten Ostseezuflüssen Phosphorrücklösungen aus nährstoffreichen Sedimenten beobachtet wurden (z. B. Zarow/Grambin, Ryck/o. Greifswald). Einen landesweiten Überblick über die Belastung mit Orthophosphat ermöglicht die **Abbildung 3.12**.

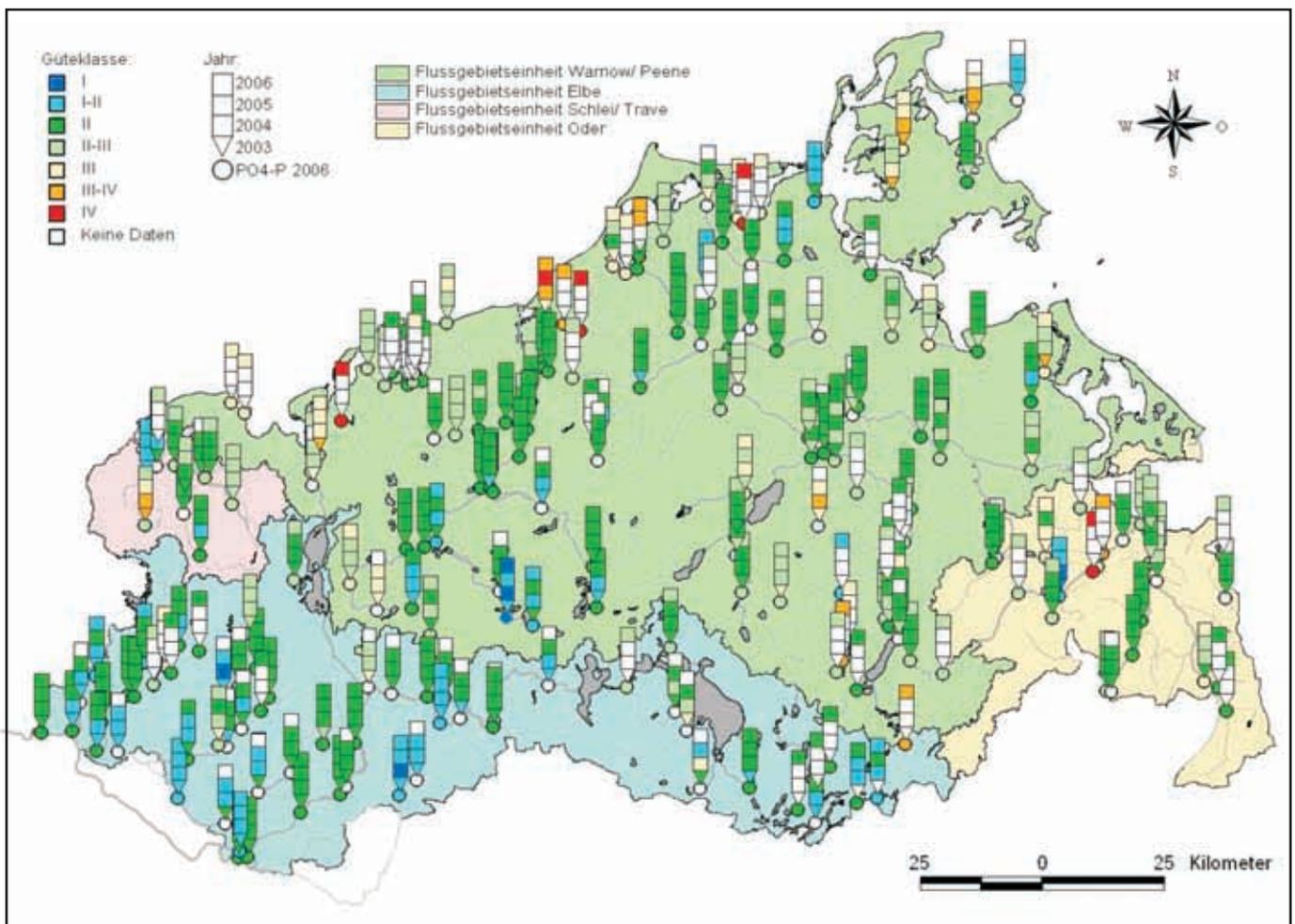


Abb. 3.12: Landesweiter Überblick der Klassifizierungsergebnisse für Orthophosphat-Phosphor nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 2003-2006

Gesamt-Phosphor gehört erst seit den 1990er Jahren zum Grundmessprogramm der physikalisch-chemischen Gewässerüberwachung. Seit 1994 liegen für diesen Parameter an einer ausreichenden Anzahl von Messstellen Untersuchungsergebnisse vor (**Tab. 3.6.2**). Entsprachen bis 1999

nur 5 - 30 % der untersuchten Gewässer der LAWA-Zielvorgabe (Güteklasse II und besser), so stieg deren Anteil im Zeitraum 2002-2005 auf 58 - 61 %. Im Jahre 2006 war dann aber ein deutlicher Wiederanstieg der Konzentrationen zu verzeichnen.

Tab. 3.6.2: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Gesamt-Phosphor in Fließgewässern MV's in %

Jahr	Klassifizierte Messstellen	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse II-IV	Klasse IV
1994	150	0	0,7	13,3	58,7	23,3	3,3	0,7
1996	152	0	0,7	3,9	59,9	31,6	3,9	0
1998	152	0	1,3	19,1	66,4	10,5	2,0	0,7
2000	177	0	1,7	28,2	57,1	9,0	4,0	0
2002	176	0	3,4	58,0	33,5	4,5	0,6	0
2003	150	0	4,7	54,7	31,3	6,7	2,6	0
2004	151	0	4,6	53,0	36,4	5,3	0,7	0
2005	150	0	2,0	56,7	36,6	4,0	0,7	0
2006	175	0	1,7	21,7	47,4	22,3	6,3	0,6

Eine positive Entwicklung zeigt Ammonium (**Abb. 3-13**). Der Höhepunkt der Gewässerbelastung durch Ammonium-Stickstoff war Anfang der 1980er Jahre zu verzeichnen. Von 1988 bis 1995 setzte dann eine kontinuierliche Abnahme der Belastungen ein, die durch das Jahr 1996 unterbrochen wurde. Das Jahr 1996 war durch einen außergewöhnlich strengen Winter gekennzeichnet. Die lang anhaltende Frostperiode (noch Anfang April wurden Eisschollen auf dem Kleinen Haff beobachtet) führte dazu, dass die Lagerkapazitäten für Gülle nicht mehr ausreichten und eine Ausnahmegenehmigung für das Aufbringen von Gülle auf tief-

gefrorene Böden erteilt werden musste. Neben den damit verbundenen starken Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich kam es so auch zu erhöhten Ammoniumbelastungen aus kommunalen Kläranlagen. Aufgrund der niedrigen Temperaturen waren die Nitrifikationsleistungen in den Kläranlagen deutlich herabgesetzt, so dass erhebliche Mengen an Ammonium in die Gewässer emittiert wurden. Ein starke Zunahme der Güteklasse II ist seit 1999 festzustellen. Der Anteil von Messstellen dieser Klasse stieg von unter 20 % auf 60 % an.

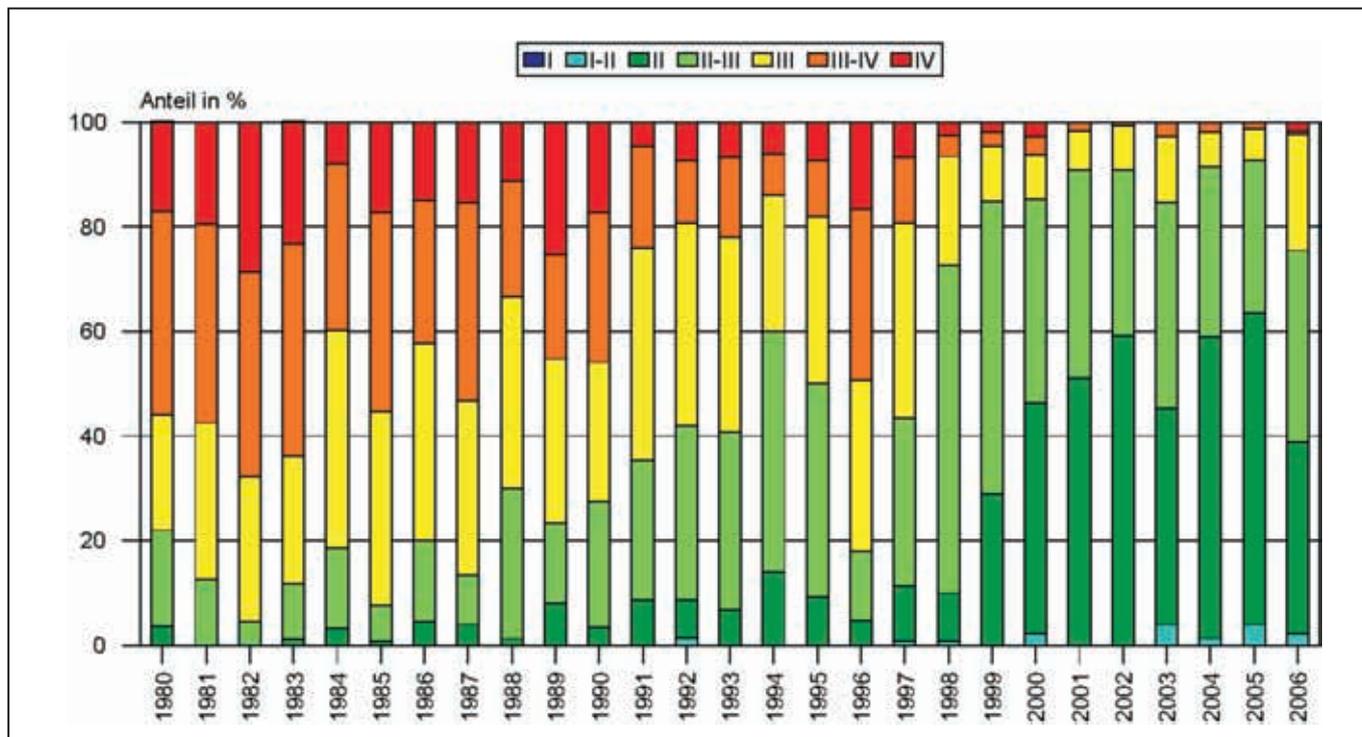


Abb. 3.13: Klassifizierungsergebnisse für Ammonium-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 1980-2006

Im Jahre 2003, das wieder durch einen lang anhaltenden Winter gekennzeichnet war, sank dieser Anteil auf knapp unter 50 %. Im Jahr 2006 war wieder ein größerer Anteil der untersuchten Gewässer in die Güteklassen II-III und III einzustufen. Dies war hauptsächlich in kleineren Bächen und

Gräben der Fall.

Einen landesweiten Überblick über die Ammoniumbelastung zeigt **Abbildung 3.14**. Anthropogen nicht belastete Gewässer waren nicht anzutreffen.

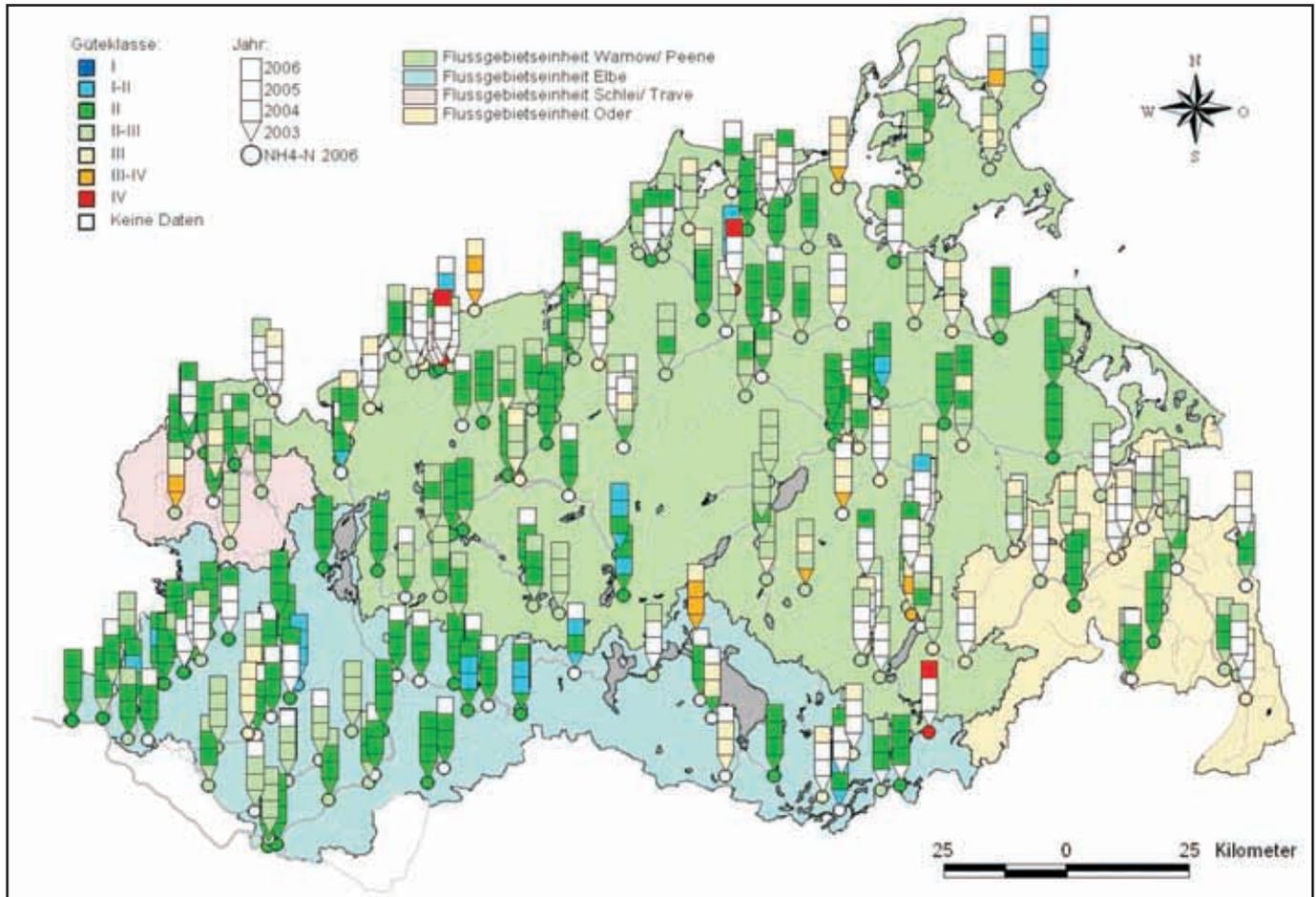


Abb. 3.14: Klassifizierungsergebnisse für Ammonium-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 2003-2006

Die Konzentrationen an **Nitrat-Stickstoff** werden ganz wesentlich von den hydrologischen und meteorologischen Bedingungen bestimmt. In trockenen Jahren, wie 1989 und 1996, wird die Zielvorgabe für Nitrat-Stickstoff in 50 - 60 % der Gewässer eingehalten, in nassen Jahren jedoch nur in 10 % (**Abb. 3.15**). Tendenzielle Veränderungen wie bei Orthophosphat, Ammonium und Nitrit sind beim Nitrat nicht zu erkennen.

Wie der landesweite Überblick zur Nitratbelastung zeigt (**Abb. 3.16**), existieren deutliche regionale Unterschiede, die im Wesentlichen auf eine unterschiedliche Landnutzung zurückzuführen sind. Zwischen Anteil an Ackerfläche im Einzugsgebiet und Nitratbelastung des Gewässers konnte ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden (Bachor 2007). Hohe Nitratkonzentrationen sind in Gewässern anzutreffen, in deren Einzugsgebieten der Anteil an ackerbaulicher Nutzung dominiert. Insbesondere die Dränung führt unmittelbar zur Nitratbelastung von Fließge-

wässern (Kahle et al. 2006, Tiemeyer et al. 2007). Geringe Nitratkonzentrationen treten dagegen in Gewässern auf, in deren Einzugsgebieten ein hoher Wald- und/oder Grünlandanteil zu verzeichnen ist (z. B. Elde, Mildnitz, Nebel, Uecker, Randow). Anthropogen unbelastete bzw. sehr gering belastete Gewässerbereiche waren meist nur unterhalb durchflossener Seen zu finden, wie in der Nebel unterhalb des Linstower Sees und Krakower Sees, in der Mildnitz, die eine ganze Seenkette durchfließt, in der Elde unterhalb des Plauer Sees, in der Havel unterhalb des Woblitzsees und im Müritzhavel-Kanal bei Strasen. Die hier gemessenen sehr niedrigen Nitrat-Konzentrationen können als Ausdruck der Senkenfunktion von Seen für Nährstoffe gewertet werden. Der Hauptanteil der Gewässer ist wechselweise den Güteklassen II-III und/oder III zuzuordnen, d. h. es dominieren in Mecklenburg-Vorpommern nach wie vor Gewässer mit deutlicher und erhöhter Nitratbelastung.

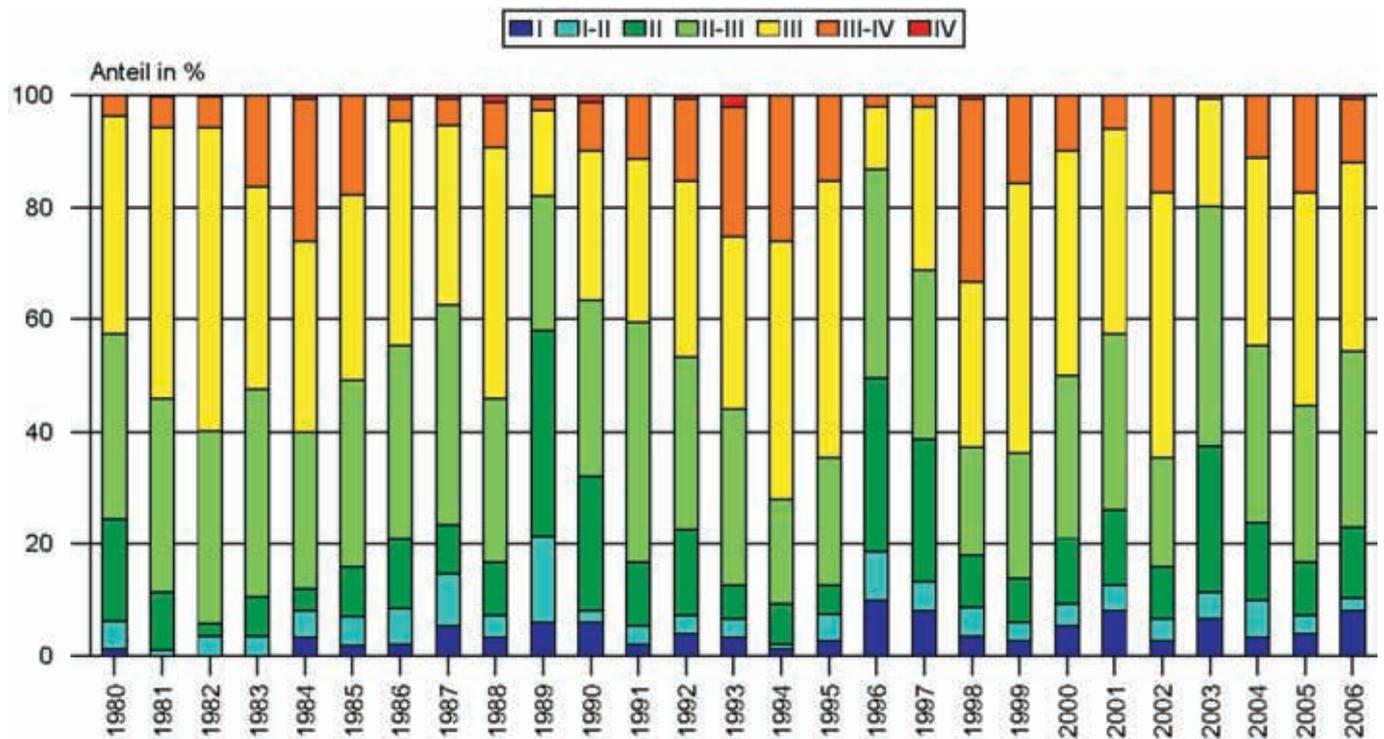


Abb. 3.15: Klassifizierungsergebnisse für Nitrat-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 1980-2006

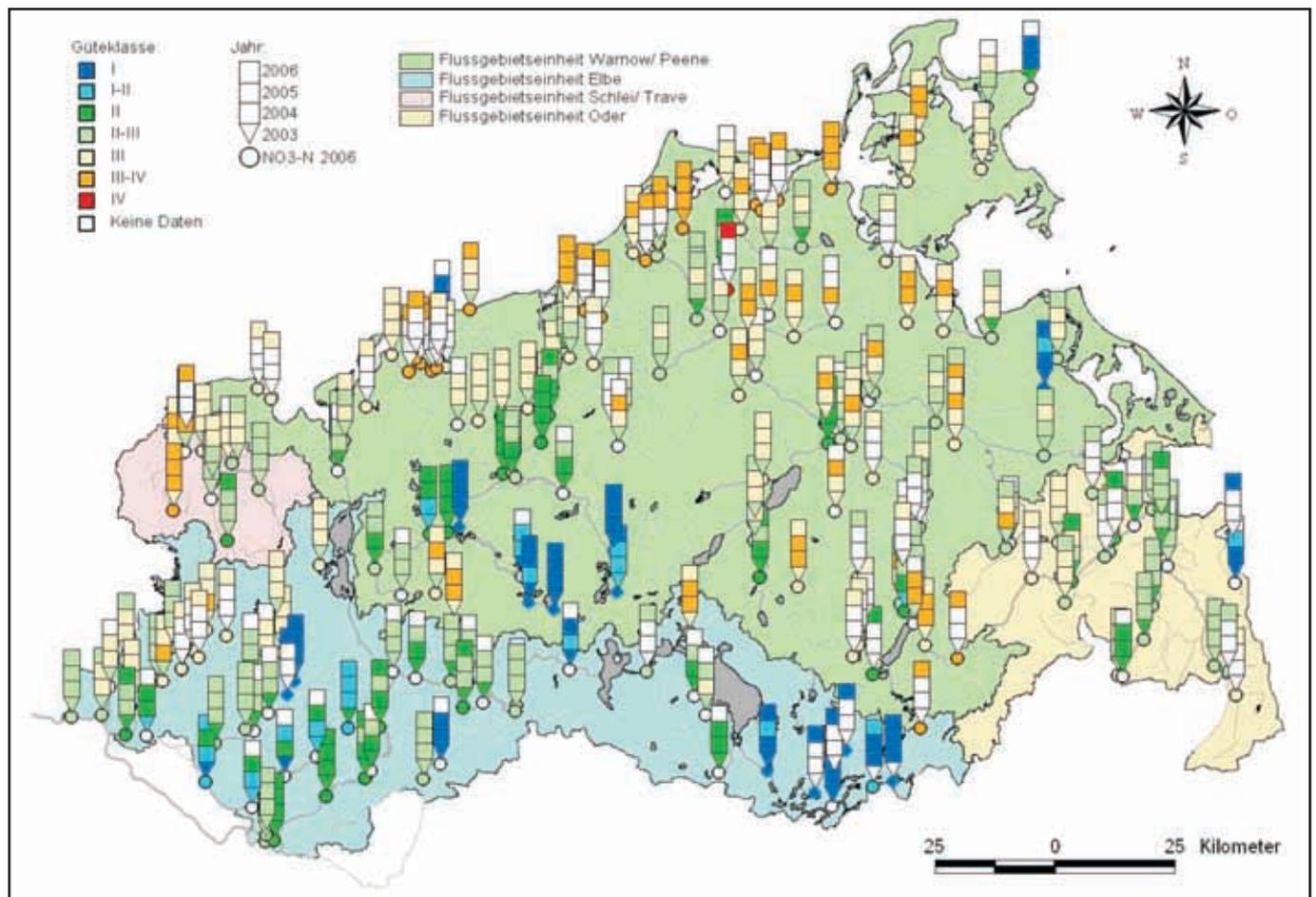


Abb. 3.16: Landesweiter Überblick der Klassifizierungsergebnisse für Nitrat-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 2003-2006

Zusammen mit Gesamt-Phosphor wurde Gesamt-Stickstoff erst Anfang der 1990er Jahre in die Messprogramme zur Überwachung der Fließgewässer aufgenommen. Seit 1994 gehören beide Kenngrößen zum Grundmessprogramm. Eine Auflistung der Klassifizierungsergebnisse zeigt, dass gering belastete Gewässer so gut wie nicht vorkommen (**Tab. 3.6.3**). Der Anteil von Gewässern, in denen die Zielvorgabe der LAWA (3,0 mg/l GN als 90-Perzentilwert) eingehalten wird, liegt in Abhängigkeit von den meteorologischen

und hydrologischen Bedingungen nur zwischen 7 und 22 %. Es dominieren deutlich bis erhöht belastete Gewässer der Güteklassen II-III und III. Der Anteil hoch belasteter Gewässer der Güteklasse III-IV variierte zwischen 2 und 34 %, wobei die hohen Werte für Nassjahre und die niedrigen für Trockenjahre zutreffen. An wenigen Messstellen wurden auch sehr hohe Gesamt-N-Konzentrationen mit 90-Perzentilwerten über 24 mg/l GN registriert.

Tab. 3.6.3: Verteilung der Güteklassen für Gesamtstickstoff in Fließgewässern MV's in %

Jahr	Klassifizierte Messstellen	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
1994	150	0	0	6,7	18,7	50,0	23,3	1,3
1996	152	0	0	17,8	48,0	32,2	2,0	0
1998	152	0	0	7,2	24,3	34,2	34,2	0
2000	177	0	0,6	9,0	33,9	49,2	7,3	0
2002	176	0	2,9	9,1	22,7	49,4	15,3	0,6
2003	150	0	2,0	20,0	48,0	27,3	2,7	0
2004	150	0	0,7	11,3	39,3	38,7	10,0	0
2005	150	0	0,7	13,3	29,3	42,7	14,0	0
2006	175	0	2,9	7,4	32,0	42,3	14,8	0,6

Der Gesamt-Stickstoff stellt die Summe aus den gelösten Stickstoffverbindungen (Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff sowie organisch gebundener Stickstoff, wie z.B. Harnstoff) und dem partikulär gebundenen Stickstoff dar. Letzterer ist insbesondere in Gewässern mit hohem Chlorophyll-a-Gehalt (siehe Kap. 3.6.3) erhöht. In den meisten Fließgewässern wird der Gesamt-Stickstoff aber wesentlich durch den Nitrat-Stickstoff-Gehalt dominiert.

Eine zusammenfassende Bewertung der Nährstoffbelastung anhand der Orientierungswerte (OW) nach LAWA (2007) liefert **Tabelle 3.6.4**. Die messstellenbezogenen Angaben sind der **Anlage 3-3** zu entnehmen.

Tab. 3.6.4: Anteil der im Zeitraum 2003-2006 untersuchten Fließgewässer mit und ohne Einhaltung der Orientierungswerte nach LAWA (2007) in %

Orientierungswert	PO ₄ -P	GP	NH ₄ -N	GN	Nährstoffe insg.
eingehalten	79,8	45,3	86,5	46,6	55,6
überschritten (> 30-100 %)	13,9	47,1	11,2	41,7	38,6
deutlich überschritten (>100 %)	6,3	7,6	2,2	11,7	5,8

Im Mittel des Zeitraumes 2003 - 2006 werden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand bei Orthophosphat und Ammonium in 80 % bzw. 86 % der Gewässer eingehalten. Überschreitungen der OW sind vor allem noch in kleineren abwasserbelasteten Gewässern zu verzeichnen. Bei Gesamt-P und Gesamt-N wurden die OW nur knapp bei der Hälfte der untersuchten Fließgewässer

eingehalten. Verantwortlich für die erhöhten und teilweise hohen Gesamt-P-Belastungen sind Einträge aus punktuellen Quellen (meist kleinere kommunale Kläranlagen) und diffuse (meist erosionsbedingte) Einträge. Die erhöhten bis hohen Gesamt-N-Belastungen sind in erster Linie auf die hohen diffusen Nitratreinträge von den landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückzuführen.

3.6.2 Einschätzung der Schadstoffbelastung

Im Gegensatz zu den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern wurden die Schadstoffe nur an ausgewählten

Messstellen untersucht. Einen Überblick über die untersuchten Parametergruppen liefert **Tabelle 3.6.5**.

Tab. 3.6.5: *Untersuchte Schadstoffparameter (Anzahl, Untersuchungsjahre, Messwerte)*

Parametergruppe	Anzahl der Parameter	Untersuchungsjahre	Anzahl der Messwerte	Anteil an allen Parametergruppen in %
01 Schwermetalle	20	2003-2006	9.242	5,7
02 Aliphatische HKW	12	2003-2006	8.728	
03 Polyzyklische aromatische KW (PAK)	16	2003-2006	4.335	
04 Polychlorierte Biphenyle	19	2003-2006	4.707	
05 Phthalate	3	2005-2006	678	
06 Alkylphenole	3	2005-2006	678	
07 Zinnorganische Verbindungen	8	2005-2006	3.194	
02-07 Industriechemikalien insgesamt	61	2003-2006	22.320	13,6
08 Herbizide	72	2003-2006	69.862	
09 Insektizide	61	2003-2006	46.885	
10 Fungizide	18	2003-2006	13.766	
11 Wachstumsregler	1	2003-2006	1.307	
07-11 PSM-Wirkstoffe insgesamt	152	2003-2006	131.820	80,5
12 Antiepileptika	1	2006	48	
13 Lipidsenker	1	2006	48	
14 Betablocker	4	2006	192	
15 Schmerzmittel	2	2006	96	
11-15 Arzneimittel insgesamt	7	2006	384	0,2
01-15 Parameter insgesamt	240	2003-2006	163.766	

Etwa 65 % der Schwermetalluntersuchungen fand in Wasserproben, der Rest in Schwebstoff- bzw. Sedimentproben statt. Wasserproben wurden im Betrachtungszeitraum an insgesamt 22 Messstellen, Schwebstoffproben an 7 und Sedimentproben an 41 Messstellen gewonnen. Durch den Einsatz eines neuen ICP-MS ab 2006 konnte die Palette der Schwermetalle von 10 auf 20 Elemente erweitert werden.

Von den Industriechemikalien wurden die aliphatischen Halogenkohlenwasserstoffe, Phthalate, Alkylphenole und zinnorganischen Verbindungen nur in Wasserproben und die polychlorierten Biphenyle nur in Schwebstoff- und Sedimentproben bestimmt. Die PAK wurden sowohl im Wasser als auch in Feststoffproben gemessen.

Einen Schwerpunkt der Schadstoffstoffuntersuchungen bildete das Pflanzenschutzmittel (PSM)-Monitoring. Wurden in den ersten beiden Jahren des Betrachtungszeitraumes noch 47 Wirkstoffe untersucht, stieg die Zahl in den Jahren 2005 und 2006 auf 152 Wirkstoffe an. Jährlich wurden an 28 bis 30 Messstellen in der Regel monatlich Wasserproben gewonnen.

Im Jahre 2006 fanden erstmals seit 2001 wieder in geringem Umfang Arzneimitteluntersuchungen statt. Dabei wurden an 12 Messstellen quartalsweise Wasserproben untersucht.

Schwermetalle und Arsen im Wasser

Die Übergangs- und Schwermetalle kommen unter normalen Bedingungen in Fließgewässern nur in Spuren, d. h. im Mikrogrammbereich und einige (Hg, Cd) sogar nur im Nanogrammbereich, vor. Teilweise werden die Metallionen in erheblichem Umfang an Schwebstoffen und Partikeln gebunden transportiert.

Die auf die Einzeljahre bezogen aggregierten Daten sind für die einzelnen Messstellen auf der beigefügten CD-ROM zusammengestellt (**Anlage 3-4a bis 3-4h**). Als statistische Jahreskennzahlen wurden die Anzahl der Messwerte, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, Mittel- und Maximalwert sowie 50- und 90-Perzentilwert berechnet. Nachfolgend werden die Ergebnisse für den gesamten Untersuchungszeitraum elementbezogen vorgestellt.

Wegen seiner hohen Flüchtigkeit ist **Quecksilber** heute ubiquitär in der Umwelt verteilt. Der anthropogen determinierte Anteil stammt vor allem aus Hg-Emissionen aus Rohöl, Petroleum und Vergaserkraftstoffen (Umweltbundesamt 2003). Der natürliche Hintergrundbereich wird mit 5 bis 20 ng/l angegeben (Schudoma 1994). In den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns lagen die Hg-Konzentrationen im Zeitraum 2003-2006 im Mittel zwischen 2 bis 4 ng/l und die 90-Perzentilwerte zwischen 5 bis 10 ng/l. Damit werden

natürliche Hintergrundkonzentrationen erreicht und die Umweltqualitätsnorm von 50 ng/l als Jahresmittel und 70 ng/l als zulässige Höchstkonzentration deutlich unterschritten. Lediglich im mecklenburgischen Elbabschnitt wurden die zulässigen Höchstkonzentrationen noch überschritten (**Tab. 3.6.6**). In der Elbe werden etwa 6- bis 8-fach höhere Hg-Konzentrationen als in den anderen Gewässern gemessen.

Tab. 3.6.6: Quecksilber-, Arsen-, Blei- und Cadmium-Konzentrationen in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in µg/l

Gewässer	Messstelle	Quecksilber		Arsen		Blei		Cadmium	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Stepenitz	Rodenberg	0,002	0,005	0,85	1,32	0,32	1,02	0,030	0,048
Maurine	u. Schönberg	0,002	0,007	0,62	0,98	0,23	1,36	0,030	0,048
Warnow	Kessin	0,002	0,006	0,62	0,98	0,15	0,64	0,025	0,038
Recknitz	Marlow	0,002	0,004	0,41	0,60	0,22	0,83	0,030	0,040
Barthe	Redebas	0,003	0,009	0,78	1,46	0,15	0,33	0,030	0,050
Peene	Anklam	0,004	0,014	0,54	1,20	0,24	0,96	0,030	0,115
Tollense	Demmin	0,002	0,005	0,40	0,89	0,19	0,61	0,030	0,050
Zarow	Grambin	0,003	0,010	0,65	1,22	0,20	1,04	0,030	0,078
Uecker	Ueckermünde	0,003	0,009	0,77	1,21	0,23	1,19	0,030	0,120
Elbe	Dömitz	0,019	0,097	1,67	3,08	1,14	2,89	0,065	0,208
Sude	Bandekow	0,003	0,009	0,50	0,68	0,22	0,65	0,030	0,048
Elde	Dömitz	0,003	0,013	0,58	0,88	0,27	1,02	0,030	0,200

Das Halbmetall **Arsen** kommt ubiquitär verbreitet in allen Umweltmatrizes vor. Dazu hat die bergbauliche Gewinnung, industrielle Anwendung und nachfolgend die oxidative Umwandlung mikrobiell gebildeter, leicht flüchtiger Di- und Trimethylarsine in der Atmosphäre zu Kakodylsäure beigetragen (Umweltbundesamt 2003). Anthropogen gering belastete Fließgewässer weisen im Mittel Arsenkonzentrationen zwischen 0,3 und 3,5 µg/l auf (Fergusson 1990, Merkel & Sperling 1998). Nach der Richtlinie 76/464/EWG wird ein Qualitätsziel für Arsen von 40 mg/kg im Schwebstoff angegeben, woraus sich für die Wasserphase ein Wert von 2 µg/l als Jahresmittel ableiten lässt. Die in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns bestimmten As-Konzentrationen lagen im Untersuchungszeitraum im Mittel zwischen 0,4 und 0,8 µg/l und in den 90-Perzentilwerten zwischen 0,6 und 1,4 µg/l und damit im Bereich anthropogen gering belasteter Fließgewässer. Lediglich die Elbe wies signifikant höhere Arsenkonzentrationen auf. An der Messstellen Dömitz wurde ein Medianwert von 1,6 µg/l und ein 90-Perzentilwert von 3,0 µg/l ermittelt (**Tab. 3.6.6**). In einzelnen Jahren wurde das Qualitätsziel nach RL 76/464/EWG in der Elbe überschritten. In der Elbe werden etwa 2- bis 4-fach höhere As-Konzentrationen als in den anderen Gewässern gemessen.

Schudoma (1994) gibt für **Blei** einen natürliche Hintergrundbereich von 0,4 bis 1,7 µg/l an. Die in den Gewässern des Landes gemessenen Pb-Konzentrationen liegen in die-

sem Bereich. Die im Entwurf der Richtlinie über Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe angegebene UQN von 7,2 µg/l als Jahresdurchschnittswert wurde in keinem Gewässer des Landes und auch nicht im mecklenburgischen Elbabschnitt überschritten. In der Elbe wurden jedoch 3- bis 7-fach höhere Durchschnittskonzentrationen als in den anderen Gewässern ermittelt.

Cadmium kommt in oberirdischen Gewässern gewöhnlich nur im Nanogrammbereich vor. Eine wichtige Eintragsquelle für die Umwelt stellt die Freisetzung von Cadmium durch die Verbrennung Cd-haltiger Kohle dar. Als geogener Hintergrundbereich werden für Cadmium 9 bis 36 ng/l in der Wasserphase angegeben. Der Richtlinienentwurf für prioritäre Stoffe gibt für Cadmium eine UQN von 150 ng/l (als Jahresdurchschnittswert) bzw. 900 ng/l (als zulässige Höchstkonzentration) in mittelhartem Gewässern, wie sie in MV vorkommen, an. Diese Werte werden nicht annähernd erreicht. In der Elbe werden aber mindestens doppelt so hohe Durchschnittswerte als in den übrigen Gewässern gemessen.

Chrom kommt in natürlichen Gewässern in gelöster Form in den Oxidationsstufen +3 und +6 vor. Chrom und seine Verbindungen werden zu etwa 50 % durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffträger, zu 30 % durch industrielle Abwassereinleitungen aus der Textilfärbung, Ledergerberei,

Farbfotografie, Metallurgie und Galvanik und zu 20 % durch die Abgase aus dem Straßenverkehr in die Umwelt eingetragen (Schneider et al. 2003). Die Cr(III)-Verbindungen sind nur gering, Cr(VI)-Verbindungen dagegen sehr gut wasserlöslich. Cr(VI) wirkt akut toxisch. Die gebundenen Chrom-Anteile an den Schwebstoffen können sehr stark variieren.

Als natürliche Hintergrundkonzentration wird 2,5 µg/l angegeben. In den untersuchten Gewässern wurden meist Durchschnittskonzentrationen zwischen 0,2 und 0,6 µg/l bestimmt. Demgegenüber waren die Werte in der Tollense und Elbe erhöht (**Tab. 3.6.7**).

Tab. 3.6.7: Chrom-, Nickel-, Kupfer- und Zink-Konzentrationen in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in µg/l

Gewässer	Messstelle	Chrom		Nickel		Kupfer		Zink	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Stepenitz	Rodenberg	0,37	2,0	1,20	7,4	1,22	4,7	3,7	12,4
Maurine	u. Schönberg	0,36	2,5	0,58	11,6	0,92	2,2	4,4	12,1
Warnow	Kessin	0,29	2,4	1,38	8,7	0,69	1,3	2,8	5,9
Recknitz	Marlow	0,46	2,0	3,27	7,7	0,70	2,7	2,7	6,8
Barthe	Redebas	0,32	1,6	2,65	8,1	1,45	2,4	8,8	16,0
Peene	Anklam	0,15	1,1	1,03	10,2	2,25	4,3	14,0	35,9
Tollense	Demmin	0,97	3,9	4,48	10,0	0,85	2,6	5,0	15,0
Zarow	Grambin	0,21	1,1	1,09	8,6	1,39	3,4	9,2	22,4
Uecker	Ueckermünde	0,20	1,1	0,73	2,3	2,22	4,1	10,5	18,6
Elbe	Dömitz	1,20	2,6	3,26	6,3	2,95	5,5	23,5	57,5
Sude	Bandekow	0,59	1,5	1,60	10,3	0,73	1,6	6,5	18,2
Elde	Dömitz	0,48	2,1	0,46	2,1	1,21	3,5	3,9	20,5

Ein besonders mobiles Element ist **Nickel**. Ursache hierfür sind Komplexierungsprozesse mit Huminstoffen und synthetischen Komplexbildnern. Flusswässer in Europa enthalten Ni-Konzentrationen zwischen 4 und 14 µg/l (Scheffer & Schachtschnabel 1992). Als natürlichen Hintergrundbereich gibt Schudoma (1994) 0,6 bis 2,2 µg/l an. In den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns wurden Durchschnittskonzentrationen zwischen 0,5 und 4,5 µg/l ermittelt bei 90-Perzentilwerten bis 12 µg/l. Die Umweltqualitätsnorm nach dem EU-Richtlinienentwurf von 20 µg/l als Jahresdurchschnitt wurde somit in keinem Gewässer überschritten. Auffällig sind die etwas erhöhten Werte in der Tollense und in der Recknitz, die das Konzentrationsniveau der Elbe erreichen. Beides sind organisch geprägte Gewässer mit einem hohen Huminstoffgehalt.

Anthropogen unbeeinflusste Oberflächengewässer enthalten **Kupfer**-Konzentrationen von 0,5 µg/l bis 2 µg/l. Die aus der Schwebstoffphase auf die Wasserphase umgerechnete Zielvorgabe für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ wird mit 4 µg/l angegeben. Kupfer ist fischtoxisch und ruft bereits in niedrigen Konzentrationen um 1 µg/l Schädigungen bei Blaualgen hervor (Busch et al. 1986). Die Fischgewässerverordnung MV gibt für Wasser mit einer Härte von 100 mg/l CaCO₃ einen Richtwert für gelöstes Kupfer von 40 µg/l an. In den ausgewiesenen Fischgewässern Beke und Warnow, aber auch in allen anderen untersuchten Gewässern wurde dieser Richtwert deutlich unterschritten. Die Kupferkonzentrationen der meisten Gewässer lagen

um das 2- bis 4-fache unter den Durchschnittswerten der Elbe. Lediglich die Peene und Uecker wiesen etwas erhöhte Durchschnittswerte auf.

Nach Merkel & Sperling (1998) enthalten unbelastete oberirdische Gewässer bis zu 10 µg/l **Zink**. Demgegenüber nennt Schudoma (1994) einen Bereich von 1,8 bis 7 µg/l. Die abgeleitete Zielvorgabe für die „aquatischen Lebensgemeinschaften“ wird mit 14 µg/l angegeben. Die Fischgewässerverordnung MV gibt für Wasser mit einer Härte von 100 mg/l CaCO₃ für Salmonidengewässer einen Richtwert für Gesamtzink von 300 µg/l und für Cyprinidengewässer von 1.000 µg/l an. Die durchschnittlichen Zinkkonzentrationen in den Gewässern des Landes lagen zwischen 3 und 14 µg/l und damit um das 2- bis 8-fache unter dem Wert der Elbe.

Schwermetalle und Arsen im Schwebstoff

Die Gewinnung von Schwebstoffproben erfolgte mittels der Durchflusszentrifuge CEPA Z 61 der Firma PADBERG, die mobil auf einem Anhänger montiert ist. Mittels einer Kreiselpumpe aus Edelstahl, die in die Strömung 50 cm unter der Oberfläche mit einer Boje fixiert wird, werden ca. 1000 l Flusswasser mit einer konstanten Leistung von 500 l pro Stunde mit ca. 18.000 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert. Die Schwebstoffpartikel werden dabei in der Zentrifuge auf eine Teflonfolie gepresst (**Abb. 3.17**). Nach Beendigung der Zentrifugation wird der an der Teflonfolie

fixierte Schwebstoff (Masse: 2-30 g) in Polycarbonatgefäße überführt und umgehend ins Labor gebracht. Dort wird die

Probe entweder direkt gefriergetrocknet oder zur Lagerung bei -20 °C tiefgekühlt.



Abb. 3.17: Schwebstoffgewinnung mittels Durchflusszentrifuge CEPA Z 61, auf Teflonfolie abgeschiedene Schwebstoffe aus der Warnow

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Schwebstoffuntersuchungen für den Zeitraum 2003 bis 2006 für alle untersuchten Flüsse zusammenfassend vorgestellt. Die Ergebnisse der Einzeljahre sind in aggregierter Form (Minimum, Mittel und Maximum, sowie 10-, 50- und 90-Perzentil) in der **Anlage 3-4i bis 3-4q** enthalten.

Für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink existieren Zielvorgaben der LAWA (1998) für Schwebstoffe (**Tab. 3.6.8**). Nachfolgend soll anhand dieser Zielvorgaben eine Bewertung der Schwermetallbefunde vorgenommen werden.

Die Belastung der untersuchten Fließgewässer mit **Quecksilber** kann danach als anthropogen nicht bzw. sehr gering belastet klassifiziert werden. Geringfügige Anreicherungen weisen die Schwebstoffe der Elde auf (**Tab. 3.6.9**).

Die Medianwerte des Halbmetalls **Arsen** lagen zwischen 9 und 23 mg/kg Trockenmasse (TM). Die geringsten Werte wiesen die Schwebstoffe der Peene, die höchsten die der Sude auf.

Die Belastung mit **Blei** war in den meisten der untersuchten Gewässer als sehr gering einzustufen, wobei in einigen Gewässern sogar der Grenzwert zur Güteklasse I (= anthropogen unbelastet) von 25 mg/kg TM unterschritten wurde. Eine mäßige Belastung wurde in der Elde registriert. Der Zielvorgabewert von 100 mg/kg TM wurde deutlich unterschritten.

Die Schwebstoffe der Warnow, Recknitz, Peene und Uecker wiesen sehr geringe **Cadmium**-Belastungen auf. Im Gegensatz zu den Elementen Hg, Pb, Cr, Ni und Cu wurden aber in keinem Gewässer Konzentrationen im Bereich des geogenen Hintergrundwertes registriert. Tollense und Sude wiesen mäßige Belastungen und die Elde deutlich mit Cd belastete Schwebstoffe auf, d.h. in der Elde wurde der Zielvorgabewert von 1,2 mg/kg TM deutlich überschritten (**Tab. 3.6.9**).

Tab. 3.6.8: Beschreibung der Güteklassen der Schwermetalle im Schwebstoff (nach LAWA 1998)

I	dunkelblau	Anthropogen unbelastet
I-II	hellblau	Sehr geringe Belastung
II	grün	Mäßige Belastung
II-III	hellgrün	Deutliche Belastung
III	gelb	Erhöhte Belastung
III-IV	orange	Hohe Belastung
IV	rot	Sehr hohe Belastung

Dies traf auch auf die **Chrom**gehalte der Schwebstoffe aus der Elde zu. Sie lagen um das 4- bis 8-fache über den Gehalten der Schwebstoffe der anderen untersuchten Fließgewässer (**Tab. 3.6.10**). Bereits im letzten Gewässergütebericht wurde auf die Belastungsquelle (altes Lederwerk Neustadt-Glewe) hingewiesen. Sonderuntersuchungen haben gezeigt, dass vom neuen Lederwerk keine erhöhten Cr-Belastungen mehr ausgehen. Die Chrombelastung der Elde-Schwebstoffe ist rückläufig.

Tab. 3.6.9: Quecksilber-, Arsen-, Blei- und Cadmium-Konzentrationen in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in mg/kg TM

Gewässer	Messstelle	Quecksilber		Arsen		Blei		Cadmium	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Warnow	Kessin	0,13	0,19	14	24	21	29	0,34	0,53
Recknitz	Ribnitz	0,12	0,19	14	24	19	26	0,44	0,58
Peene	Anklam	0,17	0,23	9	14	24	31	0,53	0,84
Tollense	Demmin	0,21	0,25	14	21	26	33	0,73	0,93
Uecker	Ueckermünde	0,21	0,23	13	27	28	37	0,45	0,63
Sude	Bandekow	0,18	0,28	23	29	27	32	1,16	1,72
Elde	Dömitz	0,32	0,48	19	32	59	72	1,98	2,74
Elde	u. Parchim	0,38	0,51	23	33	40	65	0,72	1,07

Tab. 3.6.10: Chrom-, Nickel-, Kupfer- und Zink-Konzentrationen in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in mg/kg TM

Gewässer	Messstelle	Chrom		Nickel		Kupfer		Zink	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Warnow	Kessin	20	33	11	22	20	36	112	154
Recknitz	Ribnitz	22	45	11	25	19	40	112	200
Peene	Anklam	21	33	14	20	21	33	135	221
Tollense	Demmin	37	54	19	28	32	52	187	265
Uecker	Ueckermünde	25	35	14	23	34	54	232	302
Sude	Bandekow	38	45	18	23	22	33	350	505
Elde	Dömitz	178	246	15	24	50	75	222	276
Elde	u. Parchim	29	33	19	21	58	121	212	291

Bezogen auf **Nickel** können die Schwebstoffe aller untersuchten Gewässer als anthropogen unbelastet eingestuft werden.

Für **Kupfer** trifft dies nicht ganz zu. In der Warnow und Recknitz wird der Grenzwert zur Klasse I zwar erreicht, in den anderen Gewässern wird aber die Güteklasse I-II erhalten. In der Elde wiederum ist eine mäßige Belastung zu konstatieren.

Im Gegensatz zu den Elementen Hg, Pb, Cr, Ni und Cu wurden für **Zink** in keinem Gewässer Konzentrationen im Bereich des geogenen Hintergrundwertes registriert. Die Medianwerte weisen die Warnow, Recknitz und Peene bezogen auf Zink als sehr gering belastete Gewässer, die Tollense als mäßig belastetes und Uecker, Sude und Elde als deutlich belastete Gewässer aus. In den drei letztgenannten Gewässern wird die Zielvorgabe der LAWA von 200 mg/kg TM überschritten; besonders deutlich in der Sude.

Gewässer mit erhöhter, hoher oder sehr hoher Schwermetallbelastung (Güteklassen III bis IV) wurden in Mecklenburg-Vorpommern nicht festgestellt.

Gemäß Tochterrichtlinie „prioritäre Stoffe“ sind Schwerme-

talluntersuchungen an Schwebstoffen geeignet, um Trends aufzuzeigen. Tendenziell zeichnen sich in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns besonders für die Elemente Hg und Zn abnehmende Schwebstoffbelastungen ab (**Abb. 3.18 und 3.19**).

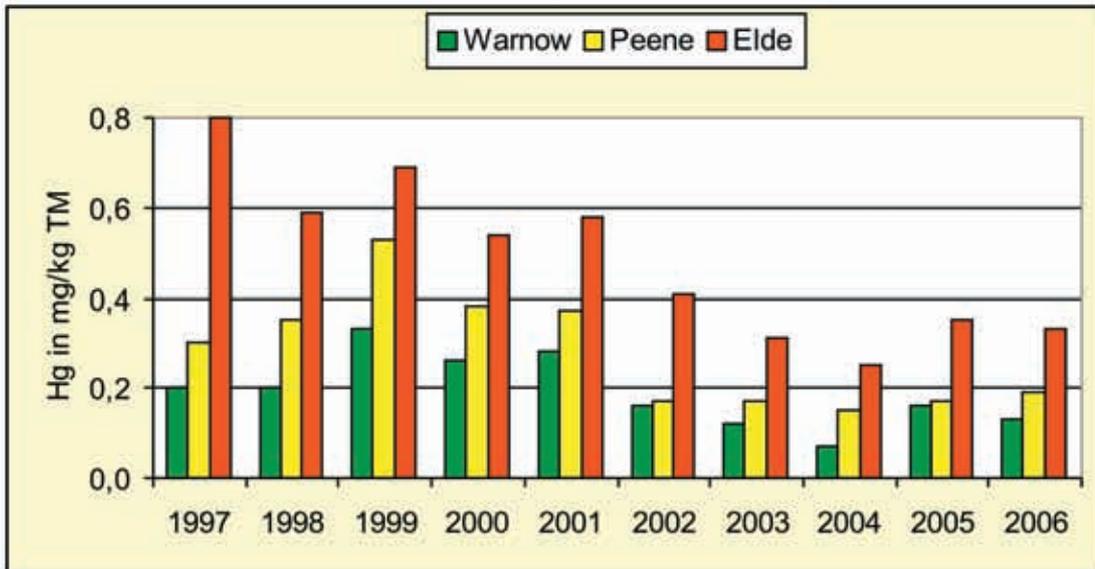


Abb. 3.18:
Quecksilber-Gehalte in Schwebstoffen der Warnow, Peene und Elde, 50-Perzentilwerte

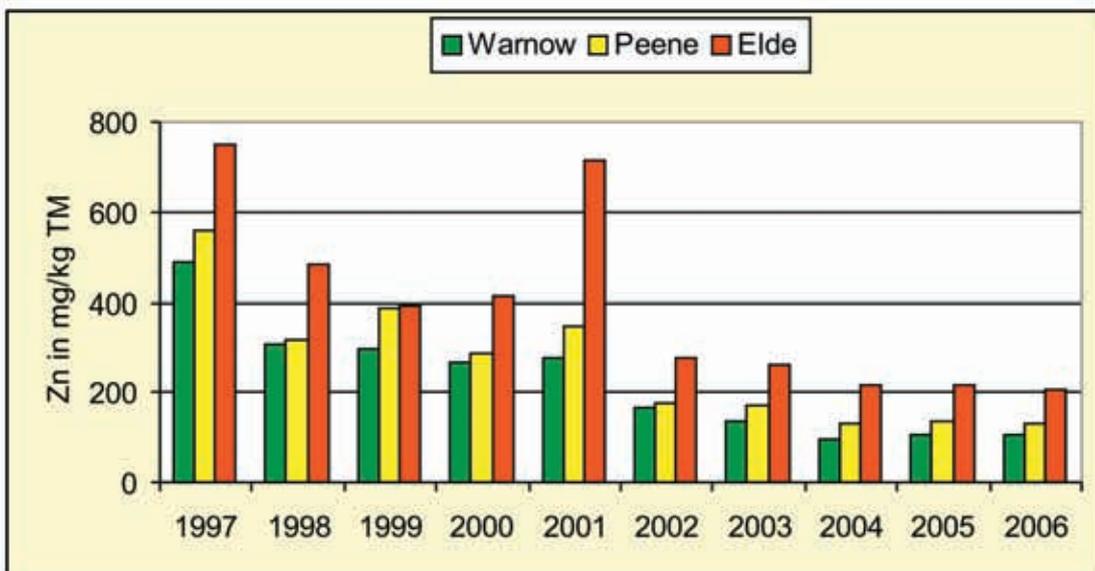


Abb. 3.19:
Zink-Gehalte in Schwebstoffen der Warnow, Peene und Elde, 50-Perzentilwerte

Bei den anderen Elementen sind z. T. ebenfalls abnehmende Konzentrationen festzustellen. So sanken die Chrom-Gehalte der Elde-Schwebstoffe von 350 mg/kg TM im Jahre 1999 auf 150 mg/kg TM im Jahre 2006, womit sie allerdings immer noch um etwa das 6-fache über den Gehalten in den anderen Gewässern liegen.

Schwermetalle und Arsen im Sediment

Sedimentuntersuchungen wurden vorrangig in den Sedi-

mentationszonen der größeren Fließgewässer durchgeführt, in denen auch Schwebstoffuntersuchungen stattfanden. Sie dienen zum einen als ergänzende Untersuchungen und zum anderen zur Aufklärung von Belastungen aus der Vergangenheit.

Im Betrachtungszeitraum wurden Sedimentuntersuchungen in der Peene, Uecker, Elde (jeweils im Jahre 2003) und in der Warnow (2006) durchgeführt. Die Schwermetallbefunde sind in Tabelle 3.6.11 den Ergebnissen aus den Vorjahren gegenübergestellt.

Tab. 3.6.11: Schwermetallbefunde in Sedimenten (Fraktion < 20 µm) der Warnow, Peene, Uecker und Elde (Medianwerte in mg/kg TM)

Gewässer	Jahr	Anzahl	Hg	As	Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn
Warnow	1998	11	0,30	13	44	0,50	23	12	31	200
	2002	7	0,29	13	81	0,41	21	12	32	213
	2006	14	0,27	11	45	u.B.	23	12	40	190
Peene	1995/96	9	0,64	9	47	u.B.	30	15	38	280
	1999	7	0,25	16	46	0,51	25	17	u.B.	240
	2003	6	0,20	8	52	0,42	19	9	35	155
Uecker	1995/96	8	0,43	17	51	u.P.	30	19	39	485
	1999	5	0,28	19	40	0,56	28	18	u.B.	300
	2003	5	0,20	15	57	0,32	19	12	32	329
Obere Elde	1995/96	16	0,84	13	76	2,1	33	19	57	340
	1998	7	0,74	18	83	4,0	43	33	62	253
	2003	7	0,27	12	66	1,2	26	15	51	290
Untere Elde	1995/96	6	0,91	26	95	4,2	595	17	82	360
	1998	5	0,90	19	114	7,0	665	35	69	386
	2003	6	0,11	19	65	2,6	325	14	60	260

u.B. = un plausible Befunde

Die Wiederholungsuntersuchungen zeigen wie bei den Schwebstoffen besonders bei Zink und Quecksilber eine Belastungsabnahme. Bei Chrom wird das hohe Belastungsniveau der unteren Elde dokumentiert. Im Vergleich zum Gewässerabschnitt oberhalb von Neustadt-Glewe werden hier 12- bis 18-fach höhere Belastungen festgestellt. Die Ursache für diese Kontamination liegt in ehemaligen Einleitungen chrombelasteter Abwässer aus einem alten Lederwerk in Neustadt-Glewe. Mittlerweile finden keine Chromemissionen aus dieser Quelle statt. Auffällig sind auch die erhöhten Cadmiumgehalte in den Elde-Sedimenten. Sie liegen um das 4- bis 14-fache über den Gehalten in den anderen Flüssen. Die Blei- und Kupfergehalte sind in den Elde-Sedimenten ebenfalls etwas erhöht. Gemessen an der LAWA-Güteklassifikation der Schwermetalle im Schwebstoff (LAWA 1998) ist die Chrombelastung der Sedimente der unteren Elde als erhöht bis hoch (Klasse III bis III-IV) und die Cadmiumbelastung als deutlich bis erhöht (Klasse II-III bis III) eingestuft werden.

Industriechemikalien

Aus der Stoffgruppe der Industriechemikalien liegen zur Parametergruppe der **aliphatischen halogenierten Kohlenwasserstoffe** die meisten Werte vor (8.727 Messwerte). Im Zeitraum 2003-2006 wurden 12 aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe an über 40 Messstellen untersucht, von denen 4 überhaupt nicht und 5 weitere (Dichlormethan, Dichlorethan, 1,2-Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlormethan) nur in sehr wenigen Fällen (2 bis 5 Befunde) oberhalb der Bestimmungsgrenze nachweisbar waren (**Anlage 3-5**). Tetrachlorethen (PER) wurde 8-mal, Trichlormethan

32-mal und cis-1,2-Dichlorethen 52-mal nachgewiesen. Insgesamt wurden 107 Positivbefunde festgestellt, was einer Befundhäufigkeit von nur 1,2 % entspricht.

Für 7 Stoffe aus dieser Parametergruppe liegen Umweltqualitätsnormen vor (**Tab. 3.6.12**), die aber in keinem Fall überschritten wurden.

Zusammenfassend kann die Schwermetallbelastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns als sehr gering eingeschätzt werden. Lediglich die Elemente Zink und Cadmium weisen geringfügig erhöhte Werte gegenüber dem natürlichen Hintergrund auf. In den Schwebstoffen zeigen sich für einige Elemente (Hg, Zn) abnehmende Belastungen auf niedrigem Konzentrationsniveau. In einigen Gewässern kommen lokal Schwermetallanreicherungen in Sedimenten vor, die auf Belastungen aus der Vergangenheit zurückzuführen sind (z.B. Chromanreicherungen in den Elde-Sedimenten unterhalb des Lederwerkes Neustadt-Glewe).

Tab. 3.6.12: Umweltqualitätsnormen (UQN) für aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe, JD: Jahresdurchschnittskonzentration

Stoffname	JD-UQN in µg/l
Trichlormethan	2,5
1,2-Dichlorethan	10
Tetrachlormethan (TETRA)	12
Dichlormethan	20
Tetrachlorethen (PER)	10
Trichlorethen (TRI)	10
Hexachlorbutadien	0,1

Trichlormethan (Chloroform) kam im Betrachtungszeitraum an den 40 untersuchten Messstellen bis zu Konzentrationen von 0,56 µg/l (Randow/Eggesin, 2003) vor. Für die größeren

Gewässer des Landes liegen mittlerweile langjährige Untersuchungsergebnisse vor. Die höchsten Belastungen durch diese leichtflüchtige Verbindung waren in den Jahren 1999 bis 2001 in der Nebel und Warnow zu verzeichnen (**Tab. 3.6.13**). Die Belastungen der Nebel durch leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) wurden durch eine kontaminierte Altlastfläche im Gebiet einer ehemaligen Textilreinigungsfirma in Güstrow verursacht, die 1992 geschlossen wurde. Zudem ist ein LHKW-Eintrag von dem kontaminierten Betriebsgelände des ehemaligen Gasebefüllwerkes in Bützow nicht auszuschließen. Im Jahre 2000 wurde mit der Sanierung der Altlastfläche in Güstrow begonnen. Der Erfolg dieser Sanierungsmaßnahme zeigt sich sowohl in der Nebel, dem größten Nebenfluss der Warnow, als auch in der Warnow selbst. In der Warnow/Kessin wurden seit 2004 keinerlei LHKW mehr nachgewiesen. Die vergleichsweise hohen Trichlormethankonzentrationen in der Randow sind ebenfalls auf Altlastflächen (Lagerung von Dekontaminationsstoffen bis in die späten 1970er Jahre) zurückzuführen.

Tab. 3.6.13: Trichlormethan in Warnow, Nebel, Peene und Uecker, Messbefunde > Bestimmungsgrenze (BG) und Maximalkonzentrationen in µg/l

Jahr	Warnow		Nebel		Peene		Uecker	
	n>BG	Max.	n>BG	Max.	n>BG	Max.	n>BG	Max.
1997	7	0,27	11	3,0	0		0	
1998	12	0,38	n.u.	-	n.u.		1	0,20
1999	10	0,29	15	3,8	0		0	
2000	2	3,30	11	11,5	3	0,75	1	0,22
2001	5	0,77	13	4,0	6	0,50	3	0,15
2002	1	0,05	6	0,58	0		0	
2003	0		3	0,23	1	0,11	1	0,34
2004	0		3	0,24	0		0	
2005	0		1	0,11	0		0	
2006	0		0		0		0	

Im Jahre 2006 wurden die Untersuchungen von vorher 15 bis 20 Messstellen pro Jahr auf 40 Messstellen aufgestockt. Dabei wurden neben den größeren auch eine Reihe kleinerer Fließgewässer untersucht, wobei Trichlormethan in den meisten Gewässern nicht nachgewiesen wurde.

Tetrachlorethen (Tetrachlorethylen, PER) wurde lediglich in der Elde (6 x), Elbe (1x) und Randow (2 x) in Konzentrationen bis maximal 0,15 µg/l nachgewiesen.

cis-1,2-Dichlorethen (c-DCE) trat am häufigsten auf. Von den insgesamt 52 Positivbefunden kamen allein 29 in der Nebel (22 an der Messstelle unterhalb Güstrow und 7 an der Messstelle Wolken) und 10 in der Uecker bei Ueckermünde vor. Die höchste gemessene Konzentration trat 2004 mit 0,42 µg/l in der Uecker/Ueckermünde auf. Die auffälligen Befunde in der Nebel sind auf die bereits angesprochenen LHKW-Belastungen aus Altlastflächen in den

Städten Güstrow und Bützow zurückzuführen. Die betreffenden Grundwasserleiter im Bereich der Altlastflächen in Güstrow und Bützow weisen erhebliche Konzentrationen an Trichlorethen (TCE) auf. Im anaeroben Grundwassermilieu kommt es zu einem durch Mikroorganismen induzierten, natürlichen Schadstoffabbau des Primärkontaminanten TCE zu c-DCE und Vinylchlorid. Von beiden Altlastflächen geht ein erhebliches Gefährdungspotenzial aus. Neben den in Güstrow laufenden Sanierungsmaßnahmen wurde nach einem 2-jährigen Grundwassermonitoring im Bereich der Altlastfläche Bützow ein Aufstau des Vorfluters „Sauerstoffgraben“ empfohlen. Durch Aufstau wurde eine Reduktion der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe im Graben um durchschnittlich 70 % erreicht.

Abgesehen von solchen altlastbedingten Einträgen kann die LHKW-Belastung der Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommern als gering eingeschätzt werden. In den

meisten Fließgewässern des Landes kommen aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe nicht vor. Die wenigen Positivbefunde liegen zudem weit unterhalb der Qualitätsnormen. Vor diesem Hintergrund können die LHKW-Messungen in den nächsten Jahren verringert werden.

Neben den LHKW wurde im Jahre 2006 begonnen, weitere Industriechemikalien in Wasserproben zu untersuchen. Es handelt sich hierbei um **polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)**, Phthalate und Alkylphenole. Die Aufstellung der Messprogramme orientierte sich an der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL, für die mittlerweile Umweltqualitätsnormen vorliegen (**Tab. 3.6.14**).

Tab. 3.6.14: Umweltqualitätsnormen (UQN) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe gemäß Tochterrichtlinie, JD: Jahresdurchschnittskonzentration, ZHK: zulässige Höchstkonzentration

Stoffname	JD-UQN In µg/l	ZHK-UQN in µg/l
Anthracen	0,1	0,4
Fluoranthen	0,1	1,0
Naphthalin	2,4	Nicht anwendbar
Benzo(a)pyren	0,05	0,1
Benzo(b)fluoranthen	0,03*	Nicht anwendbar
Benzo(k)fluoranthen		
Benzo(ghi)perylen	0,002*	Nicht anwendbar
Indeno(1,2,3cd)pyren		

* Summe von Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen bzw. Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren

Mit Ausnahme von Fluoranthen wurden diese Verbindungen im Jahre 2006 an 12 Messstellen quartalsweise untersucht. Anthracen kam nur in einer Probe in einer Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze vor. In der Sude wurden im Oktober 0,009 µg/l nachgewiesen. Ebenfalls nur einmalig wurde Naphthalin angetroffen, und zwar in

der Elde mit 0,015 µg/l. Für Benzo(a)pyren wurden 3 Positivbefunde registriert, die aber alle unter der UQN lagen. Der Befund von 0,018 µg/l in der Sude/Bandekow lag als Einziger deutlich über der Bestimmungsgrenze. Benzo(b)fluoranthen wurde 4-mal und Benzo(k)fluoranthen 2-mal nachgewiesen. Die Summenkonzentrationen beider Stoffe überschritten in einem Falle geringfügig die UQN, und zwar in der Sude/Bandekow mit 0,038 µg/l. Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren waren je einmal, und zwar auch in der Sude, nachzuweisen. Die Summenkonzentration von 0,019 µg/l lag deutlich über der UQN. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Bestimmungsgrenzen für Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren mit je 0,003 µg/l geringfügig oberhalb der UQN lagen.

Insgesamt wurden in den 288 Wasserproben 10 PAK-Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenzen nachgewiesen, was einer Befundhäufigkeit von 3,5 % entspricht.

Wesentlich besser als im Wasser sind **PAK in Feststoffen** zu bestimmen. Im Zeitraum 2003-2006 wurden an 8 Messstellen 212 Schwebstoffproben gewonnen und auf die 16 PAK nach der Methode der Environmental Protection Agency (EPA) untersucht. Die aggregierten Daten für zwei ausgewählte Verbindungen und die Summe der 6 PAK nach Trinkwasserverordnung und aller 16 Verbindungen nach EPA zeigen in den 7 Gewässern im Gegensatz zu den Ergebnissen in den Wasserproben deutliche Unterschiede (**Tab. 3.6.15**).

Die geringsten PAK-Konzentrationen wiesen die Schwebstoffe aus Recknitz und Sude auf. Sie können als weitgehend unbelastet bis gering belastet angesprochen werden. Demgegenüber weisen die Schwebstoffe aus Warnow, Peene, Tollense und Uecker leicht erhöhte Belastungen in aufsteigender Reihenfolge auf. Die Schwebstoffe der Uecker wiesen im Durchschnitt fast doppelt so hohe PAK-Summenkonzentrationen auf wie die der Recknitz. Die höchsten PAK-Beladungen waren jedoch in den Elde-Schwebstoffen zu verzeichnen. Hier traten Anreicherungs-faktoren gegenüber den Recknitz-Schwebstoffen um etwa das 5-fache auf. Die Schwebstoffe der Elde können als mäßig belastet eingestuft werden, wobei sich die bei Parchim und die bei Dömitz gewonnenen Proben deutlich unterschieden. Die Messstelle u. Parchim wurde 2006 erstmalig untersucht. Hier wurden die bisher höchsten PAK-Belastungen registriert.

Tab. 3.6.15: PAK in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in $\mu\text{g}/\text{kg TM}$

Gewässer	Messstelle	Benzo(a)pyren		Phenanthren		PAK-6		PAK-16	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Recknitz	Ribnitz	54	114	106	252	397	875	773	1.618
Sude	Bandekow	60	125	81	218	457	840	790	1.547
Warnow	Kessin	62	174	115	238	506	1.315	962	2.133
Peene	Anklam	82	204	136	275	638	1.263	1.144	2.199
Tollense	Demmin	92	197	154	256	665	1.362	1.300	2.391
Uecker	Ueckermünde	145	282	173	294	1.033	1.887	1.811	3.178
Elde	Dömitz	294	547	245	472	2.094	3.483	3.520	5.812
Elde	u. Parchim	509	1.166	379	582	3.046	6.456	4.837	10.067

Die mehrjährigen Untersuchungen in Dömitz zeigen von 2002 bis 2005 eine abnehmende Tendenz, danach aber einen Wiederanstieg (**Abb. 3.20**). Die interannuellen Unterschiede dürften auf die Wasserführung des Flusses zurückzuführen sein. In abflussreichen Jahren, wie 2002, steigt die

Schwebstofffracht durch Aufwirbelung von feinkörnigen Sedimenten an. Diese sind aber in der Regel Träger der PAK. Zur Erfassung zeitlicher Veränderungen der PAK sind daher Schwebstoffuntersuchungen wesentlich besser geeignet als Untersuchungen in der Wasserphase.

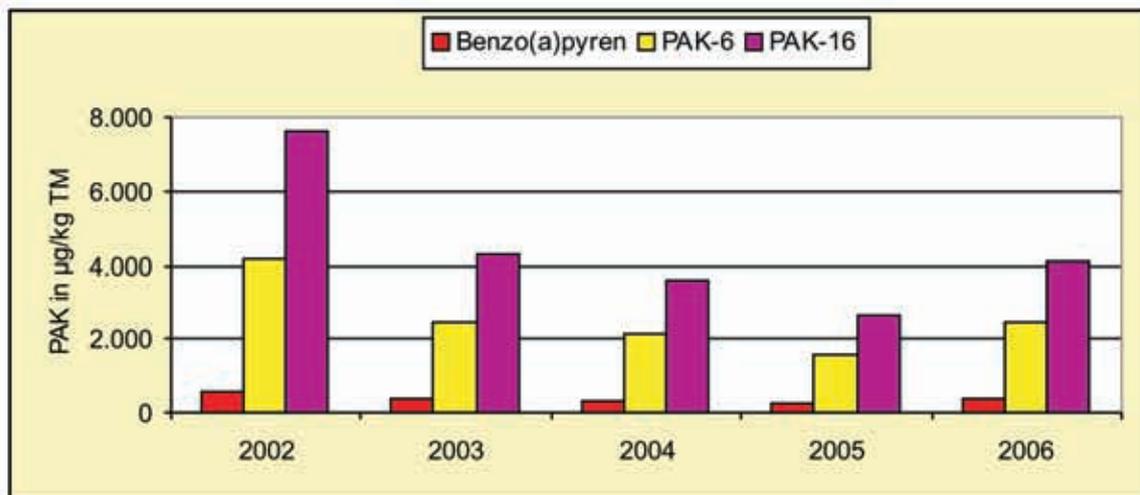


Abb. 3.20: PAK-Gehalte in Schwebstoffen der Elde bei Dömitz, 50-Perzentilwerte

Eine wichtige Quelle für den Eintrag pyrogen entstandener PAK in die Gewässer ist der Luftstaub, der seine Belastung wiederum aus anthropogenen Emissionen erhält. Während der Heizperiode ist ein deutlicher Anstieg der Emissionen festzustellen, was sich auch in den jahreszeitlichen Veränderungen der PAK-Belastung der Schwebstoffe in Gewässern widerspiegelt. Darüber hinaus haben punktuelle Einträge, z.B. aus Gaswerken, Kokereien und teergewinnenden bzw. nutzenden Betrieben lokal zu erheblichen Belastungen geführt. Diese dokumentieren sich in den betreffenden Gewässern zumeist in starken Belastungen der aquatischen Sedimente. Um solchen „Sünden der Vergangenheit“ auf die Spur zu kommen, sind Sedimentuntersuchungen unerlässlich. Diesbezügliche Untersuchungen finden in den größeren Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns seit Mit-

te der 1990er Jahre statt. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, anders als in den Schwebstoffen, sehr große Spannweiten (**Tab. 3.6.16**).

Auffällig ist die extrem hohe PAK-Summenkonzentration von 4,07 g/mg TM, die am 7.10.1998 im Spundwandkasten in Höhe des ehemaligen Gaswerkes Schwaan in der Warnow gemessen wurde. Wiederholungsuntersuchungen an dieser Messstelle ergaben am 17.09.2002 noch 3,28 g/kg TM und am 29.09.2006 noch 0,67 g/kg TM. Die kontaminierte Altlastfläche im Bereich des ehemaligen Gaswerkes Schwaan wurde mit erheblichem finanziellen Aufwand saniert. Die punktuellen, im Bereich dieser Altlastfläche durchgeführten Untersuchungen sollen die zeitlichen Veränderungen an diesem ehemaligen Belastungs-Hot-Spot dokumentieren. Ähnlich

hohe PAK-Gehalte waren nur noch in der Elde oberhalb der Landesstraße 103 bei Plau zu verzeichnen. In solchen kontaminierten Gewässerbereichen dürften die Sedimente als

Lebensraum für eine natürliche Zoo- und Phytobenthosbesiedlung nicht mehr in Frage kommen.

Tab. 3.6.16: Spannweite von PAK-Befunden in Sedimenten der Warnow, Peene, Uecker und Elde (Minimum und Maximum in µg/kg TM)

Gewässer	Zeitraum	Probenanzahl	PAK-6	PAK-16
Warnow	1998-2006	32	361 1.170.000	809 4.073.000
Peene	1995-2003	22	19 15.600	59 28.544
Uecker	1995-2003	18	48 26.900	103 45.820
Elde	1994-2003	42	45 61.700	156 125.430

Verbindungen aus der Parametergruppe der **polychlorierten Biphenyle (PCB)** wurden ausschließlich in Feststoffen analysiert. Die Mehrzahl, etwa 85 %, der vorliegenden 4.707 Messwerte stammt aus Schwebstoffuntersuchungen, der Rest aus Sedimentuntersuchungen. Umweltqualitätsnormen gemäß WRRL liegen nicht vor, jedoch enthält die 76/464/EWG-Richtlinie Qualitätsziele, die auch in die Gewässerqualitätszielverordnung MV eingegangen sind. Danach gelten für folgende Einzelverbindungen je 20 µg/kg

TM als Qualitätsziel: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-180. Die Einhaltung der Qualitätsziele wird mittels der Jahresmittelwerte geprüft.

In den Schwebstoffen werden die Qualitätsziele nach 76/464/EWG-Richtlinie weit unterschritten. Zumeist lagen die Jahresmittelwerte der einzelnen Verbindungen unter 1 µg/l (**Tab. 3.6.17**).

Tab. 3.6.17: PCB in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahre 2005 (Mittelwerte in µg/kg TM)

Gewässer	Messstelle	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-138	PCB-153	PCB-180
Recknitz	Ribnitz	0,39	0,26	0,27	0,26	0,34	0,19
Sude	Bandekow	0,56	0,32	0,40	0,58	0,75	0,40
Warnow	Kessin	0,65	0,46	0,56	0,76	0,86	0,43
Peene	Anklam	0,72	0,45	0,62	0,96	1,17	0,70
Tollense	Demmin	0,82	0,52	0,79	1,23	1,51	0,95
Uecker	Ueckermünde	0,69	0,36	0,73	1,39	1,75	1,18
Elde	Dömitz	0,44	0,38	0,72	1,36	1,48	0,90

Die PCB-Gehalte der Sedimente lagen überwiegend in der gleichen Größenordnung wie die der Schwebstoffe (vgl. **Tab. 3.6.17** und **Tab. 3.6.18**). Da bei den Sedimentuntersuchungen bei PCB-101, PCB-138 und PCB-153 noch weitere Kongenere erfasst wurden, fallen auch die Summenkonzentrationen etwas höher aus. Das Qualitätsziel wurde aber auch in den Sedimenten bei Mittelwertbildung nicht überschritten. In Einzelproben wurden vereinzelt Werte über 20 µg/kg TM gemessen. So traten beispielsweise in der Elde unterhalb von Grabow für PCB-138/163/164 und PCB-153/132 Summenkonzentrationen von 40 bzw. 41 µg/kg TM und für PCB-180 von 33 µg/kg TM auf.

Das Toxizitätsäquivalent der PCB ist im Vergleich zu dem der PAK vernachlässigbar gering. Diese wurden für die Daten der Messkampagne 2006 in Ober- und Unterwarnow von Brüggemann (2007) berechnet. Danach lag die PAK-Toxizität etwa 600-mal (Mittelwert) höher als die der PCB. In 2006 wurden auch erstmals in den Sedimenten aus Ober- und Unterwarnow die hochtoxischen **Dioxine und Furane** untersucht. Auch die Summe der Toxizitätsäquivalente von PCDD/F-Kongeneren lag deutlich unter der PAK-Toxizität, die etwa 64- bis 73-mal mehr zur Gesamtoxizität der Sedimentproben beisteuert.

Tab. 3.6.18: PCB in Sedimenten der Warnow, Peene, Uecker und Elde (Mittelwerte in µg/kg TM)

Gewässer	PCB-28	PCB-52	PCB-101/90	PCB-118	PCB-138/163/164	PCB-153/132	PCB-180
Warnow	0,52	0,47	1,25	0,65	2,55	2,85	1,22
Peene	0,65	0,54	5,60	0,96	5,73	4,91	3,46
Uecker	0,98	0,45	3,67	0,81	4,47	3,92	2,91
Elde	0,42	0,88	2,37	0,67	5,10	5,50	3,33

Aus der Parametergruppe der **Alkylphenole** wurden 3 Einzelsubstanzen bestimmt (4-tert-Octylphenol, 4-n-Nonylphenol, techn. 4-Nonylphenol), wobei das 4-n-Nonylphenol in keiner Probe und das 4-tert-Octylphenol in nur einer Probe oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l nachgewiesen wurde. Das technische 4-Nonylphenol war in 85 Wasserproben nachweisbar, was einer Befundhäufigkeit von rund 38 % entspricht. Die Umweltqualitätsnorm von 0,3 µg/l (als Jahresdurchschnitt) bzw. 2,0 µg/l (als zulässige Höchstkonzentration) wurde aber an keiner der 40 untersuchten Messstellen erreicht. Die höchste Jahresdurchschnittskonzentration wurde in der Nebel/Wolken mit 0,06 µg/l ermittelt. Hier trat auch die Maximalkonzentration von 0,21 µg/l auf.

Die Mehrzahl der Messwerte zu den **zinnorganischen Verbindungen** stammt aus Wasserproben (73 %), der Rest aus Sedimentuntersuchungen. Die in 12 Fließgewässern gewonnenen 382 Wasserproben wurden auf 8 Einzelsubstanzen geprüft (Monobutylzinn/MBT, Dibutylzinn/DBT,

Tributylzinn/TBT, Tetrabutylzinn/TeBT, Tricyclohexylzinn/TcHT, Triphenylzinn/TPHT, Monoötylzin/MOT, Dioctylzinn/DOT). Insgesamt wurden 26 Nachweise oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l erhalten. Dies entspricht einer Befundhäufigkeit von 0,8 %. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Bestimmungsgrenze deutlich über der Umweltqualitätsnorm von 0,0002 µg/l (als Jahresdurchschnittswert) bzw. 0,0015 µg/l (als zulässige Höchstkonzentration) liegt. MBT wurde 7-mal, DBT 4-mal und TBT 1-mal in Konzentrationen oberhalb der zulässigen Höchstkonzentration nachgewiesen.

Neben den Wasseruntersuchungen fanden auch Sedimentuntersuchungen in ausgewählten Fließgewässern statt (**Tab.3.6.19**). Auffällig waren die erhöhten Befunde in der Uecker im Bereich des Ueckermünder Stadthafens. Hier wurde das in der Gewässerqualitätszielverordnung aufgeführte Qualitätsziel für DBT von 100 µg Sn/kg TM überschritten. TeBT, TcHT und TPHT kamen nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg Sn/kg TM vor.

Tab. 3.6.19: Zinnorganische Verbindungen in Sedimenten der Warnow (2006), Peene, Uecker und Zarow (2003) (Mittelwerte und Spannweiten in µg Sn/kg TM)

Gewässer	Messwertanzahl	MBT	DBT	TBT
Warnow	14	21 (4-37)	18 (<1-56)	39 (<1-92)
Peene	4	9 (5-15)	27 (12-49)	60 (27-97)
Uecker	5	30 (<1-120)	112 (<1-450)	280 (<1-950)
Zarow	3	6 (1-14)	10 (<1-25)	9 (3-16)

Wesentlich höhere Befunde waren in den Sedimenten der Küstengewässer, insbesondere aus Hafengebieten, zu verzeichnen (siehe Kap. 5).

Zusammenfassend ist einzuschätzen, dass die Belastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Industriechemikalien gering ist. Für einige organische Verbindungen (PAK) lassen sich anhand von Schwebstoffuntersuchungen abnehmende Belastungen auf niedrigem Niveau feststellen. Wasser- und insbesondere Sedimentuntersuchungen weisen auf lokale Gewässerbelastungen hin, die sich auf Kontaminationen, die von Altlasten ausgehen („Sünden der Vergangenheit“), zurückführen lassen (z.B. im Bereich ehemaliger Textilreinigungsbetriebe und Gaswerke).

Pflanzenschutzmittel (PSM)

Mecklenburg-Vorpommern ist durch eine intensive Landwirtschaft geprägt und wird zu Recht als Agrarland bezeichnet. Rund 55 % der Landesfläche wird durch landwirtschaftliche Betriebe genutzt, wobei fast 80 % der Fläche von Unternehmen mit mehr als 500 ha bewirtschaftet werden (Agrarbericht 1995, 2005). Wie die Untersuchungen der vergangenen Jahre gezeigt haben, ging von diesen Flächen eine erhebliche PSM-Belastung der Gewässer aus (Gewässergüteberichte 1998/1999 und 2000/2001/2002). Diesem Umstand ist es geschuldet, dass der Schwerpunkt der Schadstoffuntersuchungen auf die PSM-Überwachung gelegt wurde (siehe **Tab. 3.6.5**). In den ersten beiden Jahren des Betrachtungszeitraumes umfasste das Messprogramm 47 PSM-Wirkstoffe. 2005 wurde das Messprogramm auf 152

PSM-Wirkstoffe erweitert (**Anlage 3-6**). Knapp die Hälfte davon entfallen auf die Wirkstoffgruppe der Herbizide und 40 % auf die der Insektizide. Daneben wurde auf 18 Fungizide (11 %), 2 Nematizide, ein Rodentizid und einen Wachstumsregler untersucht. Von den vielen neu untersuchten Wirkstoffen wurden so gut wie keine in nachweisbaren Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Im Zeitraum 2003-2006 wurden insgesamt 23 Wirkstoffe nachgewiesen. Es handelt sich fast ausnahmslos um Herbizide. Die am häufigsten nachgewiesenen PSM-Wirkstoffe sind in **Tabelle 3.6.20** aufgelistet.

Außerdem kamen die Herbizide Metolachlor und MCPB je 4-mal, Ametryn und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure je 3-mal und Chlortoluron 2-mal vor. In Einzelbefunden wurden die

Herbizide Linuron, Metribuzin, Methabenzthiazuron und Propyzamid sowie der Wachstumsregulator Dikegulac und das Fungizid Metalaxyl nachgewiesen. Trotz der deutlich größeren Anzahl der untersuchten Wirkstoffe in den beiden letzten Untersuchungsjahren hat sich die Anzahl der Positivbefunde nicht erhöht. Im Gegenteil: Die Anzahl der Positivbefunde ging von 105 im Jahre 2003 auf 34 im Jahre 2006 zurück (**Anlage 3-6e**). Von den 61 untersuchten Insektiziden kam kein Wirkstoff in messbaren Konzentrationen vor. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Bestimmungsgrenzen für einige dieser Wirkstoffe (z.B. Chlorpyrifos, Endosulfan, Parathion-ethyl) nicht ausreichen, um eine Prüfung auf Einhaltung von Zielvorgaben und/oder Umweltqualitätsnormen durchzuführen (**siehe Anlage 3-5**).

Tab. 3.6.20: Häufig nachgewiesene PSM-Wirkstoffe in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003-2006

Wirkstoff	Anzahl der Positivbefunde (Messwerte > Bestimmungsgröße)				
	2003	2004	2005	2006	Summe
Isoproturon	42	16	15	11	84
Bentazon	5	20	11	7	43
Mecoprop	10	12	10	9	41
Dichlorprop	8	20	6	5	39
MCPA	6	12	6	1	25
Terbutylazin	6	9	8	0	23
Metazachlor	9	6	4	0	19
Diuron	6	5	2	1	14
Simazin	2	3	9	0	14
Atrazin	0	7	4	0	11
Prometryn	6	2	1	0	9
Terbutryn	3	2	0	0	5

Die messstellenbezogenen Befunde der PSM-Wirkstoffe sind den **Anlagen 3-6a bis 3-6d** zu entnehmen. Besonders erfreulich ist der Tatbestand, dass in der Warnow, aus der das Trinkwasser für die Stadt Rostock gewonnen wird, nur noch in Einzelbefunden PSM-Wirkstoffe in Konzentrationen unterhalb des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l angetroffen wurden. Die Einzelbefunde von Metalaxyl (2003) und Linuron (2005) geben trotzdem noch Anlass zur

Besorgnis. Metalaxyl wird zur Bekämpfung der Kraut- und Knollenfäule der Kartoffel eingesetzt, während Linuron bevorzugt gegen Samenunkräuter in Kartoffeln, Mais, Gemüse und Zierpflanzen angewandt wird. Auch in den anderen größeren Fließgewässern waren PSM-Befunde meist nur noch vereinzelt festzustellen. In größerer Befundzahl traten PSM in kleineren Gewässern mit hohem Ackerflächenanteil im Einzugsgebiet auf (**Tab. 3.6.21**).

Tab. 3.6.21: Fließgewässer mit häufigen PSM-Nachweisen

Gewässer	Messstelle	Probenanzahl	Befunde > BG	Befunde > 0,1 µg/l
Linde	Burg Stargard	44	40	18
Datze	Friedland	43	25	5
Saaler Bach	Hessenburg	46	17	8
Duvenbäk	Kluis	47	16	11
Zarnow	Reez	45	15	4
Neukalener Peene	u. Neukalen	47	13	3
Maurine	u. Schönberg	38	12	8
Kittendorfer Peene	Kittendorf	47	11	5
Warbel	Warbelow	23	7	3
Templer Bach	Saaler Chausse	22	7	4

Bereits im letzten Gewässergütebericht wurde auf eine Abnahme der PSM-Befundhäufigkeiten hingewiesen. Dieser Trend hält weiter an (**Tab. 3.6.22**). Neben der Abnahme der Befundhäufigkeit ist auch ein Rückgang der Befundhöhe zu konstatieren. Nachfolgend soll die Entwicklung der am häufigsten nachgewiesenen PSM-Wirkstoffe aufgezeigt werden.

Das nach wie vor mit Abstand am häufigsten anzutreffende **Isoproturon** (IPU) macht rund ein Viertel aller Positivbe-

funde aus. Pflanzenschutzmittel, die IPU enthalten, wie z.B. Azur, Fenikan, Agrilon, Arelon, dürfen zum Schutz von Wasserorganismen in Ackerkulturen nur in einem Abstand von 20 m zum Gewässer angewendet werden (BBA 2001). Dies war offensichtlich in den ersten Jahren des PSM-Gewässermonitorings nicht der Fall, ansonsten wären solch häufige und hohe IPU-Befunde in den untersuchten Gewässern kaum möglich gewesen. Die LAWA-Zielvorgabe für IPU ist bezogen auf das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ 0,3 µg/l.

Tab. 3.6.22: Befunde von PSM-Wirkstoffen (ohne Chlorpestizide) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, 1996-2006

Jahr	Anzahl untersuchter			Befunde		Maximal aufgetretene Wirkstoffkonzentrationen in µg/l
	Messstellen	Proben	Wirkstoffe	> BG	> TW	
1996	15	177	34	321	126	4,3 CTU; 4,3 IPU; 0,9 Linuron; 0,4 Dichlorvos
1997	20	242	25	279	94	6,5 CTU; 4,7 IPU; 2,6 Metazachlor
1998	15	191	40	235	73	1,4 Bentazon; 1,3 IPU; 1,2 CTU
1999	15	182	44	411	101	5,1 CTU; 5,0 Terbutylazin; 1,5 Metazachlor; 1,1 IPU
2000	18	214	48	217	93	42,3 Bentazon; 5,6 CTU; 3,8 IPU; 3,8 MCP; 3,4 DP; 1,9 Terbutylazin
2001	18	322	46	124	36	5,9 MCP; 5,0 Metazachlor
2002	26	318	46	347	32	6,5 MCP; 1,0 Bentazon
2003	28	307	47	105	44	6,0 MCP; 2,6 Metazachlor; 1,7 MCP
2004	30	384	47	110	38	1,0 Metribuzin; 0,97 Metolachlor
2005	30	304	111	78	21	0,8 IPU; 0,6 Bentazon
2006	30	340	111	34	17	1,7 MCP; 1,2 MCP; 1,0 DP

Neben IPU wurde in den ersten Untersuchungsjahren häufig auch **Chlortoluron** (CTU), ebenfalls ein vorzugsweise im Getreideanbau im Vor- und/oder Nachauflauf eingesetztes Herbizid, nachgewiesen. Pflanzenschutzmittel, die CTU enthalten, wie z. B. Dicuran, Econal, Pendiron, dürfen zum Schutz von Wasserorganismen in Ackerkulturen nur in einem Abstand von 10 bzw. 15 m zum Gewässer angewendet wer-

den (BBA 2001). Die LAWA-Zielvorgabe für CTU ist bezogen auf das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ 0,4 µg/l. Mittlerweile wird CTU in Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns kaum noch nachgewiesen. Die Entwicklung der Befundhäufigkeit für IPU und CTU ist stark rückläufig. CTU wurde an den 8 Trendmessstellen des Landes seit 2003 und IPU erstmals 2006 nicht mehr nachgewiesen (**Abb. 3.21**).

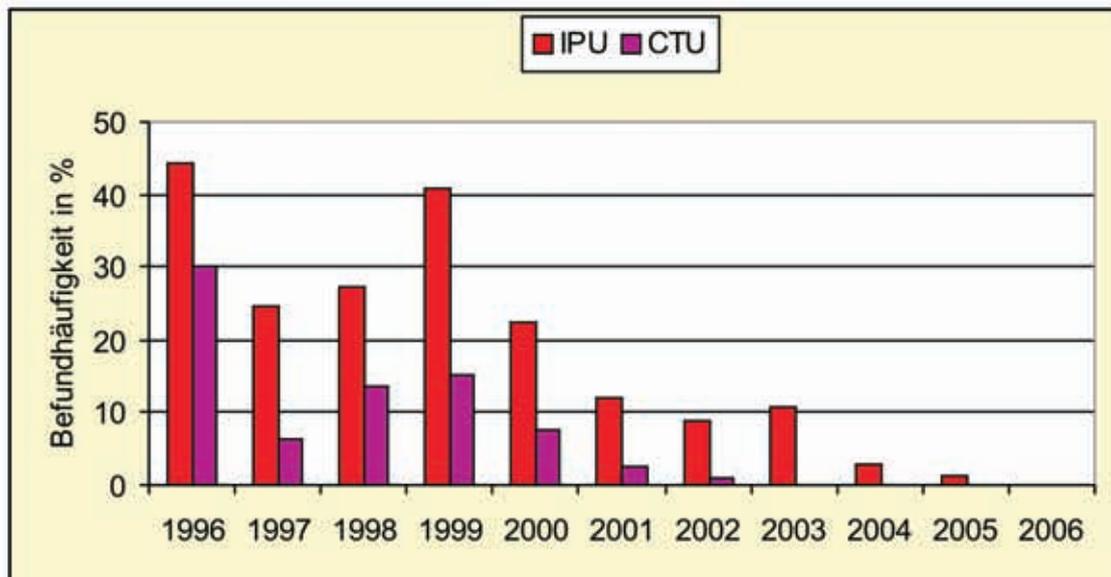


Abb. 3.21: Befundhäufigkeiten von IPU und CTU an 8 Trendmessstellen* Mecklenburg-Vorpommerns
 * Stepenitz/Rodenberg, Warnow/Kessin, Recknitz/Marlow, Peene/Anklam, Tollense/Demmin, Uecker/Ueckermünde, Sude/Bandekow, Elde/Dömitz

Diese in allen Jahren untersuchten Messstellen repräsentieren jedoch nicht die kleineren Fließgewässern des Landes. In diesen Gewässern, insbesondere in solchen, die in stark durch Ackerbau geprägten Gebieten liegen, werden nach wie vor IPU und z. T. auch CTU gemessen.

Nach IPU ist **Bentazon** der am häufigsten nachgewiesene PSM-Wirkstoff der letzten Jahre (**Anlage 3.6e**). Bentazon ist ein Kontaktherbizid aus der Gruppe der Diazine, welches in verschiedenen Pflanzenschutzmitteln in Getreide (z. B. Basagren DP), Kartoffeln (z. B. Basagran) und Mais (z. B. Extoll und Artett) eingesetzt wird. Die Abstandsaufgaben zu Gewässern liegen zwischen 5 und 20 m (BBA 2001). Die Toxizität von Bentazon gegenüber Wasserorganismen ist deutlich geringer als die von IPU und CTU, was in der LAWA-Zielvorgabe von 70 µg/l zum Ausdruck kommt.

Mecoprop (MCIP) und **Dichlorprop** (DP) sind Herbizide aus der Gruppe der Phenoxy-carbonsäuren. MCPP und DP werden meist in Kombination mit anderen Herbiziden zur Nachauflaufanwendung in Sommer- und Wintergetreide angewandt. Die Befundhäufigkeit beider Verbindungen zeigt keinen signifikant rückläufigen Trend. Sie variierte an den Trendmessstellen von Jahr zu Jahr zwischen 0 - 12 %. Mittel, die MCPP und/oder DP enthalten, wie z.B. Basagran DP, Duplosan, Duplosan DP, Orkan und Loreda, dürfen

zum Schutz von Wasserorganismen in Ackerkulturen nur in einem Abstand von 5 bzw. 10 m zum Gewässer angewendet werden (BBA 2001). Die LAWA-Zielvorgaben für DP und MCPP liegen mit 10 bzw. 50 µg/l deutlich über denen von IPU und CTU.

Terbutylazin und **Simazin** gehören zur Gruppe der Triazin-derivate. Beide Herbizide werden bevorzugt im Vor- und Nachauflauf in Mais, Kartoffeln und Getreide eingesetzt. Die LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ betragen 0,5 µg/l für Terbutylazin und 0,1 µg/l für Simazin. Bei beiden Wirkstoffen ist eine Abnahme der Befundhäufigkeit festzustellen (**Abb. 3.22**).

Pflanzenschutzmittel, die neben Terbutylazin noch **Metolachlor** enthalten, wie z.B. Stentan, Zintan, Gardoprim plus, werden meist in Mais eingesetzt. Zum Schutz von Wasserorganismen dürfen solche Mittel in Ackerkulturen nur in einem Abstand von 10 bzw. 20 m zum Gewässer angewendet werden (BBA 2001). Gleiches trifft auf Pflanzenschutzmittel zu, die **Metazachlor** enthalten. Bekannte Mittel sind z. B. Butisan, Butisan Star, Butisan Stop und Nimbus. Diese Mittel werden überwiegend im Winterraps angewendet. Die von der LAWA angegebenen Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften betragen 0,2 µg/l für Metolachlor und 0,4 µg/l für Metazachlor (UBA 1999).

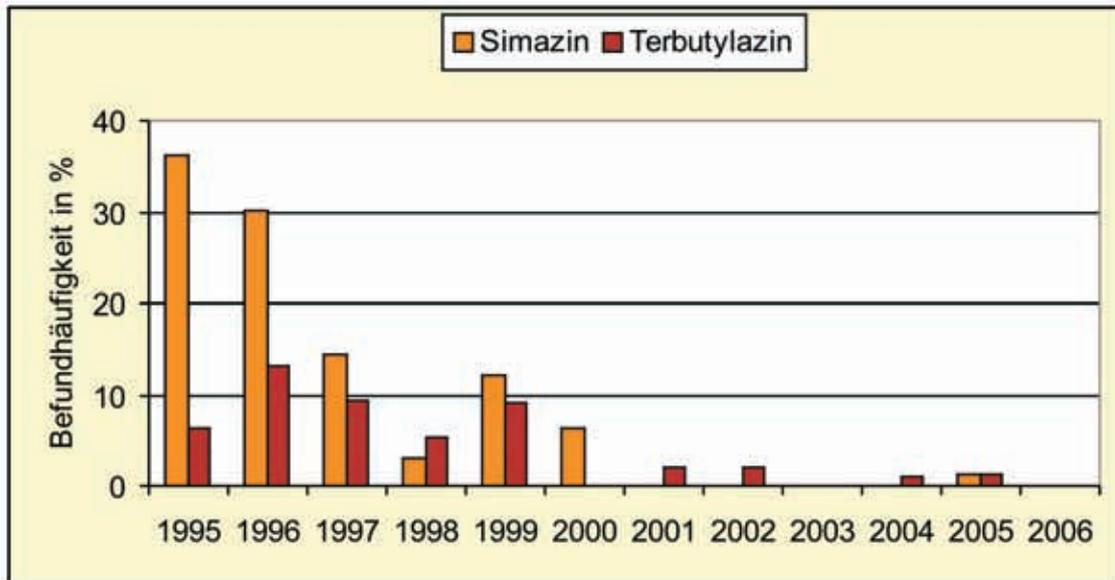


Abb. 3.22: Befundhäufigkeiten von Simazin und Terbutylazin an 8 Trendmessstellen* Mecklenburg-Vorpommerns
 * Stepenitz/Rodenberg, Warnow/Kessin, Recknitz/Marlow, Peene/Anklam, Tollense/Demmin, Uecker/Ueckermünde, Sude/Bandekow, Elde/Dömitz

Eine relativ breite Anwendung finden offenbar auch Pflanzenschutzmittel, die **MCPA** (4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure) enthalten und vorrangig im Getreideanbau und der Grünlandbewirtschaftung gegen zweikeimblättrige Unkräuter eingesetzt werden. Angeboten wird im Handel eine breite Palette solcher Mittel, von denen Mega-MD oder Aaherba Combi sowohl in Winter- und Sommergetreide als auch in Wiesen und Weiden angewendet werden. In beiden Fällen ist ein Mindestabstand zum Gewässer von 5 m einzuhalten. Einige Mittel finden auch im nichtlandwirtschaftlichen Bereich Anwendung, wie z. B. Rasen Unkrautfrei Utox und Hedomat Rasenunkrautfrei. In diesem Anwendungsbereich ist ein Mindestabstand zu Gewässern von 10 m einzuhalten. Zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften sollte in Gewässern die Zielvorgabe von 2,0 µg/l nicht überschritten werden.

Ebenfalls im nichtlandwirtschaftlichen Bereich finden Mittel Anwendung, die **Diuron** enthalten. Bekannt sind z. B. Unkraut-Ex, Rapir, Tuta-Super Neu, Admitrol Neu oder Vorox G. Viele dieser Mittel enthalten neben Diuron auch Glyphosat, welches bisher noch nicht im Überwachungsprogramm des LUNG enthalten ist. Diuron gehört zur Gruppe der chlorierten Harnstoffverbindungen. Es wird selektiv im Obst- und Gemüseanbau sowie als Totalherbizid im nichtlandwirtschaftlichen Bereich zur Flächenentkrautung eingesetzt. Diuron besitzt eine hohe Toxizität gegenüber Wasserorganismen. Daher sollte eine Konzentration von 0,05 µg/l in Gewässern nicht überschritten werden (UBA 1999).

Außerdem waren im Zeitraum 2003-2006 in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns nach wie vor auch nicht zugelassene Wirkstoffe nachzuweisen. **Atrazin** wurde immerhin in 11 Wasserproben gemessen (**Anlage 3-6e**), wobei allein 8 aus der Elbe stammten. Aus der Gruppe der Triazinderivate traten in einigen Gewässern die nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe **Prometryn** und **Ametryn** sowie das zugelassene **Terbutryn** auf. Mittel, die Terbutryn enthalten, wie Igran, Hora-Tryn, Zera-Terbutryn, Stefes-Terbutryn, werden in Mais und Wintergetreide eingesetzt, wobei Abstandsauflagen zum Gewässer von 10 m einzuhalten sind (BBA 2001).

Nach einer längeren Unterbrechung wurden im Berichtszeitraum auch wieder **Chlorpestizide** in Wasserproben untersucht. Insgesamt gehörten 28 Wirkstoffe aus dieser Gruppe zum Messprogramm; darunter die bekannten 4 Isomere des Hexachlorcyclohexans, die 4 Drine und DDT mit seinen Metaboliten. Von diesen Wirkstoffen wurden keine Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenzen gemessen. Die meisten der Chlorpestizide sind seit fast zwei Jahrzehnten auch auf dem Gebiet der neuen Bundesländer verboten. Einige sind jedoch immer noch in Schwebstoffen (**Tab. 3.6.23**) und besonders in Sedimenten (**Tab. 3.6.24**) nachweisbar. Die Schwebstoffbeladungen in den untersuchten Flüssen zeigten deutliche Unterschiede. So waren in der Elde gegenüber der Recknitz über 10-fach höhere p,p'-DDT-Gehalte und etwa 3-fach höhere Hexachlorbenzol-Gehalte festzustellen.

Tab. 3.6.23: DDT und Hexachlorbenzol in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte in µg/kg TM

Gewässer	Messstelle	Zeitraum	p,p'-DDT	DDT insgesamt	HCB	HCH insgesamt
Recknitz	Ribnitz	2003-2005	0,41	3,18	0,33	<0,1
Sude	Bandekow	2004-2005	0,68	3,35	0,31	<0,1
Warnow	Kessin	2003-2005	1,49	6,32	0,45	<0,1
Peene	Anklam	2003-2005	1,45	7,69	0,53	<0,1
Tollense	Demmin	2003-2005	1,01	6,20	0,58	<0,1
Uecker	Ueckermünde	2004-2005	1,30	6,65	0,62	<0,1
Elde	Dömitz	2003-2005	4,85	13,34	0,94	<0,1

Die 4 Isomere des Hexachlorcyclohexans wurden in den **Schwebstoffen** in keinem der untersuchten Gewässer oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/kg TM gemessen. In den **Sedimenten** wurden die Chlorpestizide in z. T. deut-

lich höheren Gehalten gemessen. In einigen Sedimentproben der Warnow traten p,p'-DDT-Gehalte über 100 µg/kg TM auf. In den Sedimenten waren auch noch die HCH-Isomere nachzuweisen (**Tab. 3.6.24**).

Tab. 3.6.24: DDT und Hexachlorbenzol in Sedimenten aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte in µg/kg TM

Gewässer	Messstelle	Zeitraum	p,p'-DDT	DDT insgesamt	HCB	HCH insgesamt
Warnow	Kessin	1998-2006	18,0	59,3	0,24	0,15
Peene	Anklam	1995-2003	1,5	9,9	0,56	0,94
Uecker	Ueckermünde	1995-2003	3,5	13,0	2,72	2,17
Elde	Dömitz	1994-2003	5,4	22,1	1,77	1,33

Wie die Wasseruntersuchungen zeigen, dürften aktuell keine Chlorpestizide mehr in Gewässer eingetragen werden. Die in den Sedimenten anzutreffenden Gehalte sind auf Belastungen aus der Vergangenheit zurückzuführen und belegen die hohe Persistenz dieser Schadstoffe. Insbesondere DDT und seine Metabolite kommen noch in deutlich messbaren Konzentrationen in Sedimenten vor, während HCH und HCB nur noch in geringen Konzentrationen nachzuweisen sind.

Wie die umfangreichen PSM-Untersuchungen der letzten Jahre gezeigt haben, kommen überwiegend Wirkstoffe in Gewässern vor, die im Getreideanbau, im Raps und im Mais zur Unkrautbekämpfung eingesetzt werden (siehe **Tabelle 3.6.20**). Getreide wurde im Jahre 2002 auf über 50 % und Raps auf etwa 22 % der Ackerfläche Mecklenburg-Vorpommerns angebaut, wobei der Anbau von Ölfrüchten im Vergleich zu den Vorjahren zugenommen hat (Agrarbericht 2003, 2005). Dies war zum einen auf den Wegfall der betrieblichen Obergrenze für den Anbau von Ölfrüchten und zum anderen auf den Anbau nachwachsender Rohstoffe auf Stilllegungsflächen zurückzuführen. Nach Angaben der

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung wurden in Mecklenburg-Vorpommern im Jahre 2002 auf einer Fläche von rund 38.000 ha nachwachsende Rohstoffe (fast ausschließlich Raps) auf Stilllegungsflächen angebaut. In den letzten Jahren ist neben der Zunahme des Rapsanbaus auch eine Zunahme der Anbauflächen für Mais festzustellen, eine Folge des Erneuerbare-Energie-Gesetzes. Für PSM-Wirkstoffe, die in Getreide-, Raps- und Maiskulturen eingesetzt werden, wurden in den letzten Jahren auch die meisten Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben festgestellt.

Nachfolgend wird ein zusammenfassender Überblick über die im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 aufgetretenen Überschreitungen der von der LAWA aufgestellten Zielvorgaben für Schwermetalle, Industriechemikalien und Pflanzenschutzmittel (LAWA 1998, UBA 1999) gegeben. Außerdem wurden die Untersuchungsergebnisse auf Überschreitung der im Richtlinienentwurf des Europäischen Parlamentes und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (Vorschlag vom März 2007) enthaltenen Umweltqualitätsnormen geprüft.

Überschreitungen von LAWA-Zielvorgaben und / oder Umweltqualitätsnormen

Es handelt sich hierbei um Zielvorgaben für die Schutzgüter „Trinkwasserversorgung“, „Aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Sedimente“, wobei die Überprüfung für das Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ nur im Trinkwasserschutzgebiet der Warnow vorgenommen wurde. Die Warnow ist das einzige Oberflächengewässer in Mecklenburg-

Vorpommern, aus dem Trinkwasser gewonnen wird. Die Prüfung auf Einhaltung der vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen fand für die PSM anhand der in **Tabelle 3.2.25** enthaltenen Werte statt.

Diese Auswertungen ergaben, dass es an 15 Messstellen der in Mecklenburg-Vorpommern überwachten Fließgewässer Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben gab. Am häufigsten war dies für PSM-Wirkstoffe der Fall (**Tab. 3.6.26**).

Tab. 3.6.25: Umweltqualitätsnormen (UQN) für PSM-Wirkstoffe, JD: Jahresdurchschnittskonzentration, ZHK: zulässige Höchstkonzentration

Stoffname	JD-UQN in µg/l	ZHK-UQN In µg/l	Bestimmungsgrenze der angew. Methoden in µg/l
Alachlor	0,3	0,7	0,05
Atrazin	0,6	2,0	0,01
Chlorfenvinphos	0,1	0,3	0,05
Chlorpyrifos	0,03	0,1	0,05
Diuron	0,2	1,8	0,01
Endosulfan	0,005	0,01	0,05
Hexachlorbenzol	0,01	0,05	0,005
Hexachlorbutadien	0,1	0,6	0,1
Hexachlorcyclohexan	0,02	0,04	0,01 je Isomer
Isoproturon	0,3	1,0	0,02
Pentachlorbenzol	0,007	nicht anwendbar	0,005
Pentachlorphenol	0,4	1	0,05
Simazin	1	4	0,02
Trifluralin	0,03	nicht anwendbar	0,05
DDT insgesamt	0,025	nicht anwendbar	
Para-para-DDT	0,01	nicht anwendbar	0,008
Aldrin	Summe = 0,01	nicht anwendbar	0,005
Dieldrin			0,007
Endrin			0,007
Isodrin			0,01

Zu Zielvorgabeüberschreitungen kam es dabei in den Bearbeitungsgebieten Stepenitz, Warnow (hier wurde hinsichtlich des Schutzgutes Trinkwasserversorgung geprüft), Küstengebiet Ost, Peene und Zarow/UECKER. Keine Über-

schreitungen für PSM-Wirkstoffe gab es in den Bearbeitungsgebieten Küste West (hier aber wohl vor allem wegen einer ungenügenden Datenbasis), Sude, Elde und Havel.

Tab. 3.6.26: Fließgewässer mit Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben und/oder EU-Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2003-2006, aL = Aquatische Lebensgemeinschaft, TW = Trinkwasser

Gewässer	Messstelle	LAWA-Zielvorgabe			EU-UQN
		Matrix	Schutzgut	Schadstoff	Stoff
Maurine	u. Schönberg	Wasser	aL	Metazachlor, IPU	IPU
Warnow	Werle	Wasser	TW	Terbutylazin	
Zarnow	Reez	Wasser	TW	Terbutylazin, MCPA, Meta- zachlor, Bentazon	
Nebel	Wolken	Wasser	TW	Dichlorprop, Mecoprop, IPU, Dikegulac	
Saaler Bach	Hessenburg	Wasser	aL	MCPA	
Barthe	Redebas	Wasser	aL	Metolachlor	
Duvenbäk	Kluis	Wasser	aL	Simazin, Metolachlor, Diuron	
Ryck	o. Greifswald	Wasser	aL	Simazin	
Gr. Abzugsraben	Padderow	Wasser	aL	Metolachlor	
Trebel	Tribsees	Wasser	aL	Metolachlor	
Neukalener Peene	u. Neukalen	Wasser	aL	Diuron	
Datze	Friedland	Wasser	aL	Simazin	
Uecker	Ueckermünde	Wasser	aL	Diuron, TBT, Zink	
Elbe	Dömitz	Wasser	aL	Quecksilber	
Sude	Bandekow	Wasser	aL	Benzo(ghi)perylen/ Indeno(1,2,3-cd)pyren, Zink	
		SPM	Sediment		
Elde	Dömitz	SPM	aL Sediment	Cadmium Chrom, Zink	

Für die Zielvorgabeüberschreitungen der meisten der in **Tab. 3.6.23** aufgeführten PSM-Wirkstoffe müssen Einträge von landwirtschaftlichen Flächen verantwortlich gemacht werden. Die Einsatzmengen für Wirkstoffe, wie IPU, Bentazon, Dichlorprop, Mecoprop, MCPA, Terbutylazin und Metazachlor, dürften im landwirtschaftlichen Bereich bei Weitem den Einsatz in anderen Bereichen, wie z.B. in Kleingärten, überschreiten. Die Überschreitungen für Diuron und Simazin sind dagegen wohl eher dem nichtlandwirtschaftlichen Bereich zuzuordnen. Insbesondere Diuron wurde in den Abläufen von Kläranlagen verbreitet nachgewiesen (LUNG 2007).

Die Gewässer in den Bearbeitungsgebieten Sude und Elde wiesen Zielvorgabeüberschreitungen für einige Schwermetalle auf. In der Elbe dürfte es neben Quecksilber ebenfalls für eine Reihe von Schwermetallen zu ZV-Überschreitungen kommen. Untersuchungen im suspendierten Material (SPM, Schwebstoffe) fanden aber im Untersuchungszeitraum an den mecklenburgischen Elbe-Messstellen nicht statt. Hier ist auf diesbezügliche Untersuchungen der Wassergütestelle Elbe und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (z.B. Heise et al. 2007) hinzuweisen. Die von der EU vorgeschlagenen in der Regel weniger strengen Umweltqualitätsnormen wurden nur an einer Messstelle überschritten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Schadstoffbelastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns in ländlichen Regionen mit intensivem Ackerbau durch PSM-Wirkstoffe geprägt wird, die als Herbizide im Getreide-, Raps- und Maisanbau zur Anwendung kommen. In den Elbezuflüssen Sude und Elde kommt es noch bei einigen Schwermetallen zu erhöhten Belastungen.

Arzneimittel

Nach Angaben der Sachverständigenrates für Umweltfragen sind inzwischen etwa 120 Arzneimittel in der Umwelt nachgewiesen worden (SRU 2007). Die überwiegend geringen Konzentrationen der Arzneimittel in den Gewässern lassen zwar kein Gesundheitsrisiko erwarten, Probleme ergeben sich vielmehr daraus, dass diese Gewässer in einigen Regionen zur Wasserversorgung dienen.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden Arzneimitteluntersuchungen in Gewässern erstmals im Rahmen eines Bund/Länder-Messprogramms 2000/2001 durchgeführt (BLAC 2003). Im Zeitraum von August 2000 bis September 2001 wurden an je zwei Messstellen in der Warnow und Nebel

sowie einer Messstelle in der Uecker insgesamt 37 Wasserproben auf 14 Arzneimittel und 8 Antibiotika untersucht. Von den Arzneimitteln war am häufigsten Carbamazepin und Diclofenac nachzuweisen.

Im Jahre 2006 wurden 8 Arzneimittel in 48 Wasserproben untersucht, die an 12 Messstellen gewonnen wurden (**Anlage 3-7**). Eine Gegenüberstellung der Positivbefunde beider Messkampagnen zeigt **Tabelle 3.2.27**.

Am häufigsten trat in beiden Messkampagnen das Antiepileptikum Carbamazepin auf. Das Antirheumatikum und

Antiphlogistikum Diclofenac, welches nur 2000/2001 untersucht wurde, rangiert an zweiter Stelle der Befundhäufigkeit, gefolgt von Mitteln aus der Gruppe der Antihypertensiva (Betarezeptorenblocker zur Bluthochdruckbehandlung), wie Metoprolol, Sotalol und Atenolol. Neben der Häufigkeit sind diese Arzneimittel auch bezüglich der nachgewiesenen Konzentrationen durchaus mit den PSM-Befunden vergleichbar. Insbesondere in der Warnow, deren Wasser zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, sollten die Arzneimitteluntersuchungen in den Folgejahren fortgeführt werden. Im Jahre 2007 finden zunächst Arzneimitteluntersuchungen in den Abläufen von kommunalen Kläranlagen statt.

Tab. 3.6.27: Arzneimittel-Befunde in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2000/2001 und 2006, Maxima in µg/l (n.u. = nicht untersucht, BG = Bestimmungsgrenze)

Arzneimittel	Messungen 2000/2001			Messungen 2006		
	Anzahl (n)	n > BG	Maximum	Anzahl (n)	n > BG	Maximum
Carbamezipin	37	27	0,19	48	17	0,06
Diclofenac	37	18	0,11	n.u.		
Metoprolol	37	13	0,05	48	4	0,03
Naproxen	37	10	0,11	n.u.		
Clofibrinsäure	37	6	0,02	n.u.		
Phenazon	37	3	0,03	n.u.		
Ibuprofen	37	1	0,02	n.u.		
Sotalol	n.u.			48	12	0,06
Atenolol	n.u.			48	4	0,02
Prophyphenazon	n.u.			48	3	0,03
Benzafibrat	n.u.			48	2	0,02

Zum Schutz der Umwelt vor unerwünschten Begleiteffekten von Arzneimitteln werden beurteilungsrelevante Daten zur chronischen Wirkung in ökotoxikologischen Studien und Daten zur Mengenbilanz der insgesamt vertriebenen Wirkstoffe benötigt (SRU 2007).

3.6.3 Zustandseinschätzung anhand biologischer Qualitätskomponenten

Insgesamt wurden in den Untersuchungsjahren 2003-2006 an 372 Probestellen **biologische Untersuchungen** der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und/oder Makrophyten durchgeführt. Dabei kamen der Saprobienindex sowie der Standorttypindex (STI-Trichopteren und STI-Makrophyten) zur Anwendung.

Der **Saprobienindex** (SI) wurde in zwei Varianten eingesetzt. Vielfach wurde der Saprobienindex nach DIN 38410 (1987/90) ermittelt, der 7 Güteklassen unterschied und Grundlage für die Erstellung der Biologischen Gewässergütearten der LAWA war. Ein Manko dieses Verfahrens ist die ungenügende Berücksichtigung der Verhältnisse im Tiefland, weiterer Nachteil, besonders in Anbetracht der

zukünftigen Anforderungen der WRRL an die Gewässerbewertung, ist die fehlende Berücksichtigung der natürlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Fließgewässertypen. Daher fand eine Überarbeitung des SI statt, wobei zum einen vermehrt Tieflandarten eingestuft und damit für die saprobielle Bewertung nutzbar wurden, zum anderen ein fünfstufiges, gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren entwickelt wurde (Rolauffs et al. 2003). Die Arbeiten mündeten in einer Novellierung der DIN 38410 (2004) und der Integration des neuen, typspezifischen SI in das nationale Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (PERLODES, Meier et al. 2006). Daher kam in der landeseigenen Gewässerüberwachung in letzter Zeit verstärkt der neue SI zum Einsatz.

Die Bewertung nach dem alten, siebenstufigen SI ergab für 82 % der bewerteten Probestellen (n=227) die Einhaltung der LAWA-Zielvorgabe (Güteklasse II), während 18 % in die Güteklasse II-III (kritisch belastet) eingestuft wurden (**Anlage 3-8**). Die Bewertung anhand des neuen, typspezifischen SI (n=233) ergab ein etwas differenzierteres Bild und bekräftigte im Wesentlichen die zuvor anhand eines kleineren Datensatzes gewonnenen Ergebnisse (Carstens

et al. 2005). Immerhin erreichten 8 der Probestellen (3 %) die saprobielle Qualitätsklasse 1, die dem Referenzzustand entspricht. Zusammen mit den in die Qualitätsklasse 2 eingestuften Probestellen wurde an 76 % der Stellen die Zielvorgabe eingehalten. Die verbleibenden Probestellen (24 %) waren in die saprobielle Qualitätsklasse 3 (mäßig) einzuordnen. In diesen Gewässerabschnitten müssen Maßnahmen zur Verringerung der saprobiellen Belastung getroffen werden, um den guten ökologischen Zustand nach WRRL erreichen zu können.

Ein Vergleich der Bewertung nach altem und neuem, typspezifischen SI war an 196 Probestellen möglich, für die Ergebnisse aus beiden Bewertungsverfahren vorlagen. Zu den nach neuem Verfahren mit Qualitätsklasse 1 bewerteten Probestellen gehörten insbesondere solche, die nach altem SI mit einer „2+“ bewertet wurden, also an der Klassengrenze zur nächstbesseren Güteklasse lagen. Die Mehrzahl der Stellen wurde sowohl nach altem (85 %) als auch nach neuem SI (71 %) der Güteklasse II bzw. Qualitätsklasse 2 zugeordnet, wobei 5 dieser Stellen nach altem SI als kritisch belastet (II-III) eingestuft wurden. Mit Ausnahme des Nonnenbachs (gefällereiches Fließgewässer der Moränenbildungen) handelte es sich dabei mit seenbeeinflussten und rückgestauten bzw. brackwasserbeeinflussten Fließgewässern um Gewässertypen, die natürlicherweise eine höhere Sauerstoffzehrung als andere aufweisen und mit dem neuem SI typgerechter bewertet werden. Die übrigen der nach altem SI als kritisch belastet eingestuften Probestellen (n=25) wurden nach neuem SI der Qualitätsklasse 3 zugeordnet, hinzu kamen 24 weitere, nach altem SI mit Güteklasse II bewertete Probestellen, die bei typgerechter Bewertung eine stärkere saprobielle Belastung aufwiesen als bisher angenommen.

Aus **Abb. 3.23** (oben) wird jedoch deutlich, dass die untersuchten Fließgewässer mit 76 % Zielerreichung eine relativ geringe saprobielle Belastung aufweisen. Dieser generelle Eindruck wird durch die Ergebnisse der Klassifikation nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung unterstützt (vgl. Kap. 3.6.1), wenn auch teilweise ein anderes Messnetz zugrunde liegt. Allerdings würde bei der Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos nach WRRL rund ein Viertel der untersuchten Gewässerabschnitte den guten ökologischen Zustand verfehlen, da nur die saprobielle Qualitätsklasse 3 erreicht wird.

Nimmt man die Ergebnisse der Bewertung nach **Standorttypieindex** (STI) hinzu, wird das Bild differenzierter, da alle fünf Güteklassen von sehr gut bis schlecht vertreten sind (**Abb. 3.23** unten), gleichzeitig wird aber deutlich, dass die Zönosen nicht nur durch saprobielle, sondern durch weitere Belastungsfaktoren, insbesondere strukturelle Defizite, beeinträchtigt werden. Der Köcherfliegenindex (STI-Trichopteren) zeigt für 71 %, der STI-Makrophyten für 76 % der untersuchten Gewässerabschnitte deutlichen (Güteklasse 3), dringlichen (Güteklasse 4) oder umfassenden (Güteklasse 5) ökologischen Sanierungsbedarf an, während nur etwa ein Viertel der Stellen mit Güteklasse 1 oder 2 die Zielvorgabe

einhält (**Tab. 3.6.28**). Dieses relativ schlechte Ergebnis ist als Folgeerscheinung der in früheren Jahren umfangreich durchgeführten Maßnahmen des Gewässeraus- und -verbaus im Zuge der Melioration zu werten.

Aussagen zu zeitlichen Trends können anhand des biologischen Messnetzes nicht getroffen werden, da im Gegensatz zu physikalisch-chemischen Parametern für die biologischen Probestellen noch keine auswertbaren Zeitreihen vorliegen (Ausnahme: Chlorophyll, siehe unten).

Tab. 3.6.28:

Ergebnisse der Bewertung der Probestellen nach typspezifischem Saprobienindex (SI), STI-Trichopteren und STI-Makrophyten in %. Die dicke blaue Linie markiert die Grenze zwischen Einhaltung (Güteklasse 2 und besser) und Verfehlen der Zielvorgabe

Ökologische Güteklasse	Typspezif. SI (n=233)	STI-Trichopteren (n=325)	STI-Makrophyten (n=330)
1	3	13	7
2	73	16	18
3	24	32	31
4	0	29	40
5	0	10	3

Eine Gesamtbewertung der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten analog zur zukünftigen Zustandsbewertung nach WRRL zeigt, dass auf Grundlage der oben genannten Verfahren nur an 37 Probestellen sowohl der STI-Trichopteren, der STI-Makrophyten und der typspezifische Saprobienindex mit Güteklasse 2 oder besser bewertet wurden. In 7 weiteren Fällen wurde wegen fehlender Bewertung nach neuem SI unter Hinzuziehung des alten SI das Prädikat „unklar – voraussichtlich gut“ vergeben, so dass insgesamt 44 Probestellen, für die gesicherte Bewertungen aller 3 Teilkomponenten vorlagen (n=220), voraussichtlich den guten ökologischen Zustand aufweisen. Dies entspricht einem Anteil von 20 %. Es ist davon auszugehen, dass sich dieses Bild bei Anwendung der neuen LAWA-Verfahren zur ökologischen Fließgewässerbewertung nach WRRL nicht wesentlich verbessern wird, zumal sich die Makrozoobenthosbewertung zukünftig ebenfalls aus dem neuen, typspezifischen Saprobienindex („Modul Saprobie“) sowie einem weiteren Indikator, der ähnlich wie der STI-Trichopteren insbesondere strukturelle Defizite anzeigt („Modul Allgemeine Degradation“), zusammensetzen wird; hinzu kommt die Bewertung der übrigen biologischen Qualitätskomponenten (Makrophyten und Phytobenthos, Fischfauna, Phytoplankton) mit der Vorgabe, dass jeweils das schlechtere Ergebnis die ökologische Zustandsklasse bestimmt.

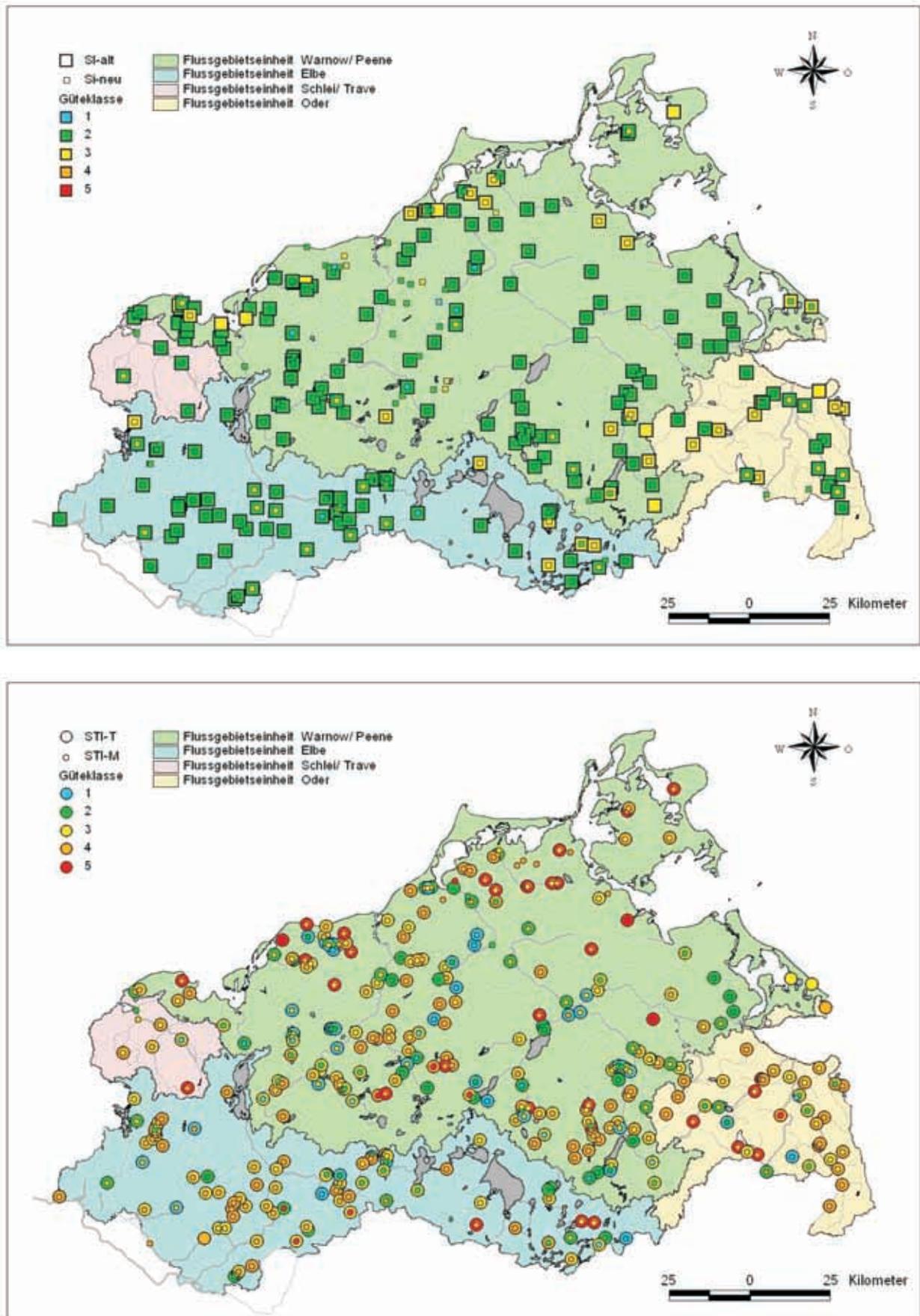


Abb. 3.23: Ergebnisse der Fließgewässerbewertung nach altem und neuem, typspezifischen Saprobienindex (oben) und anhand des typspezifischen Standorttypindexverfahrens (unten)

Chlorophyll-a als Indikator für Phytoplanktonbiomasse

In den meisten rückgestauten und seebeeinflussten Fließgewässern bzw. Gewässerabschnitten gehört die Bestimmung des Chlorophyll-a erst seit einigen Jahren zum Überwachungsprogramm des Landes. Lediglich in der Warnow und Peene liegen lange Datenreihen vor. In der Warnow fanden auch schon frühzeitig weitergehende biologische Untersuchungen, wie die Bestimmung des Artenspektrums und der Biomasse des Phytoplanktons, statt (Börner et al. 1994).

Der Chlorophyll-a-Gehalt gestattet eine pauschale Erfassung der im Gewässer vorhandenen Phytoplanktonbiomasse, da eine recht gute Korrelation zwischen der Chlorophyll a-Konzentration und der Algenbiomasse besteht. Die Auswirkungen der Nährstoffbelastung können zu verstärkter Entwicklung von Phytoplanktonalgen und anderen Komponenten der Gewässerflora (Makrophyten und Phytobenthos) in den Fließgewässern führen, die durch strukturelle Defizite (fehlende Beschattung, Auf- und Rückstau durch wasserbauliche Maßnahmen) zusätzlich begünstigt wird. Die organische Belastung aus der Primärproduktion hat als Sekundärverschmutzung Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der Gewässer, die weit über den Effekten der Abwassereinleitungen liegen können (LAWA 2002). Auf die Auswirkungen von massenhaftem Wachstum von Phytoplankton auf die Wasserbeschaffenheit von Gewässern wurde im Gewässergütebericht 1998/1999 ausführlich eingegangen. Wie auch in den vorigen Güteberichten wurde ein von der LAWA vorgeschlagenes System zur Klassifizierung der Trophie von planktondominierten Fließgewässern auf der Basis von Chlorophyll-a-Untersuchungen (LAWA 1999, 2002) angewandt. Das System kann nach LAWA (2002) auf alle planktonführenden Gewässer unabhängig von ihren maximalen Chlorophyll-a-Konzentrationen angewandt werden. Die Definition planktonführender Gewässer aus LAWA (1999, 2002) wurde im Zuge der Entwicklung des WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für Phytoplankton (Mischke & Behrendt 2007) neu festgelegt. Danach werden Fließgewässer als phytoplanktonführend angesehen, wenn deren mittlerer Chlorophyll a-Gehalt in der Vegetationsperiode über 20 µg/l liegt. Legt man dieses Kriterium zugrunde, waren von den 126 auf Chlorophyll a untersuchten Messstellen 26 % als planktonführend einzustufen (**Anlage 3-9**). Die höchsten Mittelwerte und die daraus abgeleiteten Güteklassen der Trophieklassifikation nach LAWA wurden in folgenden Gewässern festgestellt (falls nicht anders angegeben, sind die Mittelwerte über die Vegetationsperioden von 2003-2006 aufgeführt):

- Weißer Graben unterhalb Galenbecker See mit 170,5 µg/l (2005-2006), klassifiziert mit Güteklasse III-IV
- Elbe bei Boizenburg mit 121,6 µg/l, klassifiziert mit Güteklasse III-IV
- Elbe bei Dömitz mit 109,2 µg/l, klassifiziert mit Güteklasse III-IV
- Barthe bei Barth mit 93,6 µg/l, klassifiziert mit Güteklasse

- III; weiter oberhalb bei Redebas nicht planktonführend und Güteklasse I-II mit nur 5,9 µg/l (2006)
- Wallensteingraben bei Wismar mit 85,9 µg/l, klassifiziert mit Güteklasse III
- Ostpeene bei Faulenrost mit 66,4 µg/l (2006), klassifiziert mit Güteklasse III
- Elde bei Buchholz mit 57,1 µg/l (Mittelwert 2003-2005), klassifiziert mit Güteklasse III

Höhere Chlorophyllwerte weist aufgrund starker Seenbeeinflussung die Mildenitz auf (Güteklasse II-III für die Messstellen u. Sternberger Burg: 44,8 µg/l, Wendisch Waren: 37,5 µg/l und u. Goldberg: 33,8 µg/l, die beiden letztgenannten Messstellen sind seit 2006 im Messprogramm). Auch die Peene ist über weite Strecken planktonführend (Anklam Hafen: 35,2 µg/l, Jarmen: 27,0 µg/l, Loitz 20,8 µg/l, Pensin 19,8 µg/l). Die Stepenitz bei Rodenberg hat sich in den letzten 4 Jahren stetig von einem planktonführenden (2003: 27,7 µg/l) in ein makrophytendominiertes Fließgewässer (2006: 12,8 µg/l) gewandelt. Auch die Radegast war 2005 und 2006 mit 17,8 bzw. 18,6 µg/l Chlorophyll-a nicht mehr als planktonführend einzustufen, allerdings wurden aufgrund der hohen Werte der beiden Vorjahre im 4-Jahres-Mittel noch 25 µg/l erreicht.

Weißer Graben, Elbe und Mildenitz waren auch im letzten Gütebericht schon als Spitzenreiter der Phytoplanktonbiomasse ausgewiesen worden. Der Weiße Graben wird in erster Linie durch den polytrophen Galenbecker See und die Mildenitz durch den durchflossenen eu- bis polytrophen Sternberger See beeinflusst. Die in der Elbe gebildete Biomasse ist als echtes Potamoplankton anzusehen und hat große Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt des Flusses. Die deutlichen Verbesserungen im Sauerstoffhaushalt der Mittel- und Unterelbe sind maßgeblich auf die verstärkte Bioaktivität der Algen seit dem Wegfall von Industrieabwässern aus dem mitteldeutschen Raum zurückzuführen. Im Gegensatz zur Elbe ist das Plankton in der Mildenitz, Elde, Warnow und anderen seenbeeinflussten Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns kein echtes Potamoplankton, das für große Flüsse und Ströme wie die Elbe typisch ist, sondern eine Folge des Eintrags von Impfpflankton aus durchflossenen Seen und angeschlossenen Teichen. Das Impfpflankton vermag sich insbesondere in ruhig fließenden, unbeschatteten Bereichen gut zu entwickeln, wobei die meist zu hohen Nährstofffrachten der Gewässer und strukturelle Defizite (Potamalisierung von Gewässern durch Aufstau, fehlende Beschattung durch Bäume und Sträucher) die Phytoplanktonentwicklung zusätzlich begünstigen, so dass die natürlicherweise makrophytendominierten Fließgewässer in der Kombination aus Impfpflankton und anthropogenen Beeinträchtigungen zu phytoplanktonführenden Fließgewässern werden.

Für die rückgestauten Unterläufe von Warnow und Peene, für die langjährige Chlorophyll-a-Messungen vorliegen, können mit abnehmenden Phosphatbelastungen auch abnehmende Chlorophyll-a-Gehalte und zunehmende Sichttiefen konstatiert werden (**Tab. 3.6.29**).

Tab. 3.6.29: Gesamt-Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefen in Warnow und Peene 1989-1992, 1999-2002 und 2003-2006
10-P = 10-Perzentil, 50-P = 50-Perzentil, 90-P = Perzentil

Gewässer/Messstelle Zeitraum	Gesamt-Phosphor ($\mu\text{g/l}$)			Chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$)			Sichttiefe (cm)		
	10-P	50-P	90-P	10-P	50-P	90-P	10-P	50-P	90-P
Warnow/Kessin									
1989-1992	128	230	394	12	61	142	50	75	110
1999-2002	70	100	147	8	21	50	61	90	120
2003-2006	60	90	140	5	19	47	70	100	150
Peene/Anklam									
1989-1992	175	387	915	8	50	103	30	60	128
1999-2002	60	110	203	4	13	44	80	140	187
2003-2006	70	120	211	5	19	57	60	100	160

Während für die Warnow der positive Trend abnehmender Phosphat- und Chlorophyll-a-Konzentrationen und zunehmender Sichttiefen anhält, wenn sich der Trend auch deutlich abgeschwächt hat, ist für die Peene eine Trendumkehr festzustellen. Der Orientierungswert der LAWA von 0,1 mg/l Gesamt-P wird zwar in der Warnow erreicht und in der Peene fast erreicht; um die Phytoplanktonbiomasse und die Phosphorfrachten beider Flüsse jedoch weiter zu senken, sind weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Phosphoreinträge durchzusetzen. Ziel sollte es sein, die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen in beiden Flüssen auf 60 $\mu\text{g/l}$ zu vermindern. Um massenhafte Phytoplanktonentwicklungen auszuschließen, sollten nach Chorus (1995) Phosphat-Schwellenwerte von 30-60 $\mu\text{g/l}$ nicht überschritten werden. Diese Werte gelten zwar für Standgewässer, sollten aber auch auf rückgestaute Flachlandflüsse anwendbar sein.

3.7 Ausblick auf die zukünftige Fließgewässerüberwachung und -bewertung

Der vorliegende Bericht über die Fließgewässerüberwachung im Zeitraum 2003-2006 konzentriert sich im Wesentlichen auf die bisher in der Gewässergüteüberwachung Mecklenburg-Vorpommerns angewandten Verfahren. Mit Ablauf des Jahres 2006, genauer gesagt bereits ab 22.12.2006, gelten neue, von der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegebene Anforderungen an die Gewässerüberwachung. Zu bewerten sind in Oberflächengewässern jeweils der ökologische und der chemische Zustand (**Abb. 3.24**). Nur wenn beide mindestens mit „gut“ bewertet werden, ist die Zielvorgabe der WRRL, der „gute Zustand“, erreicht. Für erheblich veränderte Gewässer wird anstelle des ökologischen Zustands das ökologische Potenzial zugrunde gelegt. Die ökologische Zustands- bzw. Potenzialbewertung beruht vor allem auf biologischen Qualitätskomponenten und auf bestimmten, den sogenannten flussgebietsspezifischen Schadstoffen, die von den für den chemischen Zustand zu betrachtenden Schadstoffen zu unterscheiden sind. Kleinste bewertungsrelevante Einheit eines Gewässers ist der sogenannte Wasserkörper. Im Zuge der Arbeiten für

die Bestandsaufnahme nach WRRL im Jahr 2004 (siehe auch www.wrrl-mv.de und die dort eingestellten Berichte) wurde das rund 8.000 Fließkilometer umfassende bewertungsrelevante Fließgewässernetz Mecklenburg-Vorpommerns in 780 Wasserkörper untergliedert, die zukünftig, wenn auch in Form von Wasserkörpergruppen, zu überwachen sind.

Für die zukünftige **Überwachung und Bewertung des ökologischen Zustands** nach WRRL sind grundsätzlich alle vier biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten, Fischfauna sowie in planktonführenden Fließgewässern Phytoplankton) relevant. Dies ist bei der Planung und Durchführung des zukünftigen Gewässermonitorings zu beachten. Auf die neuen, in Zusammenarbeit von Bund und Ländern entwickelten biologischen Bewertungsverfahren wurde bereits an anderer Stelle eingegangen (vgl. Kap. 3.1, Neue Bewertungsverfahren nach WRRL). Mit Ausnahme des neuen Saprobienindex konnte im vorliegenden Gewässergütebericht auf diese erst ab 2007 für die landesweite Gewässerüberwachung relevanten Verfahren noch nicht ausführlicher eingegangen werden, da die Datenlage insgesamt noch zu dürftig ist. Dies muss einem späteren Bericht vorbehalten bleiben.

Die zweite Voraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustands ist die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für die Schadstoffe, die zur Bewertung des ökologischen Zustands (bzw. des ökologischen Potenzials bei erheblich veränderten Gewässern) heranzuziehen sind. Hierbei handelt es sich - im Gegensatz zum chemischen Zustand - um Schadstoffe, für die derzeit keine europaweiten Umweltqualitätsnormen existieren. Diese Schadstoffe sind zu überwachen, wenn sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingetragen werden. Um festzustellen, welches die zu untersuchenden flussgebietsspezifischen synthetischen und nicht synthetischen Schadstoffe sind, die in die Überwachungsprogramme aufzunehmen sind, bedarf es ergänzend zu den Immissionsmessungen gezielter Emissionsmessungen. Hierzu wurden 2007 erste Untersuchungsprogramme aufgelegt, die sich zunächst auf die Überwachung ausgewählter Kläranlagen konzentrieren. Diese Untersuchungen sind fortzuführen. Identifi-

zierte flussgebietspezifische Schadstoffe sind dann in die laufenden Überwachungsprogramme in den Flussgebieten zu integrieren. Die Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe zur Bewertung des ökologischen Zustandes sind in der Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern (WRRLUVO M-V, 2003) festgelegt.

Die allgemeinen physikalisch-chemischen und die hydromorphologischen Qualitätskomponenten haben nach dem Wortlaut der WRRL unterstützende Funktion bei der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten, d. h. das biologische Bewertungsergebnis hat Vorrang, die Überwachungsergebnisse der allgemeinen physikalisch-chemischen und der hydromorphologischen Parameter werden zur Plausibilisierung und Kontrolle der Ergebnisse der biologischen Überwachung herangezogen. Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat daher typspezifische Orientierungswerte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter erarbeitet (vgl. Kap. 3.1), die zukünftig bei der Bewertung nach WRRL Anwendung finden und die bisherige LAWA-Klassifikation, wie sie z. B. für Nährstoffe entwickelt wurde, vermutlich ablösen werden. Auf die Einhaltung der Orientierungswerte wird im vorliegenden Bericht bereits eingegangen.

Durch die neuen Anforderungen an das Monitoring nach WRRL werden biologische und chemische Kriterien zu einer ökologischen Zustandsbewertung auf Wasserkörperebene zusammengeführt. Ein guter ökologischer Zustand allein reicht jedoch noch nicht aus, sondern es muss auch

noch eine Bewertung des chemischen Zustands mit „gut“ erfolgen, bevor die Zielvorgabe des „guten Zustands“ nach WRRL erreicht wird. Dies ist der Fall, wenn auch die für den chemischen Zustand relevanten Schadstoffe die vorgegebenen, europaweit geltenden Umweltqualitätsnormen einhalten. Dabei handelt es sich unter anderem um sogenannte prioritäre Schadstoffe, für die vom Europäischen Parlament und Rat Umweltqualitätsnormen festgelegt wurden (Entscheidung Nr. 2455/2001/EG) und für die bereits ein Richtlinienvorschlag existiert (EU 2007). Weitere für die Bewertung des chemischen Zustands relevante Umweltqualitätsnormen sind in der WRRLUVO genannt. Die prioritären Stoffe sind in die Überwachungsprogramme zu integrieren, sobald sie in die Gewässer eingeleitet werden (im Unterschied zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen, die erst bei Einleitung in signifikanten Mengen zu überwachen sind). Ein Teil dieser Stoffe ist schon seit längerem im Messprogramm des Landes enthalten (z. B. Cadmium, Nickel), andere werden erst seit kurzem und schon im Hinblick auf die WRRL untersucht (z. B. Phthalate).

Die WRRL-Monitoringprogramme des Landes sind, wie von der Richtlinie gefordert, seit 22.12.2006 anwendungsbereit. Die Länder haben dazu 2007 an die EU berichtet (siehe auch www.wrml-mv.de und dort eingestellte Berichte zu den Monitoringprogrammen). Für die Fließgewässerüberwachung wird dabei ein im Auftrag des Landes erarbeitetes Monitoring-Konzept (Biele et al. 2005) umgesetzt, das die bisherigen und neuen Anforderungen zu einem Gesamtkonzept integriert.

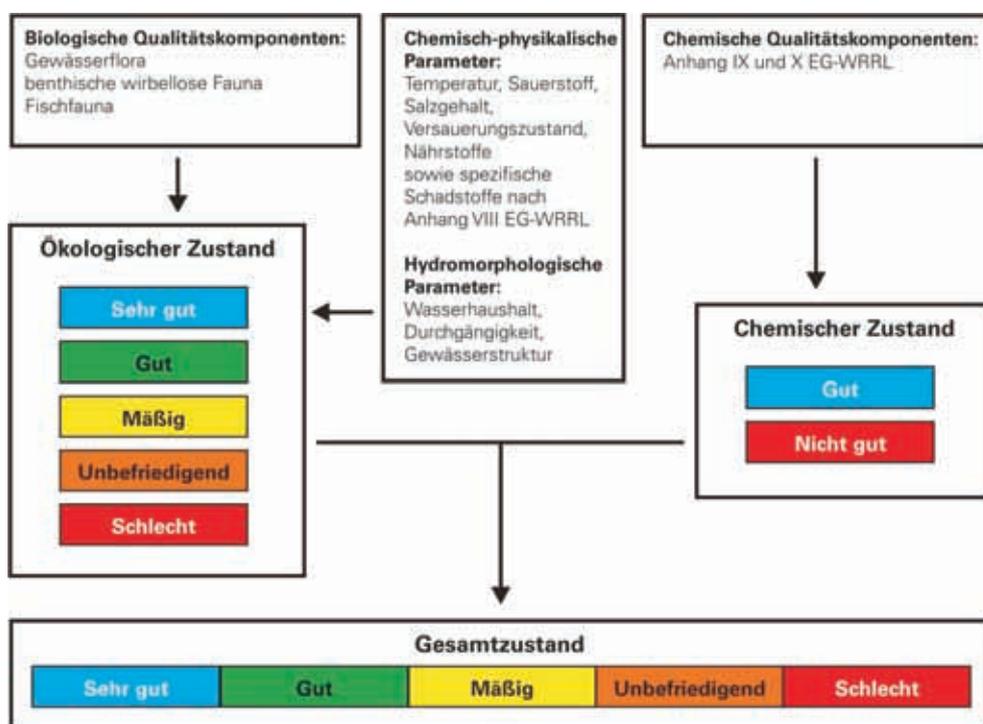


Abb. 3.24: Zukünftige Bewertung des Gewässerzustands nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Kleinste Bewertungseinheit ist der Wasserkörper. Das dargestellte Schema gilt für Fließ- und Standgewässer sowie für Küstengewässer mit der Einschränkung, dass für die Küstengewässer die Qualitätskomponente „Fischfauna“ nicht vorgeschrieben ist.

4 Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer

4.1 Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen

Wie schon im Gewässergütebericht 2000/2001/2002 (2004) ausgeführt, wurden die Seen des Landes auch im vorliegenden Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 gemäß der jeweiligen Fortschreibungen des Gewässerüberwachungserlasses vom 05.05.1993 untersucht, klassifiziert und gegebenenfalls bewertet. Abgesehen von den jährlich zu erfassenden Seen enthielten die Messnetze in jedem Untersuchungsjahr jeweils andere Gewässer, wobei bei den größeren Seen ab 10 ha hauptsächlich diejenigen berücksichtigt wurden, deren Untersuchung verhältnismäßig lange zurück lag. Darüber hinaus wurden im Rahmen des Kleinseenprogramms (Gewässer unter 10 ha Wasserfläche) möglichst viele Ersterfassungen in die jährlichen Untersuchungsprogramme aufgenommen.

In den betreffenden Untersuchungsjahren wurden die Seen in der Regel fünfmal bereist und an den tiefsten Stellen untersucht. Bei gegliederten Seen wurden die Seebecken separat erfasst. Außer den obligatorischen Kriterien Sichttiefe, Chlorophyll a und Gesamtphosphor wurden in der Regel Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit vor Ort im Vertikalprofil gemessen, die Konzentrationen der Stickstoffkomponenten und weiterer mineralischer Parameter ermittelt sowie Phyto- und Zooplankton quantitativ analysiert.

Neben den angeführten Routineuntersuchungen wurden alle im Zusammenhang mit dem Seensanierungs- und Restaurierungsprogramm M-V ausgewählten Gewässer auch im hier beschriebenen Untersuchungszeitraum im Hinblick auf eventuelle Restaurierungsmaßnahmen sowie zu deren Begleitung und Erfolgskontrolle eingehender analysiert. Dazu gehören einige bereits im Gewässergütebericht 2000/2001/2002 (2004) aufgeführten Gewässer wie Tressower See, Neustädter See, Probst Jesarer See, Schmaler Luzin, Großer Weißer See bei Wesenberg, Schloßsee Penkun, Schmachter See bei Binz, Schwandter See und Tiefwarensee und darüber hinaus Jabeler See, Siedenbollentiner See, Dabelowsee, Großer Stadtsee Penzlin, Pragsdorfer Seen,

Conventer See, Teterower See, Cossensee, Glambecker See, Wootensee sowie die Stadtteiche Stralsund. Bei einer höheren Untersuchungsfrequenz (z. B. 14-tägig) beinhaltet dieses Monitoring in den meisten Fällen auch die Untersuchung der Zu- und Abläufe, weiterer biologischer Kriterien sowie umfangreiche Analysen des Sedimentkörpers (z. B. Phosphorfreisetzungsraten).

Für die Klassifizierung und Bewertung der Trophiesituation der Gewässer kamen die jeweiligen LAWA - Richtlinien „Gewässerbewertung - Stehende Gewässer“ für Seen natürlicher Entstehung, Talsperren und Baggerseen (LAWA 1999, 2001, 2003) zur Anwendung.

Auch in den Jahren 2003 - 2006 wurden in Vorbereitung bzw. seit 2005 als Praxistest für die ab 2007 im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) verbindlichen Untersuchungsprogramme in ausgewählten Seen des Landes die biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/benthische Diatomeen, Makrozoobenthos, Fische) erfasst (s. 4.9). Desgleichen wurden die Uferstrukturen der Seen ab 50 ha kartiert und mit Hilfe eines eigens für die Verhältnisse in Mecklenburg-Vorpommern entwickelnden Verfahrens bewertet (s. 4.8).

Ebenfalls in Vorbereitung auf das wasserrahmenrichtliniengemäße Monitorprogramm werden die in diesem Zusammenhang zu berücksichtigenden Seen ab 50 ha bzw. die daraus resultierenden Wasserkörper im vorliegenden Bericht in den folgenden Kapiteln bereits nach ihrer Lage in den für Mecklenburg-Vorpommern relevanten Flussgebietseinheiten Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder und Elbe abgehandelt. Eine Übersicht zur territorialen Zuordnung der Standgewässerkörper zu den Flussgebietseinheiten, den Bearbeitungsgebieten und den Territorien der StÄUN gibt **Tabelle 4.1**.

Die im Untersuchungszeitraum erfassten Gewässer des Kleinseenprogramms (vgl. Gewässergütebericht 2000/2001/2002 und Korczynski et al., 2003) und die im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie nicht berichtspflichtigen Seen mit Wasserflächen von 10 - 50 ha werden unter Kapitel 4.6 mit berücksichtigt.

Tab. 4.1: Territoriale Zuordnung der wasserrahmenrichtlinienrelevanten Seen in Mecklenburg-Vorpommern

Flußgebietseinheit	Bearbeitungsgebiet	StAUN	Anzahl der Wasserkörper
Elbe	Elde/Müritz	Neubrandenburg	27
		Schwerin	18
	Obere Havel	Neubrandenburg	44
	Sude	Schwerin	11
Warnow/Peene	Warnow	Rostock	22
		Schwerin	28
		Neubrandenburg	3
	Peene	Neubrandenburg	15
		Rostock	1
	Küstengewässer Ost	Ueckermünde	6
		Stralsund	5
		Schwerin	2
	Küstengewässer West	Rostock	1
Schlei/Trave	Stepenitz	Schwerin	5
Oder	Oder	Ueckermünde	1
		Ueckermünde	4
	Uecker/Zarow	Neubrandenburg	7
Summe:			200

4.2 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave

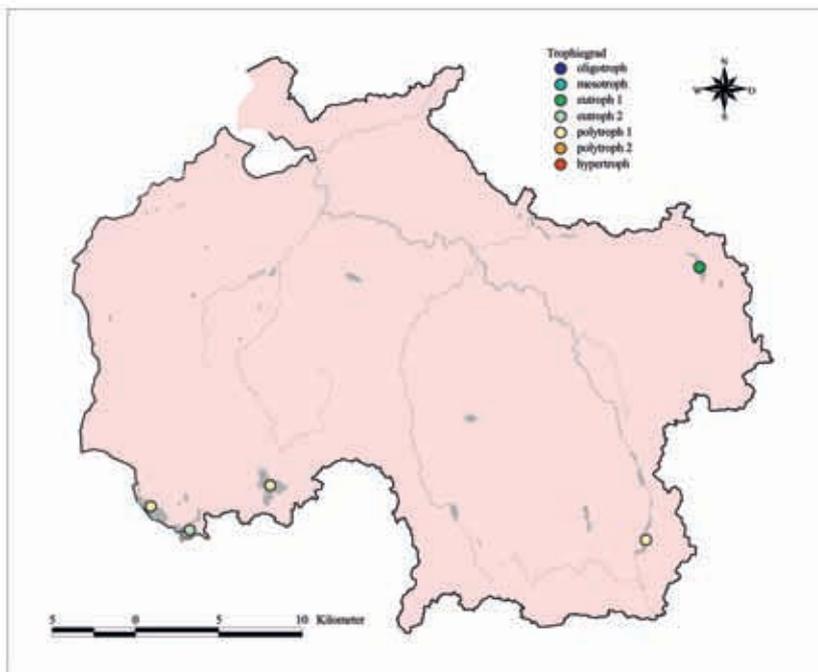
Die Flussgebietseinheit Schlei/Trave liegt überwiegend in Schleswig-Holstein. Lediglich das Bearbeitungsgebiet der Stepenitz, für das das StAUN Schwerin zuständig ist, gehört zu Mecklenburg-Vorpommern. Das Bearbeitungsgebiet weist nur relativ wenige Seen auf. In der Größenklasse ab 50 ha sind das Röggeliner, Mechower, Lankower, Tressower und Cramoner See (s. **Abb. 4.1**).

Im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 wurden all diese Seen untersucht und klassifiziert, wobei der Tressower See im Zusammenhang mit der 2003 erfolgten Reparatur der Tiefenwasserableitungsanlage in mehreren Jahren des Untersuchungszeitraums (2003, 2005, 2006) erfasst worden ist. Durch die Ableitung des Tiefenwassers und damit des Phosphors, der im Hypolimnion im Vergleich zum übrigen Wasserkörper in hohen Konzentrationen vorliegt, wird der See stabil auf einem relativ niedrigen Trophieniveau gehalten (s. auch Gewässergütebericht 1998/1999).

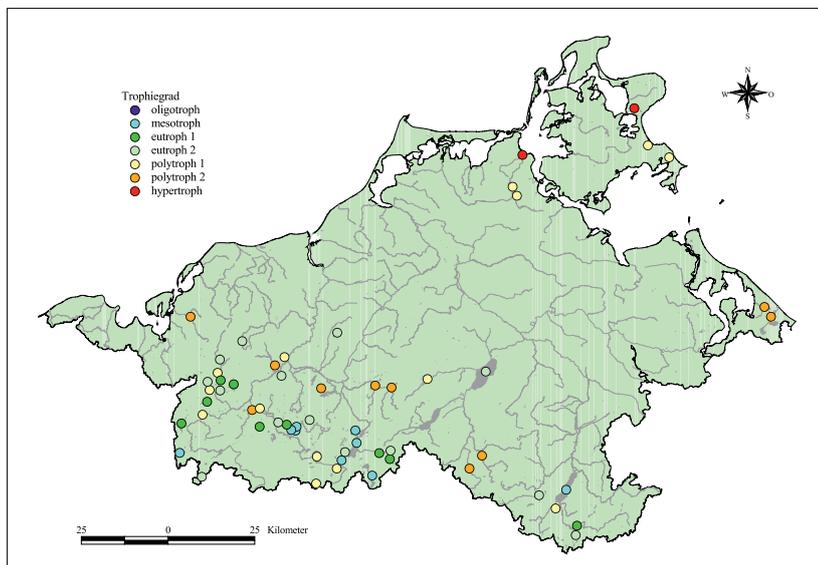
Nach dem Stand der Trophieklassifizierung nach LAWA bis 2006 ist anzunehmen, dass 3 der Seen der Flussgebietseinheit Schlei/Trave, die auf dem Gebiet von Mecklenburg-Vorpommern liegen, nämlich Röggeliner, Mechower und Cramoner See, den guten ökologischen Zustand als Bewirtschaftungsziel gemäß Wasserrahmenrichtlinie wahrscheinlich nicht erreichen werden (s. auch unter Bestandsaufnahme, Kap. 4.8).

4.3 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene

Die Flussgebietseinheit Warnow/Peene weist mit insgesamt 83 Seen einen Großteil der Standgewässerkörper in Mecklenburg-Vorpommern auf, befindet sich als einzige Einheit gänzlich auf dem Landesterritorium und berührt die Gebiete aller 5 StÄUN. Im Bearbeitungsgebiet Warnow sind mit 28 bzw. 22 Wasserkörpern insbesondere das StAUN Schwerin bzw. das StAUN Rostock betroffen. Im Gebiet des StAUN Neubrandenburg befinden sich 15 Seen des Bearbeitungsgebiets Peene, während im Bearbeitungsgebiet Küstengewässer Ost 6 bzw. 5 Seen auf den Territorien der StÄUN Ueckermünde und Stralsund liegen. Das Bearbeitungsgebiet Küstengewässer West enthält insgesamt nur 2 Seen (Conventer und Santower See) und die Talsperre Farpen, die ebenso wie der Speicher Prohn (Küstengewässer Ost) in Mecklenburg-Vorpommern zunächst als annähernd natürliche Standgewässer geführt werden. Die geographische Lage aller Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene ist aus **Abb. 4.2** ersichtlich.

**Abb. 4.1:**

Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave

**Abb. 4.2:**

Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene

Im Berichtszeitraum wurden insgesamt 71 der 83 Seen der Flussgebietseinheit erfasst, davon 11 Seen zweimal, der Große Wariner See, Schmacher See und der Barniner See mit beiden Wasserkörpern je dreimal sowie Kummerower See, Tollensesee, Püttersee und Borgwallsee in allen Untersuchungsjahren. Von den im Zeitraum 2003 - 2006 nicht untersuchten 12 Seen sind im Rahmen des zukünftigen Monitoringprogramms 6 Seen des Bearbeitungsgebiets Warnow für 2009 und weitere 6 Seen des Bearbeitungsgebiets Peene für 2007 eingeplant. Zu letzteren gehört der Malchiner See der 2007 in das Überblicksmonitoring fällt (**Anlage 4-1**).

Ebenfalls in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene, im Bearbeitungsgebiet Küstengewässer Ost befindet sich der auf Rügen gelegene Nonnensee, von dem auch für alle Jahre des Berichtszeitraums Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit vorliegen. Es handelt sich um ein renaturiertes Gewässer, das nach Abschaltung des Schöpfwerks allmählich wieder befüllt worden ist. Da sich erst in den letzten Jah-

ren stabile Wasserstände eingestellt haben und eine exakte Vermessung noch aussteht, wurde der ca. 80 ha große See bisher noch nicht als Wasserkörper im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie geführt. Ähnliches gilt zukünftig für den Richenberger See, der über die Blinde Trebel an das Bearbeitungsgebiet Peene angeschlossen ist und dessen Flutung noch über 2006 hinaus andauern wird. Das Gewässer wird voraussichtlich eine Wasserfläche von 128 ha aufweisen.

Die Bestandsaufnahme der Seen der Flussgebietseinheit Warnow/Peene lässt mit dem Klassifizierungsstand 2006 den Schluss zu, dass 55 Wasserkörper mindestens den ökologisch guten Zustand erreichen werden (s. auch Kap. 4.8). Zu den 28 Seen, bei denen das gegenwärtig nicht der Fall ist, gehören der Kummerower See, der Malchiner See, der Große Sternberger See, der Große Wariner See, der Teterower See, der Schmollensee und auch die beiden Flachspeicher Prohn und Farpen.

4.4 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Oder

Der Landesanteil der Flussgebietseinheit Oder enthält zwar nur verhältnismäßig wenige (12) wasserrahmenrichtlinienrelevante Seen, dafür aber die Gewässer der Feldberger Seenlandschaft, die zu den reizvollsten nicht nur in Vorpommern sondern im ganzen Land gehören. Während diese und der Galenbecker See in den Zuständigkeitsbereich des StAUN Neubrandenburg fallen, liegen die restlichen 5 Seen auf dem Territorium des StAUN Ueckermünde. Bis auf den Schloßsee Pampow, durch den die Staatsgrenze zu Polen verläuft und der sich direkt im Bearbeitungsgebiet Oder befindet, handelt es sich um Seen des Bearbeitungsgebietes Uecker/Zarow (s. **Abb. 4.3**).

Im Rahmen eines Dauermonitorings durch das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Neuglobsow wurden der Schmale und der Breite Luzin in jedem Jahr des Berichtszeitraums untersucht. Das traf bei den wasserwirtschaftlichen Routineuntersuchungen auch für den Galen-

becker See und den Seenverbund Carwitzer See/Zansen zu. Je zwei Untersuchungsjahre durchliefen der Putzarer See und der Feldberger Haussee, während die Erfassung von 4 weiteren Seen einmal vorgenommen wurde. Lediglich der Große Müttelburger See, der auch mit Polen geteilt wird, hatte im Berichtszeitraum keinen Untersuchungstermin, wird aber 2009 im operativen Monitoring erfasst. Ebenfalls für 2009 sind der Putzarer See und der Breite Luzin für das Überblicksmonitoring vorgesehen (**Anlage 4-1**).

Mit Klassifizierung nach LAWA, Stand 2006 ergibt die Bestandsaufnahme (s. unter Kap. 4.8) für die Seen der Flussgebietseinheit Oder, die auf dem Landesterritorium liegen, dass bis auf den Lebehnschen See und den Galenbecker See (beide Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow) alle anderen voraussichtlich mindestens den guten ökologischen Zustand und damit die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen werden.

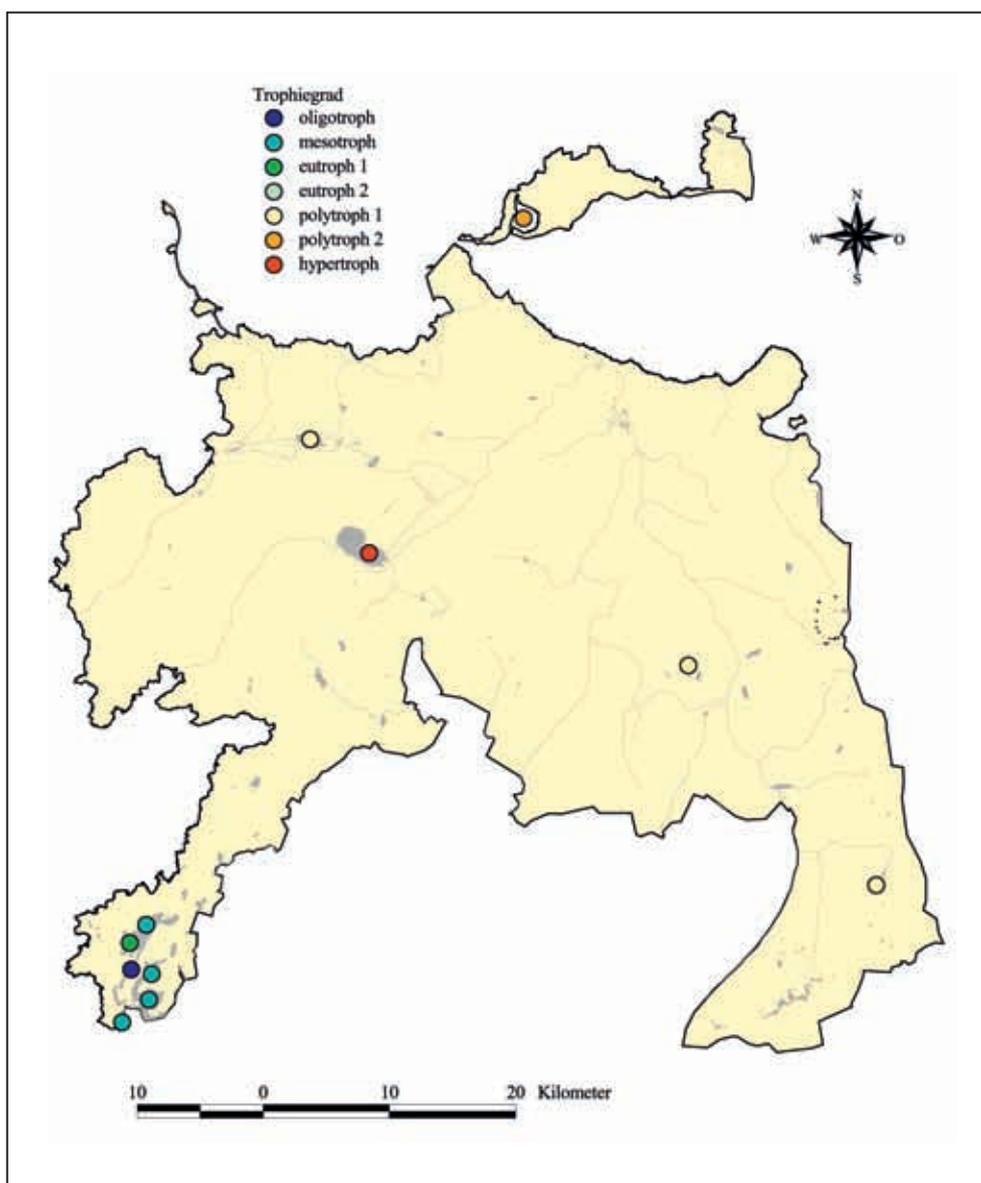


Abb. 4.3: Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Oder

4.5 Standgewässer in der Flussgebietseinheit Elbe

Im Landesanteil der Flussgebietseinheit Elbe befindet sich ein großer Teil der Seen der Mecklenburger Seenplatte, insbesondere die Mecklenburger Oberseen und der Schweriner Seenverbund, zu denen mit der Müritz, dem Schweriner und dem Plauer See auch relativ große Gewässer gehören (**Abb. 4.4**). Insgesamt enthält die Flussgebietseinheit Elbe exakt die Hälfte aller wasserrahmenrichtlinienrelevanten Wasserkörper des Landes (100), von denen 71 in die Zuständigkeit des StAUN Neubrandenburg und 29 in die des StAUN Schwerin fallen. Die meisten Wasserkörper liegen in den Bearbeitungsgebieten Elde/Müritz (45) und Obere Havel (44), die restlichen (11) im Bearbeitungsgebiet Sude. Von letzteren entfallen auf den mecklenburgischen Teil des Schaalsees allein schon 7 Wasserkörper, was der hochgradigen Zergliederung dieses Gewässers geschuldet ist.

Im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 wurden 79 Wasserkörper des Gebiets erfasst. Neben der Müritz, dem Schweriner See und dem Plauer See, die wegen Meldepflichten ohnehin alljährlich untersucht werden müssen, wurden im Zusammenhang mit seiner Restaurierung der Tiefwarensee (s. unter 4.7) und in Vorbereitung von Sanierungs-

und Restaurierungsmaßnahmen der Zierker See in jedem Untersuchungsjahr erfasst. Der Zentralteil des Ziegelsees, der Neustädter See und der Treptowsee wurden im Untersuchungszeitraum von 2003 - 2006 in 3 Jahren, der Jabeler See in 2 Jahren untersucht und klassifiziert. Schaalsee, Neumühler und Medeweger See gehören zu jenen 21 Wasserkörpern, die im Berichtszeitraum nicht erfasst worden sind, deren Untersuchung im Rahmen des zukünftigen Monitorings aber spätestens bis 2008 vorgesehen ist (**Anlage 4.1**).

Von den Seen bzw. Wasserkörpern der Flussgebietseinheit Elbe auf dem Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns werden nach der Bestandsaufnahme auf Basis der Trophiesituation (s. unter Kap. 4.8) 22 die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie wahrscheinlich nicht erreichen. Das betrifft z.B. den Großen Pälitzsee, den Wockersee, einige Stadtseen in Schwerin (Fauler See, Unterer Ostdorfer See, Lankower See), aber auch 2 Wasserkörper des Schaalsees (Dutzower See und Bernstorfer See). Die beiden Seeteile des Schweriner Sees stellen in dieser Hinsicht Grenzfälle dar.

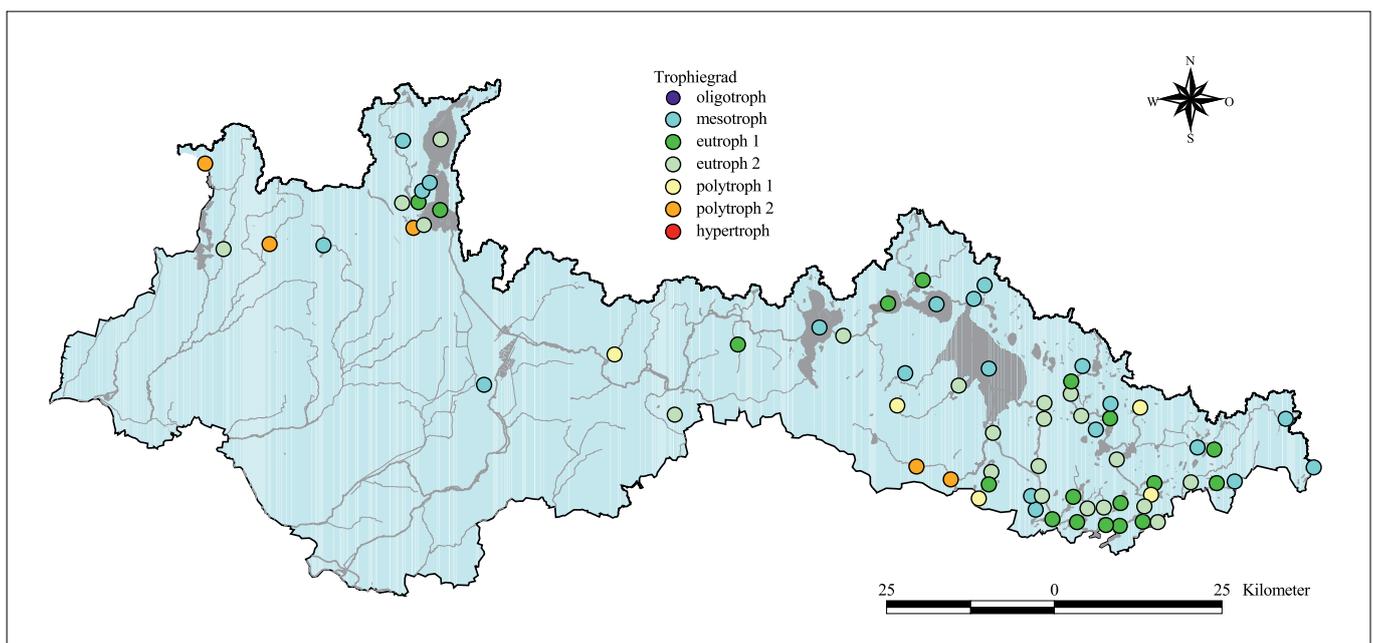


Abb. 4.4: Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Elbe

4.6 Landesweite Zustandseinschätzung der Trophiesituation in den Landesseen

4.6.1 Zusammenstellung der im Zeitraum 2003 - 2006 untersuchten Seen

Neben den in den Kapiteln 4.2 bis 4.5 im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie behandelten Seen ab 50 ha Wasserfläche wurden im Berichtszeitraum auch eine Reihe von kleineren Gewässern im Hinblick auf ihre Trophiesituation untersucht und in die folgenden Auswertungen einbezogen (s. **Abb. 4.5** und **4.6**).

Die zur Klassifizierung der Trophiesituation führenden Kriterien aller im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 bearbeiteten Seen liegen getrennt nach Untersuchungsjahren in den tabellarischen Zusammenstellungen im Anhang vor (**Anlage 4-2 bis 4-5**). Aus diesen Tabellen können u. a. die für die Klassifizierung nach LAWA entscheidenden Kriterien (Chlorophyll a - Konzentration, Sichttiefe, Phosphorkonzentration) entnommen werden. Die vorhandenen Kenndaten aller Seen des Landes ab 1 ha Wasserfläche sind mit Stand 2006 in **Anlage 4-6** zusammengestellt worden, die ebenfalls im Anhang zu finden ist. Klassifizierungsergebnisse, die in Einzelkriterien außerhalb des Anwendungsbereiches der für die Klassifizierung verwendeten Richtlinien (LAWA, 1999, 2001 und 2003) lagen, werden in den betreffenden Tabellen

in Klammern „unter Vorbehalt“ geführt. Das betrifft z. B. die Einschätzung vieler Torfstiche, insbesondere aber die von Makrophyten dominierten Seen. Da es sich in der Praxis erwiesen hat, dass diese Klassifizierungen in der Regel im richtigen Bereich liegen, wurden sie in den entsprechenden Zusammenstellungen und Grafiken aber auch mitberücksichtigt.

Im Berichtszeitraum 2003 - 2006 wurden insgesamt 742 Seen bzw. Seeteile bearbeitet. Unter der Berücksichtigung von Fällen mehrerer Seeteile pro Einzelsee und/oder Wiederholungsuntersuchungen konnten aus den Untersuchungsergebnissen 648 Einzelklassifizierungen nach LAWA (1999, 2001, 2003) vorgenommen werden (s. **Tab. 4.2**). Anschließend wurden die Klassifizierungsergebnisse von homogenen Teilbereichen einiger Seen (z. B. der Außenmüritz) zusammengefasst, so dass im Berichtszeitraum insgesamt 597 Klassifizierungsergebnisse ermittelt worden sind. Abgeschlossene Seebecken oder abgetrennte Seeteile wurden bei gravierenden Klassenunterschieden und/oder unterschiedlichem Schichtungsverhalten aber separat betrachtet und werden mit einer entsprechenden Teilfläche in den Tabellen und Graphiken geführt.

Tab. 4.2: Anzahl der untersuchten Seen bzw. Seebecken im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006

Bearbeitungsstand	2003	2004	2005	2006
bearbeitete Seen bzw. Seeteile	159	192	216	185
davon klassifiziert	152	146	177	183
davon unter Vorbehalt klassifiziert, weil	22	14	26	19
· trotz vollständiger Datensätze nicht im Geltungsbereich der Richtlinie (Torfstiche, Makrophytendominanz usw.)	16	13	14	14
· unvollständige Datensätze (fehlende Einzelwerte)	5	-	5	2
· keine repräsentative Probenahme (Uferproben)	1	-	1	-
· ferner: Seen < 1 ha	-	1	6	3
davon nicht klassifiziert, weil	7	46	39	2
· Probenausfall wegen Verlandung bzw. Unzugänglichkeit	6	46	39	2
· zu wenig Probenahmeterminale	1	-	-	-
· Dystrophie	-	-	-	-
nach Zusammenfassung homogener Seenbereiche verbleibende Klassifizierungsergebnisse	137	134	166	160

Neben den Wiederholungsuntersuchungen größerer Gewässer wurden im Berichtszeitraum insbesondere in den Untersuchungsjahren 2004 und 2005 wieder eine verhältnismäßig hohe Anzahl von Kleinseen mit Seeflächen von 1 - 10 ha untersucht, wobei es sich bei den meisten dieser Gewässer um Ersterfassungen handelte, von denen relativ viele kaum zugänglich waren (vgl. auch Gewässergütebericht 2000/2001/2002).

4.6.2 Untersuchungsergebnisse der im Zeitraum 2003 - 2006 erfassten Seen

Die Trophieverteilung der 2003 bis 2006 klassifizierten Seen bzw. Seebecken zeigt **Tabelle 4.3**. Die verhältnismäßig übereinstimmenden Gesamtseeflächen aller Untersuchungsjahre resultieren aus den relativ hohen Anteilen der 4 flächengrößten Seen des Landes (Müritz - 112,63 km²; Schweriner See - 61,54 km²; Plauer See - 38,79 km²; Kummerower See - 32,92 km²), die seit 1998 in jedem Jahr erfasst werden.

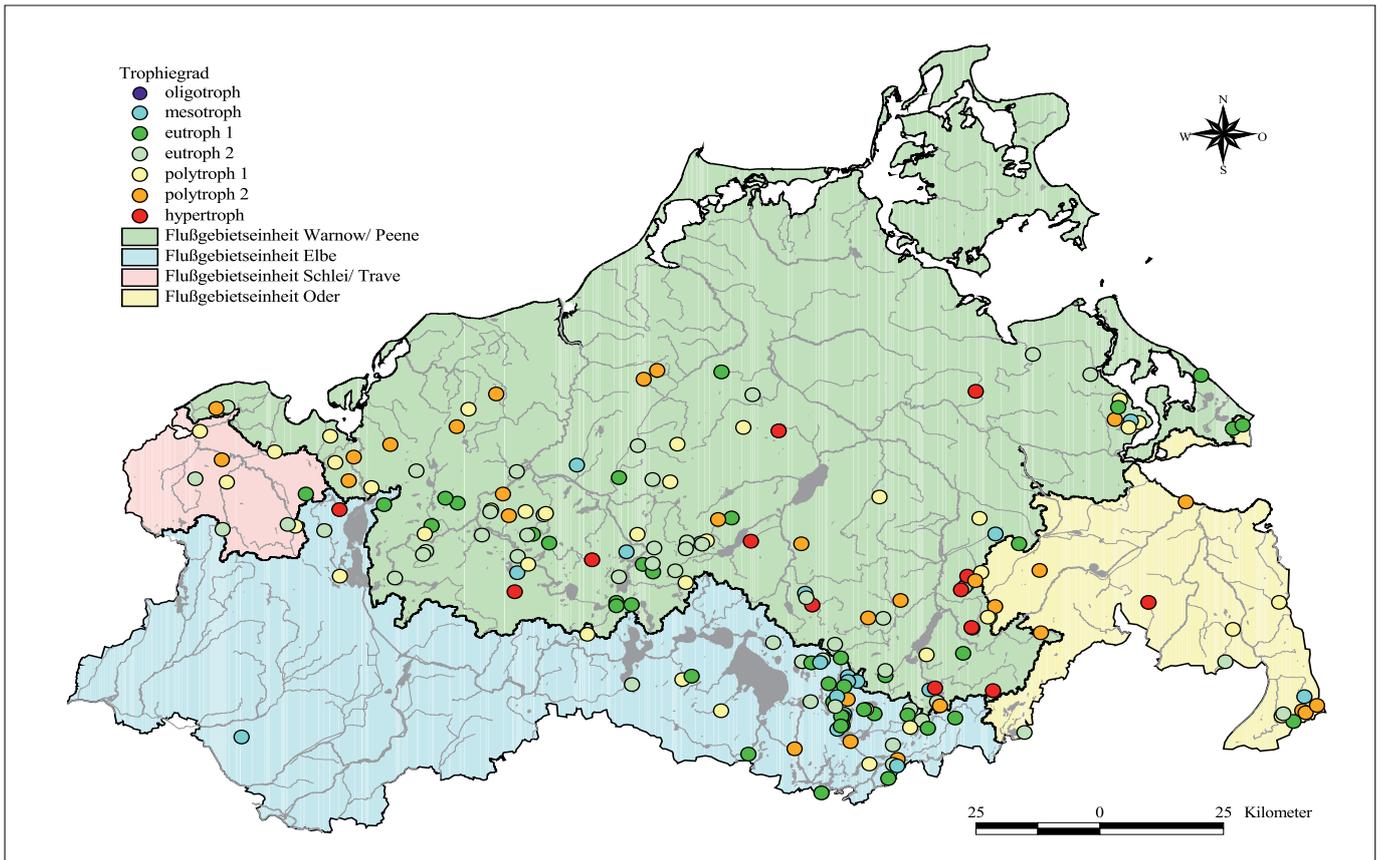


Abb. 4.5: Territoriale Verteilung der im Zeitraum 2003 – 2006 klassifizierten Kleinseen mit Wasserflächen von 1 bis < 10 ha

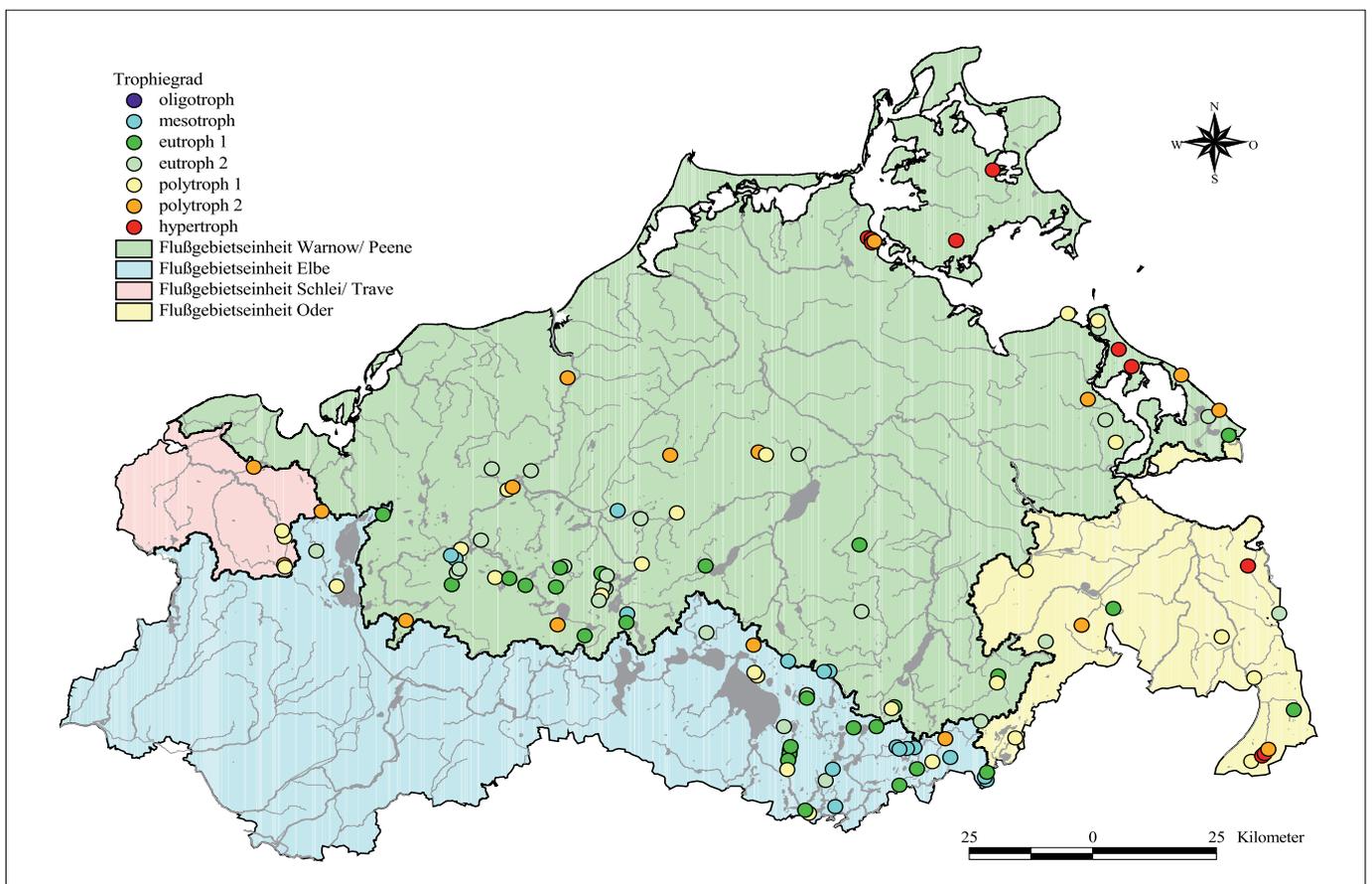


Abb. 4.6: Territoriale Verteilung der im Zeitraum 2003 – 2006 klassifizierten Seen und Seebecken mit Wasserflächen von 10 bis < 50ha

Tab. 4.3: Klassifizierungsergebnisse der 2003 - 2006 untersuchten Seen und Seebecken ≥ 1 ha nach LAWA (1999, 2001, 2003) bezogen auf Anzahl und Seefläche

Trophieklasse	2003		2004		2005		2006	
	Anzahl	Fläche [ha]						
oligotroph	-	-	-	-	1	144,9	1	144,9
mesotroph	26	20.282,0	29	18.611,0	20	8.245,0	40	20.991,0
eutroph 1	23	1.628,2	22	6.714,2	35	17.814,1	43	5.876,5
eutroph 2	39	10.823,3	24	4.292,0	44	5.423,4	40	9.799,8
polytroph 1	35	3.029,9	32	2.138,8	34	1.631,1	31	2.960,5
polytroph 2	19	1.200,7	23	868,3	26	1.337,5	22	3.127,2
hypertroph	10	210,2	15	821,1	11	933,0	3	1.457,8

Ähnlich wie in den Vorjahren ließ sich der größte Teil der untersuchten Seen in die Trophieklassen eutroph und polytroph einordnen. Mit einer Unterbrechung von 4 Jahren präsentierte sich der Schmale Luzin 2005 und 2006 wieder in seinem oligotrophen Referenzzustand (vgl. auch Gewässergütebericht 2000/2001/2002). Dem Hauptteil des Drewitzer Sees konnte 2006 ebenfalls eine oligotrophe Wasserbeschaffenheit bescheinigt werden. Demgegenüber wurden im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 auch wieder insgesamt 34 Seen bzw. Seeteile mit einer hypertrophen Beschaffenheit erfasst, die eine außergewöhnliche Belastungssituation der Gewässer signalisiert (s. **Tab. 4.4**).

Das Klassifizierungsergebnis „hypertroph“ traf u.a. auch für den See bei Cantnitz zu, für den 2003 trotz Makrophytendominanz und Grundsicht Phosphorkonzentrationen im mg-Bereich ermittelt worden sind. Ähnliches galt 2005 für den Teich Grapen Stieten und den Dorfteich Zinzow (2006), die

allerdings nur offene Wasserflächen unter 1 ha aufwiesen. Bis auf den Galenbecker See, an dem im Untersuchungszeitraum Renaturierungsarbeiten liefen, den Neuwarper See, der wegen seiner offenen Verbindung zur Ostsee eher als Küstengewässer anzusprechen ist, den Conventer See, für den zwecks Verbesserung der Wasserbeschaffenheit 2006 eine Anbindung an die Ostsee geschaffen wurde und den neu befüllten Nonnensee handelt es sich in der Regel um relativ kleine Gewässer. Alle hypertrophen Seen außer Hofsee bei Deven, Kirchsee bei Röddlin und der Tröbel - durchweg Kleinseen mit Wasserflächen um 2 ha, aber verhältnismäßig tief – waren stets bis zum Gewässergrund durchmisch. Dagegen waren die meisten Seen mit mesotropher Beschaffenheit thermisch stabil geschichtet. Die wenigen mesotrophen polymiktischen Seen wurden in **Tabelle 4.5** zusammengestellt. Mit der Außenmüritz und dem Kölpinsee gehören auch relativ große Seen in diese Gruppe.

Tab. 4.4: Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten hypertrophen Seen

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Untersuchungsjahr
Conventer See	Bad Doberan	91,4	2005
Tröbel	Demmin	1,9	2004
See bei Rumkogel	Güstrow	2,6	2004
See bei Damm	Güstrow	1,3	2005
See bei Warbelow	Güstrow	0,5	2005
Galenbecker See	Mecklenburg-Strelitz	590,0	2004, 2005, 2006
Röddliner See, davon Westteil	Mecklenburg-Strelitz	32,9	2003
Krummer See	Mecklenburg-Strelitz	6,5	2003
See bei Cantnitz	Mecklenburg-Strelitz	4,6	2003
Kleiner See bei Neverin	Mecklenburg-Strelitz	4,5	2003
Kirchsee	Mecklenburg-Strelitz	2,2	2004
Kleine Seebänke	Mecklenburg-Strelitz	1,3	2004
Malliner/Krukower See, Nordteil	Müritzkreis	23,4	2005
Hofsee bei Deven	Müritzkreis	2,5	2004
Speicher Prohn	Nordvorpommern	58,5	2006

Tab. 4.4: Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten hypertrophen Seen, Teil 2

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Untersuchungs-jahr
Teich in Zickhusen	Nordwestmecklenburg	1,1	2005
Teich Grapen Stieten	Nordwestmecklenburg	0,7	2005
Großer Strumminsee	Ostvorpommern	12,9	2004
Großer See Mölschow	Ostvorpommern	12,2	2004
See bei Stresow	Ostvorpommern	3,5	2003
Dorfteich Zinzow	Ostvorpommern	0,3	2006
See bei Mestlin	Parchim	2,2	2004
Nonnensee	Rügen	81,8	2005
Großer Wostevitzer Teich	Rügen	75,7	2003, 2004
Ossen	Rügen	34,6	2003, 2004
Garzer See	Rügen	15,0	2005
Moorteich	Stralsund	21,8	2004, 2005
Knieperteich	Stralsund	20,7	2004, 2005
Großer Frankenteich	Stralsund	16,8	2004, 2005
Neuwarper See	Uecker-Randow	809,3	2006
Südlicher Bürgersee Penkun	Uecker-Randow	23,7	2003, 2004
Mittlerer Bürgersee Penkun	Uecker-Randow	22,5	2003
See bei Ludwigshof	Uecker-Randow	18,9	2005
See bei Groß Spiegelberg	Uecker-Randow	1,7	2003

Tab. 4.5: Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten polymiktischen Seen mesotropher Beschaffenheit

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Untersuchungs-jahr
Kraker Untersee, polymiktische Seeteile	Güstrow	ca. 30	2006
Dreetzsee, Höhe Zeltplatz	Mecklenburg-Strelitz	39,8	2004
Domjüchsee, Nordteil	Mecklenburg-Strelitz	8,5	2004
Kleiner Bodensee	Mecklenburg-Strelitz	3,0	2006
Langer See Rödlin	Mecklenburg-Strelitz	2,9	2004
Carwitzer See, polymiktische Seeteile	Mecklenburg-Strelitz	ca. 86	2003
Außenmüritz	Müritzkreis	10331,0	2003, 2004, 2006
Kölpinsee	Müritzkreis	2029,3	2003
Großer Specker See	Müritzkreis	234,8	2005
Rederangsee	Müritzkreis	202,5	2005
See bei Varchentin	Müritzkreis	3,3	2004
Wolgastsee	Ostvorpommern	46,5	2003
Oberer See, Südteil	Parchim	6,0	2006
Pinnower See, Kirchsee	Parchim	10,9	2006
Flachsee	Uecker-Randow	3,6	2003

4.6.3 Zur Entwicklung der Trophiesituation in Mecklenburg-Vorpommern seit 1995

In **Abbildung 4.7** wird für den Zeitraum seit 1995 (Beginn der Erfassung, bzw. des Seenprogramms Mecklenburg-Vorpommern) bis 2006 ein Vergleich der Flächen bzw. Anzahl

der klassifizierten Seen mit der Gesamtzahl/-fläche der Seen in Mecklenburg-Vorpommern dargestellt.

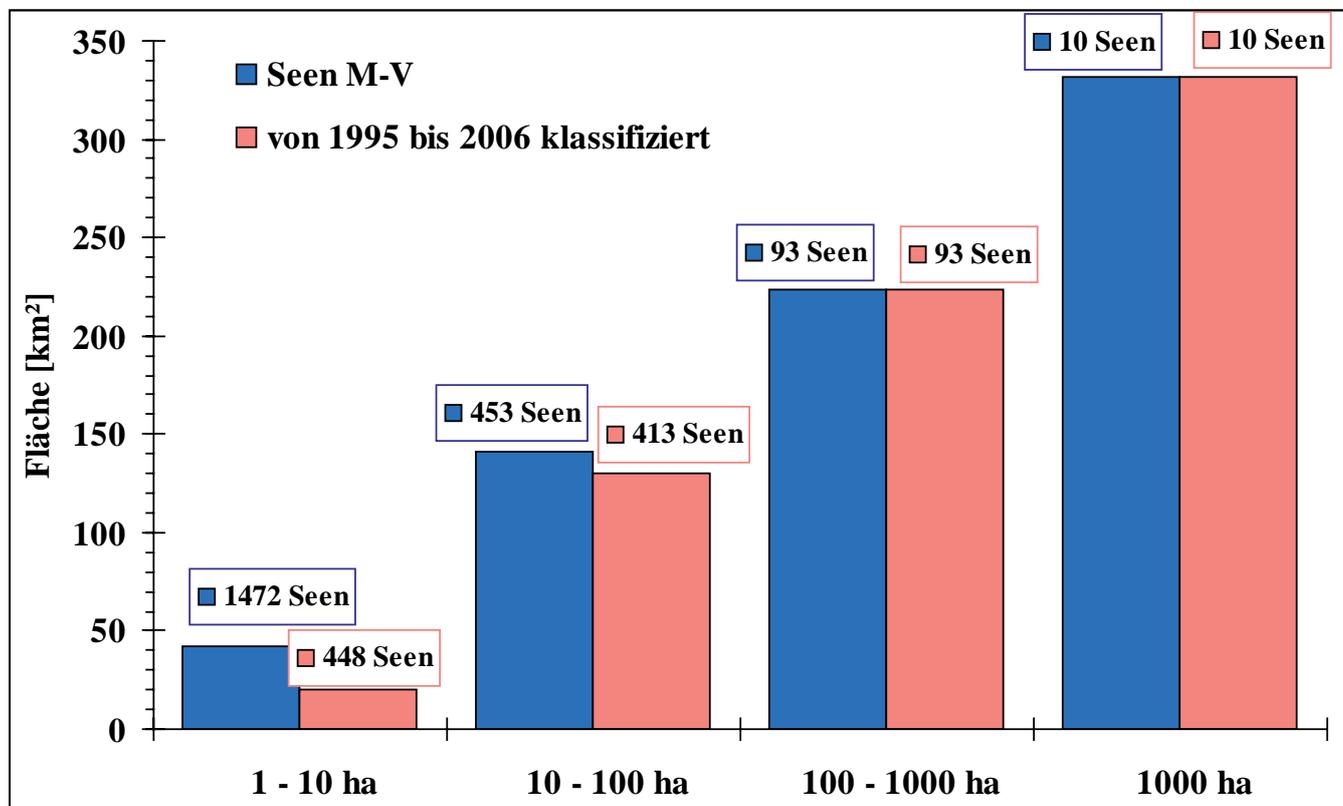


Abb. 4.7: Anzahl und Fläche der im Zeitraum 1995 – 2006 klassifizierten Seen im Vergleich zum Seeninventar in Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von Seengrößenklassen

Wie aus der Abbildung hervorgeht, kann mit Stand 2006 die Trophiesituation von insgesamt 964 Seen nach LAWA 1999, bzw. 2001 und 2003 eingeschätzt werden, was ca. der Hälfte aller Landesseen entspricht, die mit 705 km² aber etwa 95 % der Gesamtseenfläche repräsentieren. Darüber hinaus wurden seit 1995 noch insgesamt 176 weitere Seen untersucht, ohne dass ein Klassifizierungsergebnis erreicht werden konnte. Einige Gründe dafür sind exemplarisch für den Berichtszeitraum in **Tab. 4.2** dargestellt. Der Fehlbedarf an Trophieeinschätzungen liegt somit noch zum Großteil bei meist schwer zugänglichen bzw. verlandenden Kleinseen sowie bei den in der Seenliste des Landes enthaltenen Standgewässern, die über trophische Kriterien nach LAWA nicht eingeschätzt werden können, wie z. B. Fischteiche. Viele der klassifizierten Seen wurden in den letzten Jahren mehrfach (teilweise jährlich) und in mehreren Seeteilen erfasst.

Ohne in diesem Rahmen auf Details einzugehen (s. dazu Gewässergütebericht 2000/2001/2002), wiesen auch die nach 2002 erhobenen Untersuchungsergebnisse darauf hin, dass ungeschichtete Seen im Vergleich mit geschichte-

ten Gewässern tendenziell höhere Trophielagen aufweisen (s. auch Mathes et al., 2003), der gleiche Gradient von den flächen- bzw. volumengrößeren zu kleineren Seen vorliegt und trophische Unterschiede von der topographischen Lage zu den Belastungsquellen geprägt werden.

Durch den allgemeinen Rückgang der Belastungen aus den Einzugsgebieten und des damit einher gehenden Anstieges der Fließgewässergüte seit Beginn der 90-er Jahre werden auch bei einigen Standgewässern erste Reaktionen hinsichtlich einer Verbesserung der Wasserbeschaffenheit registriert (ausführlicher dazu im Gewässergütebericht 2000/2001/2002). Die Umsetzung des Sanierungs- und Restaurierungsprogramms der Seen des Landes liefert einen wesentlichen Beitrag für diese erfreuliche Entwicklung.

4.7 Aktueller Stand zum Sanierungs- und Restaurierungsprogramm

4.7.1 Allgemeine Angaben

Der Bedarf an Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und damit einer Stabilisierung des Naturhaushaltes ergibt sich in Mecklenburg-Vorpommern in erster Linie aus der zunehmenden Bedeutung des Tourismus für die wirtschaftliche Entwicklung des Landes, der nach Angaben des Statistischen Landesamtes Mecklenburg-Vorpommern u. a. im Anstieg der Gästeübernachtungen von 3,58 Mill. im Jahr 1991 auf 21,35 Mill. (2004) zum Ausdruck kommt. Darüber hinaus spielen die Erhaltung bzw. Erweiterung von Nutzungsmöglichkeiten der Seen für andere Bereiche (z. B. für die Fischerei) und Naturschutzgründe eine wichtige Rolle. Vor allem aber werden über die Maßnahmen wichtige Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) realisiert, die das Erreichen des guten ökologischen Zustandes der Gewässer zum Inhalt haben.

Gegenwärtig wird intensiv an der Umsetzung des Sanie-

rungs- und Restaurierungsprogramms der Seen in Mecklenburg-Vorpommern gearbeitet (s. Gewässergütebericht 1998/1999; MATHES, 2006). Zunächst sieht das Programm die Auswahl von Seen mit entsprechendem Handlungsbedarf nach einer Prioritätenliste vor, die in Mecklenburg-Vorpommern in jedem Jahr einmal aktualisiert wird (vgl. Schauser et al., 2002). Für jedes konkrete Sanierungs- und Restaurierungsvorhaben sind umfangreiche limnologische Voruntersuchungen notwendig, in deren Ergebnis Machbarkeitsstudien erstellt werden. In diesen wird die effektivste Sanierungs- und Restaurierungsstrategie für den betreffenden See ermittelt, begründet, festgelegt sowie eine Abschätzung der voraussichtlichen Kosten durchgeführt. Ist die Finanzierung gesichert, wird das Vorhaben ingenieurtechnisch geplant, umgesetzt und begleitend untersucht.

Seit der Bestätigung des Konzeptes 1999 (Mathes et al., 1999; Mathes & Korczynski, 2000) wurden mit Stand 2006 folgende Maßnahmen durchgeführt, begonnen bzw. laufen noch (**s. Tab. 4.6 und Abb. 4.8**).

Tab. 4.6: *Abgeschlossene und laufende Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen in Seen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1999 bis 2006*

See	hauptsächliche Maßnahme	Zeitraum der Maßnahme	Verweise
Feldberger Haussee	Bio-manipulation	seit 1985	u.a. KASPRZAK et al., 2006a
Tollensesee	Senkung Abwasserlast	seit 1990	u.a. KASPRZAK et al., 2006b
Tressower See	Tiefenwasserableitung	seit 1990	Gewässergütebericht 1998/1999
Glambecker See	Tiefenwasserbelüftung	seit 1991	u.a. SCHARF et al., 2000
Schmaler Luzin	hypolimnische Calzitfällung	1996 - 2000	u.a. GONSIORCZYK et al., 2006
Neustädter See	Teilentschlammung Tiefenbereich	1999	u.a. KRÜGER et al., 2000
Unterer Schlossee Penkun	P-Eliminierung über Bodenfilter	seit 2001	u.a. EHLERS & BRUHNS, 2003
Tiefwareensee	hypolimnische P-Fällung	2001 - 2005	u.a. KOSCHEL et al., 2005
Großer Weißer See Neustrelitz	P-Fällung vom Eis aus	Jan. 2002	SANDROCK & SCHARF, 2006 a
Schwandter See	P-Fällung vom Eis aus	Jan. 2002	SANDROCK & SCHARF, 2006 b
Pragsdorfer Seen	P-Fällung vom Eis aus	Anf. 2003	SANDROCK & SCHARF, 2006 c
Dammsee bei Nadrensee	Baggerung, P-Fällung vom Eis aus	2004 - 2006	NAGEL, 2006
Schmachter See	Teilentschlammung, P-Fällung	2004 - 2007	diverse unveröffentlichte Berichte
Probst Jesarer See	P-Fällung vom Eis aus	März 2005	SANDROCK & SCHARF, 2006 d
Kirch Rosiner See	Teilentschlammung	2005	SCHARF & SANDROCK, 2003
Cossensee	Umleitung der Zuläufe	2005	(bisher keine Berichte)
See bei Stresow	Teilentschlammung	2006 - 2007	(bisher keine Berichte)
Möllener See bei Krakow	P-Fällung vom Eis aus	Anf. 2006	SCHARF & SANDROCK, 2002
Siedenbollentiner See	Sedimentabdeckung mit Ton	2006	SCHARF & SANDROCK, 2006
Jabeler See	hypolimnische P-Fällung	2006	u.a. MIETZ, 2005
Conventer See	Anbindung an Ostsee	2006	MENZEL, 2003
Dabelowsee	Tiefenwasserentnahme	seit 2006	RAMSON, 2002
diverse Dorfteiche	Entrümpfung, Entschlammung	laufend	unveröffentl. Planungsunterlagen

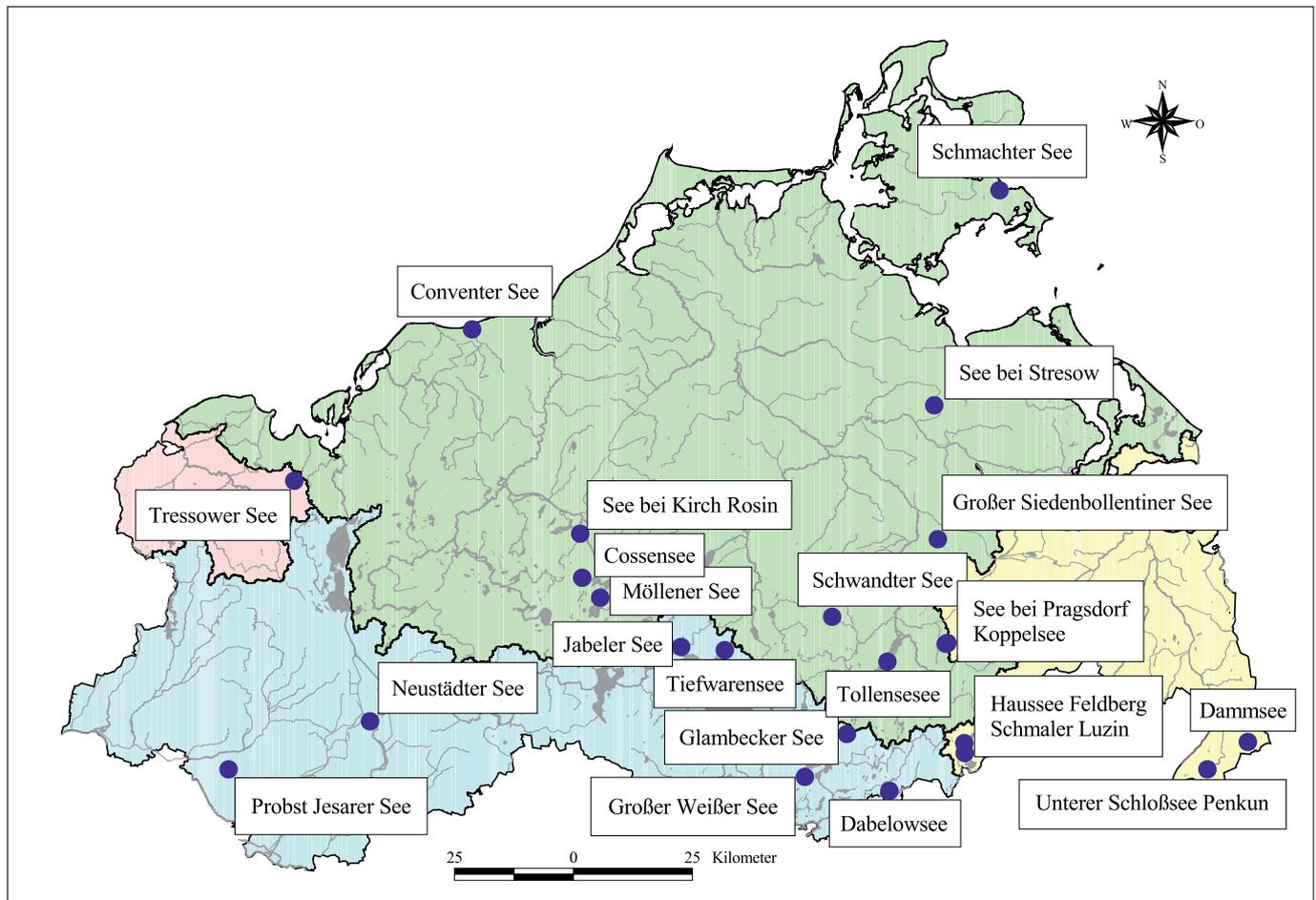


Abb. 4.8: Territoriale Verteilung der Seen mit abgeschlossenen bzw. laufenden Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen im Zeitraum 1999 - 2006

Die angeführten Maßnahmen wurden z. T. publiziert bzw. in unveröffentlichten Berichten dokumentiert (s. **Tab 4.6**). Einige Vorhaben (Neustädter See, Tressower See, Unterer Schloßsee Penkun, Großer Weißer See) wurden als Fallbeispiele in das DWA-Merkblatt „Grundlagen und Maßnahmen zur Seentherapie“ (DWA-M 606, 2006) aufgenommen, so dass diese an Mecklenburg-Vorpommerns Seen gewonnenen Erfahrungen bundesweit zur Verfügung stehen. An weiteren Seen werden Maßnahmen vorbereitet.

Nach der Beschreibung der Seentherapien des Buggenhäger Schloßsees und des Tressower Sees im Gewässergütebericht 1998/1999 sowie des Großen Weißen Sees bei Wesenberg und des Unteren Schloßsees Penkun (Gewässergütebericht 2000/2001/2002) wird im vorliegenden Bericht beispielhaft der Restaurierungsverlauf des Tiefwareensees und des Schwandter Sees erläutert.

4.7.2 Fallbeispiel Tiefwareensee

Der Tiefwareensee grenzt mit seinen südlichen und westlichen Uferpartien unmittelbar an die Stadt Waren/Müritz. Der See ist nach neueren Messungen bei einer Maximaltiefe von 23,6 m durchschnittlich 9,6 m tief und hat eine

Wasserfläche von 141 ha. Zuläufe sind der Stadtgraben, der nördlich aus Richtung Jägerhof einmündet, der Ablauf des Melzer Sees, welcher sich im Osten in unmittelbarer Nachbarschaft befindet und ein kleiner Graben aus Nordwesten. Der Ablauf aus dem Südbecken des Sees erreicht noch im Stadtgebiet über den etwa 1 ha großen Herrensee die Binnenmüritz. Das relativ kleine Einzugsgebiet des Tiefwareensees von 17,5 km² wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt und ist im unmittelbaren Seenumfeld durch Gärten geprägt. Trotz des Waldbestandes auf etwa einem Drittel der Fläche führte die intensive Nutzung des Gebietes zu erheblichen Belastungen des Sees mit allen Eutrophierungseffekten, so dass der Ablauf für die Müritz als eutrophierender Faktor wirkte. Da der Tiefwareensee für die Stadt Waren eine große Bedeutung als Erholungsgewässer insbesondere für den Sportbootverkehr besitzt, bestand ein großer Bedarf, die Wasserbeschaffenheit und damit die Nutzungsmöglichkeiten des Sees zu verbessern.

Nachdem über Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet die externe Belastung minimiert worden war, positive Veränderungen im See jedoch ausblieben, wurde nach intensiven Voruntersuchungen durch das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Neuglobsow eine Restaurierungsstrategie erarbeitet, die eine hypolimnische Phosphor-Fällung des Sees mit basischen Aluminiumver-

bindungen in Kombination mit Kalkzugaben und Tiefenwasserbelüftung sowie ferner ein gezieltes Abfischen der Silberkarpfen und Weißfische und einen ausgewogenen Raubfischbesatz vorsah. Für diesen Zweck wurde 2001 die im Schmalen Luzin erfolgreich zur hypolimnischen Kalzitfällung benutzte Tiefenwasserbelüftungsanlage vom Typ TIBEAN (s. Koschel et al., 2002; Gonsiorczyk et al., 2006) in den Tiefwarensee umgesetzt und in Betrieb genommen (**Abb. 4.9**). Insgesamt wurden während der von Juli 2001 bis Juni 2005 durchgeführten Maßnahme in Kombination mit einer Tiefenwasserbelüftung 814 t Natriumaluminat und 174 t Kalziumhydroxid in das Hypolimnion des Gewässers appliziert (siehe u.a. Koschel et al., 2005).



Abb. 4.9: TIBEAN - Anlage auf dem Tiefwarensee (Foto IGB, 2002)

Schon unmittelbar nach Inbetriebnahme der Anlage kam es zum Rückgang der Phosphorkonzentration im Hypolimnion des Tiefwarensees mit der Folge, dass die Phosphorkonzentrationen nach den Frühjahrszirkulationen der Folgejahre auch im gesamten Wasserkörper deutlich abnahmen. Dadurch wurde die planktische Primärproduktion derart limitiert, dass die sommerlichen Sichttiefen von vormals 1 m bis 3 m auf Werte von 4 m bis 6 m (z. B. 2003) anstiegen. Darüber hinaus bildete sich eine 6 – 8 cm starke Phosphor absorbierende Sedimentauflage und verbesserten sich die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenbereich (vgl. Kasprzak et al., 2006). Im Ergebnis der Maßnahme wurde der Tiefwarensee nachhaltig in seinen trophischen Referenzzustand (mesotroph) verbessert (**s. Abb. 4.10**).

4.7.3 Fallbeispiel Schwandter See

Der Schwandter See befindet sich im Landkreis Demmin, unmittelbar südlich an der Ortslage Schwandt. Nach neueren Messungen hat der ungeschichtete Flachsee eine Fläche von 18,3 ha und eine Maximaltiefe von 2,6 m. Die Ufervegetation besteht aus einem schmalen Schilfgürtel und einem dahinter liegenden Mischwaldsaum (**Abb. 4.11**). Im Norden reichen Wiesen und Teile der Ortschaft Schwandt direkt an den See. Der See wird vorwiegend von einem Anglerverein und als Badegewässer genutzt. In der Vergangenheit gelangten organisch hoch belastete Abwässer aus Tierproduktionsanlagen und kommunales Abwasser in das Gewässer und führten zu starken Eutrophierungserscheinungen, wie Sauerstoffproblemen unter Eis, Blaualgenmassenentwicklungen und geringen Sichttiefen (unter 0,5 m), was insbesondere die Badenutzung stark einschränkte.

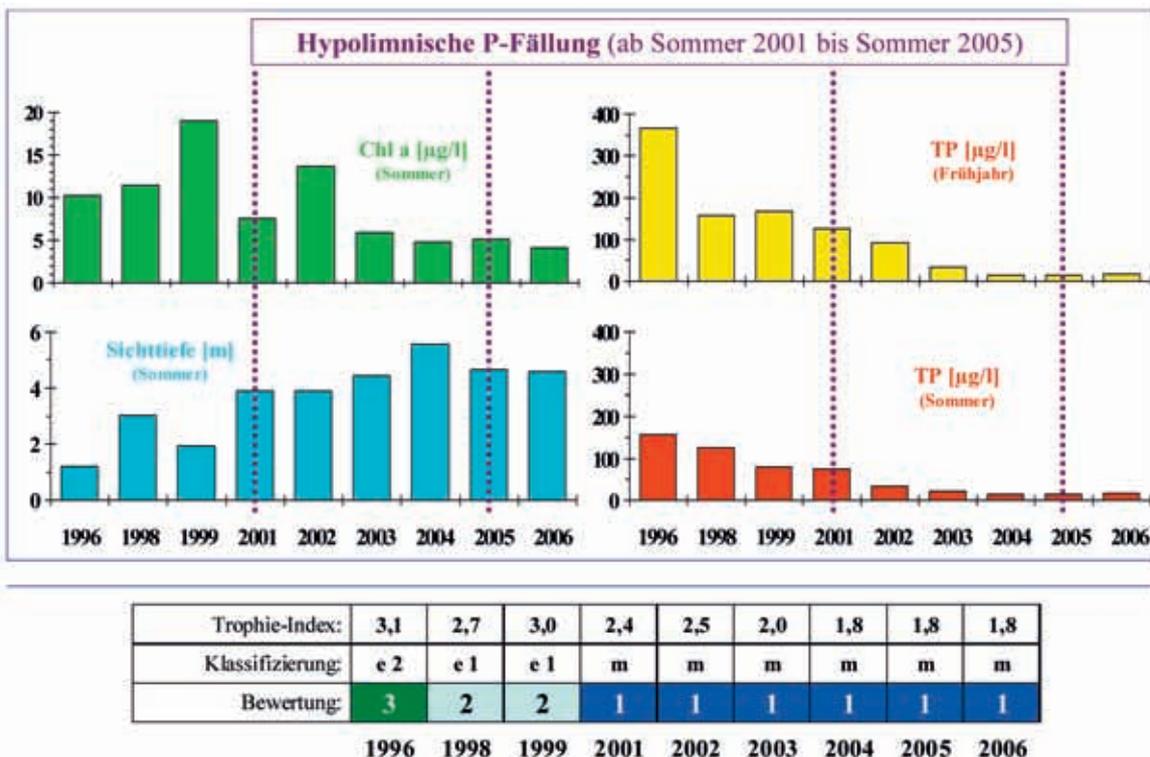


Abb. 4.10: Entwicklung der Trophiesituation im Tiefwarensee vor, während und nach den Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen



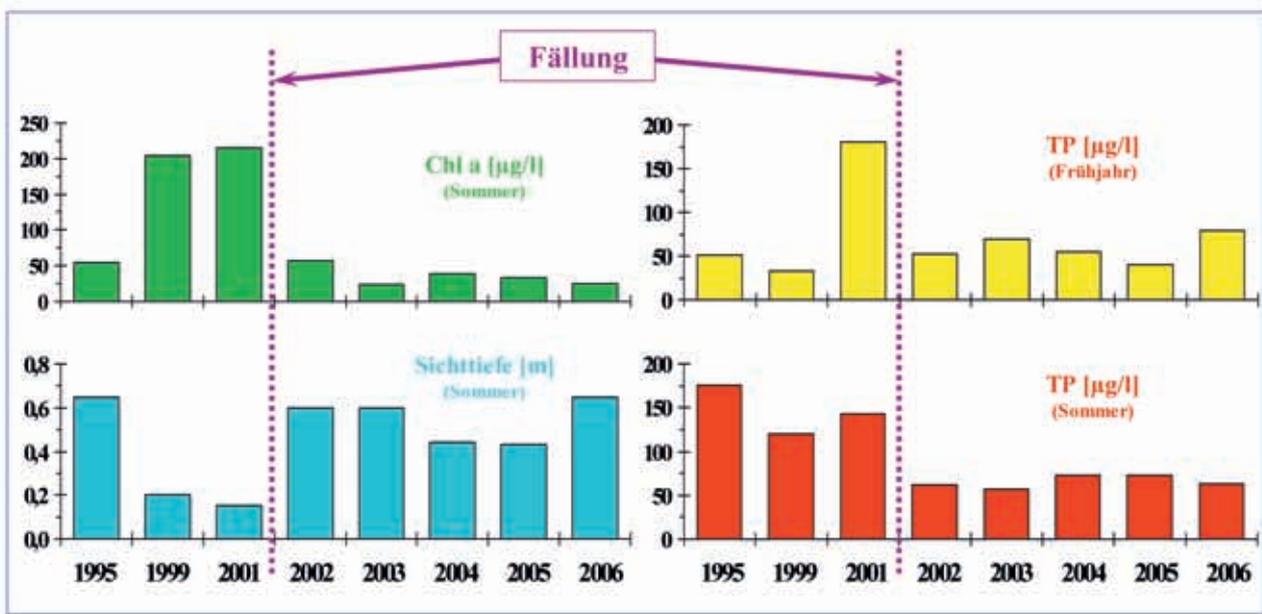
Abb. 4.11: Ostufer Schwandter See
(Foto bioplan GmbH, 2003)

Nach dem Wegfall der Hauptbelastungen aus dem Einzugsgebiet wurde für die unausweichliche Restaurierung des Sees eine Phosphor-Fällung mit Aluminiumsulfat favorisiert, obwohl die Lehrmeinung bzgl. dieser Restaurierungsmethode im Fall von winddurchmischten Flachseen keinen Erfolg versprach. Die Entscheidung zum Einsatz von Fällmitteln fiel vorrangig aus Kostengründen und weil der Schwandter See relativ windgeschützt liegt, was zumindest

im ersten Jahr nach der Maßnahme eine relativ stabile Sedimentkonditionierung wahrscheinlicher werden lässt. Darüber hinaus konnte durch das gute Pufferungsvermögen des Sees eine verhältnismäßig hohe Überdosierung des Fällmittels zugelassen werden.

Im Januar 2002 wurden 33,3 t des in granulierter Form vorliegenden Fällmittels außerhalb des Gelegegürtels und unter Bevorteilung tieferer Seeteile manuell auf die tragende Eiskecke verteilt. Noch im gleichen Jahr trat eine augenscheinliche Verbesserung der Wasserbeschaffenheit ein (s. **Abb. 4.12**).

Die Erhöhung der Transparenz begünstigte in den Folgejahren die Entwicklung der Makrophyten, deren Artenzusammensetzung und Ausbreitung seitdem in jedem Jahr verfolgt werden, um die Nachhaltigkeit der Maßnahme zu dokumentieren (Sandrock & Scharf, 2006b). Nach anfänglicher Zunahme zeigte der Makrophytenbestand in den Jahren 2004 und 2005 zwar einen leichten Rückgang, nimmt seitdem aber wieder zu (s. **Abb. 4.13**). Insgesamt kann festgestellt werden, dass sich die Wasserbeschaffenheit des Schwandter Sees trotz noch bestehender Belastungsprobleme durch ackerbauliche Nutzung und die eine oder andere desolate Abwassergrube im Einzugsgebiet deutlich verbessert hat und der See wieder verstärkt als Badesee genutzt wird.



Trophie-Index:	3,8	4,4	[4,6]	3,7	3,5	3,7	3,6	3,5
Klassifizierung:	p 1	p 2	(h)	p 1	e 2	p 1	p 1	e 2
Bewertung:	3	5	7	3	1	3	3	1
	1995	1999	2001	2002	2003	2004	2005	2006

Abb. 4.12: Entwicklung der Trophiesituation im Schwandter See vor und nach der P-Fällung

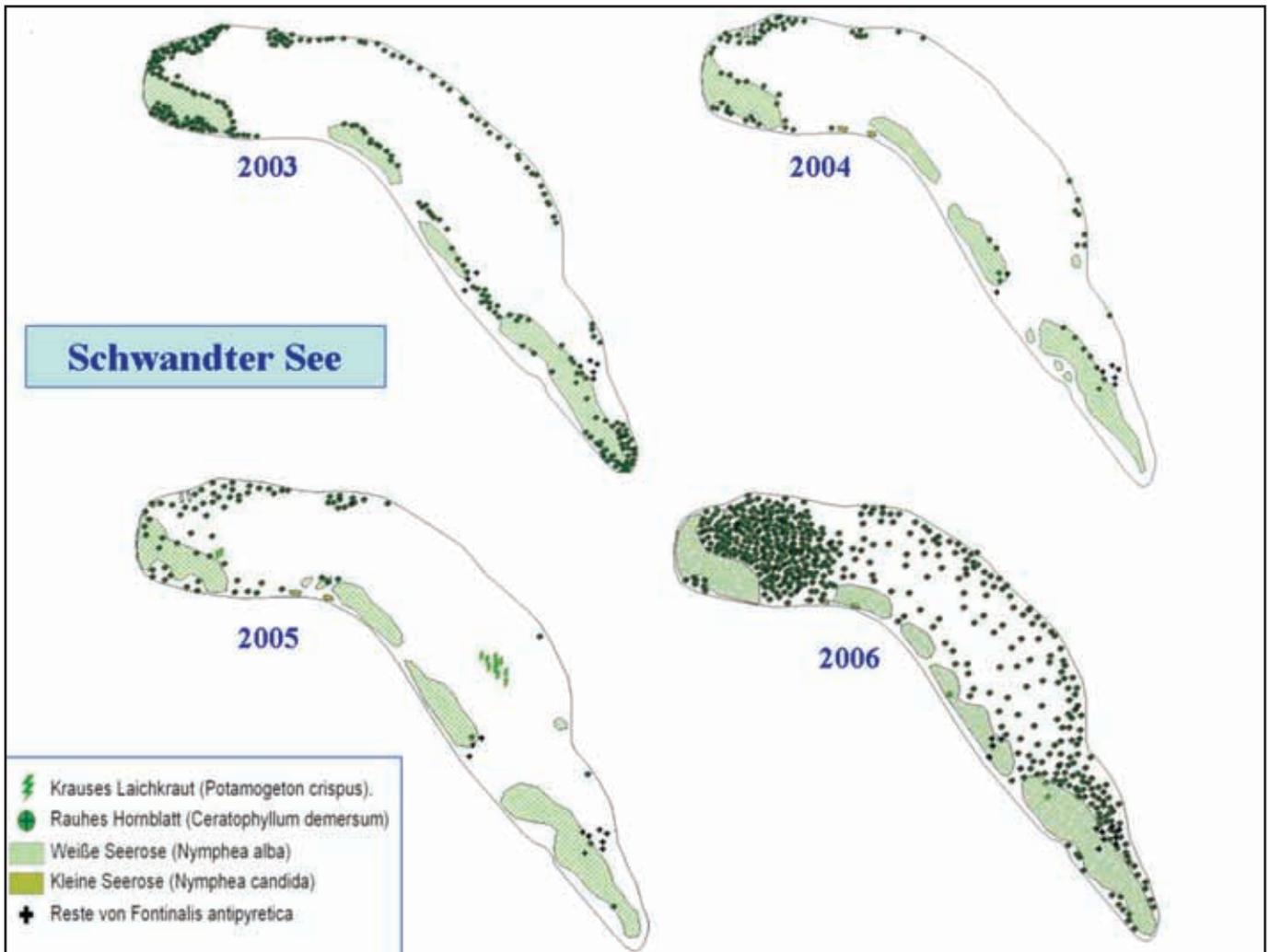


Abb. 4.13: Entwicklung des Makrophytenbestands im Schwandter See im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 (Erfassung durch bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen)

4.8 Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Nach Artikel 5, Abs. 1 der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) war bis Jahresende 2004 mit bereits vorhandenem Datenmaterial eine Bestandsaufnahme durchzuführen, die zum einen die Erfassung von signifikanten Belastungen und zum anderen die Dokumentation des ökologischen Zustandes und der Strukturen der Gewässer beinhaltete. Von besonderem Interesse war in diesem Zusammenhang die Ausweisung der Wasserkörper, die den mindestens angestrebten guten ökologischen Zustand als Umweltziel bis 2015 voraussichtlich nicht erreichen werden.

4.8.1 Zuordnung der Seentypen

Die für die Identifikation von Wasserkörpern und die Bestandsaufnahme notwendige Typisierung der für Mecklenburg-Vorpommern relevanten 175 Seen ist auf Grund einer inzwischen verbesserten Datengrundlage überarbeitet worden (vgl. Gewässergütebericht 2000/2001/2002). Die Neutypisierung der ermittelten 200 Wasserkörper ergab wiederum, dass in Mecklenburg-Vorpommern alle für das

Tiefland ausgewiesenen LAWA- Seentypen (s. Mathes et al., 2002 bzw. 2005) vorkommen, wobei der Seentyp 14 (kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, keine thermisch stabile Schichtung) nur durch den Wasserkörper der Außenmüritz repräsentiert wird. Tabelle 4.7 gibt einen Überblick zur gegenwärtigen Typenzuordnung der wasserrahmenrichtlinienrelevanten Seen des Landes. Die Typisierungsergebnisse für die einzelnen Seen sind in Tabelle 4.1-A enthalten.

Tab. 4.7: Verteilung der Seentypen in Mecklenburg-Vorpommern (alle Seen ≥ 50 ha und Ca-Konzentrationen > 15 mg/L)

Seentyp	Typ Nr.	Anzahl Wasserkörper	Seefläche [km ²]	Beispiele
relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	10	68	152,3	Plauer See, Tollensesee, Jabeler See, Dobbertiner See, Binnenmüritz, Labussee
relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d	11	85	212,7	Kummerower See, Malchiner See, Borgwallsee, Zierker See, Kölpinsee, Fleesensee, Goldberger See
relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d	12	17	15,2	Sternberger See, Bützower See, Jäthensee, beide Flachspeicher (Farpen, Prohn)
relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	13	29	114,1	Schweriner See, Schaalsee (Zentrale Becken), Breiter Luzin, Carwitzer See/Zansen, Neumühler See
relativ kleines Einzugsgebiet, ungeschichtet	14	1	103,3	Außenmüritz (ohne Nebenseen)
Summe		200	598	

Durch die zeitnahe Einbeziehung von Untersuchungsergebnissen der zu berücksichtigenden biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische) wird die Typisierung laufend validiert und präzisiert (u.a. durch gebietsspezifische Subtypen).

4.8.2 Bestandsaufnahme des ökologischen Zustandes

Die Einschätzung des ökologischen Zustandes der 200 Wasserkörper ließ sich mit den bis dahin vorliegenden

Datensätzen nur über die Trophiebewertung nach LAWA (1999) realisieren, da die Grundlagen einer biozönotischen Bewertung 2004 noch in Arbeit waren. Im Rahmen der Bestandsaufnahme in Mecklenburg-Vorpommern wurde vorausgesetzt, dass diejenigen Seen bzw. Wasserkörper das Umweltziel des guten ökologischen Zustands wahrscheinlich nicht erreichen, deren Trophiebewertung mehr als eine Trophiestufe vom potentiell natürlichen (Trophie-)Zustand abweicht (s. **Abb. 4.14**).

Referenz-zustand	Istzustand						
	oligotroph	mesotroph	eutroph		polytroph		hypertroph
	o	m	e1	e2	p1	p2	h
o	1	2	3	4	5	6	7
m	(-)	1	2	3	4	6	7
e1	(-)	(-)	1	2	3	5	7
e2	(-)	(-)	(-)	1	3	5	7
p1	(-)	(-)	(-)	(-)	1	4	7
p2, h	kommen definitionsmäßig als Referenzzustand nicht vor						

■ wahrscheinlich gut

■ wahrscheinlich nicht gut

Abb. 4.14: Hilfsweise Einstufung des ökologischen Zustandes von Seen über die Bewertung der Trophie nach LAWA (1999)

Die über diese Hilfskonstruktion vorgenommene typbezogene Einstufung der Seenwasserkörper ist zukünftig selbstverständlich mit biozönotischen Bewertungsverfahren zu überprüfen, ggf. zu bestätigen und weist nach der o.g. Neu-

typisierung und dem Stand der Klassifizierung von 2006 für Mecklenburg-Vorpommern aus, dass 145 Seen/Wasserkörper den guten ökologischen Zustand wahrscheinlich erreichen werden und 55 wahrscheinlich nicht (**s. Abb. 4.15**).

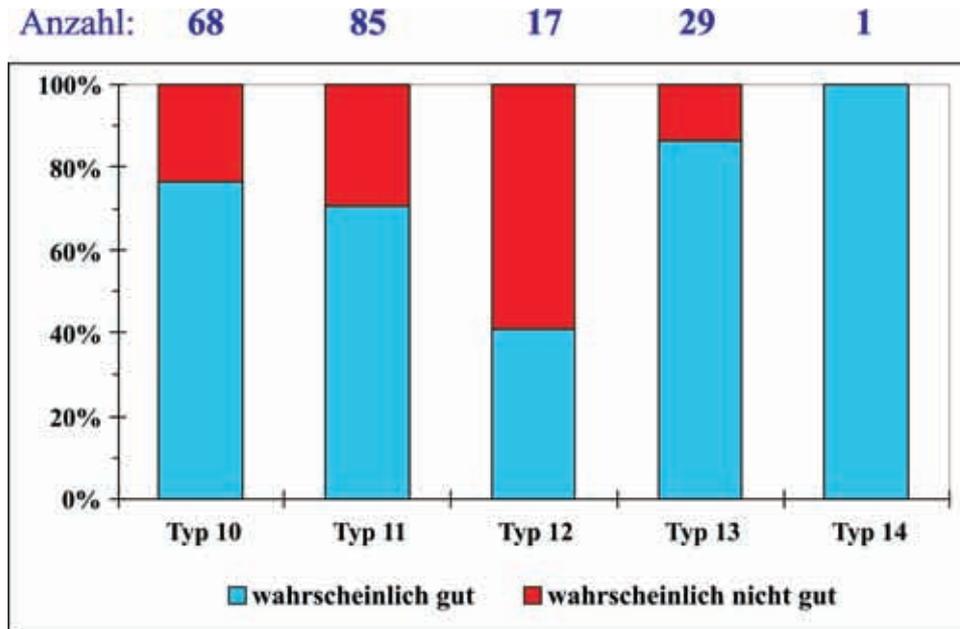


Abb. 4.15: Vorläufige typbezogene Einstufung des ökologischen Zustandes der Wasserkörper der für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Standgewässer in Mecklenburg-Vorpommern

Eine Ausnahme ergab sich beim potentiell schwach polytrophem (p1) Großen Wostevitzer Teich auf Rügen, dem trotz seines hypertrophen Zustandes als Gewässer im fortgeschrittenen Verlandungsstadium ein guter ökologischer Zustand zugewilligt wurde. Die Einzelergebnisse sind in **Anlage 4.6** zusammengestellt worden.

4.8.3 Bestandsaufnahme der Uferstrukturen

Die Kartierung und Bewertung der Uferstrukturen der Seen war ein weiterer wichtiger Teil der Bestandsaufnahme. Vor dem Hintergrund der verhältnismäßig großen Anzahl an Seen in Mecklenburg-Vorpommern kam für die Kartierung ein Vor-Ort-Verfahren nicht in Frage. Auf Grund guter Erfahrungen, die mit der Luftbildkartierung der Ufer von ca. 3100 km Fließgewässer gemacht worden waren, wurde ein eigens auf die Verhältnisse in Mecklenburg-Vorpommern abgestimmtes Verfahren entwickelt, das eine GIS-basierte Luftbilddauswertung der Uferstrukturen der Seen in hinreichender Genauigkeit ermöglicht (Kollatsch et al., 2006). Das Verfahren setzt das Vorhandensein von digitalen Tiefenkarten der Seen, aktueller Luftbilder im Maßstab von 1:5000 bis 1:12000 sowie eine rechnergesteuerte Station zur analytischen Photogrammetrie voraus. Im Rahmen der Kartierungsarbeiten der Uferbereiche wurden die Flachwasserzone in einer Breite von bis zu 100 m bzw. bis zur 4-m-Tiefenlinie des Sees, ein 15 m breiter Uferstreifen und das Gewässerumfeld in 100 m Breite einbezogen (s. **Abb. 4.16**). Der Bereich von der Uferlinie bis in 1,5 m Wassertiefe wurde als potentielle Röhrichtzone ebenfalls ausgewiesen. Die Bewertung der Kartierungsergebnisse erfolgte über einen multimetrischen Index, der aus der Merkmalsausprägung von insgesamt 23 kartierten Strukturparameter

(Flachwasserzone: 7, Gewässerumfeld: 3, eigentlicher Uferbereich: 7, übergreifende Merkmale: 6) rechnergestützt ermittelt wurde (s. unter Informus GmbH, 2004).

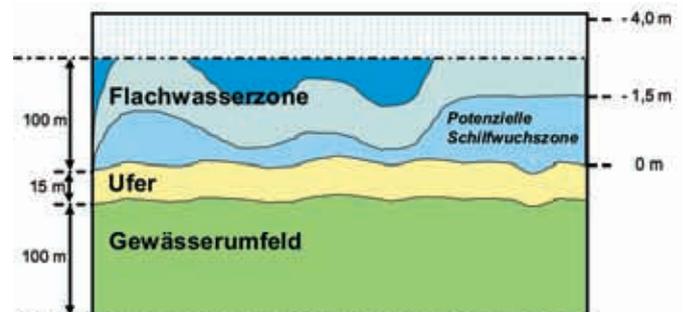


Abb. 4.16: Schematische Darstellung der Bereiche des Kartierverfahrens zur Uferstruktur von Seen in Mecklenburg-Vorpommern (aus Informus GmbH, 2004).

Im Ergebnis wurden insgesamt 1824 km Uferlinie der 200 wasserrahmenrichtlinienrelevanten Wasserkörper, unterteilt in 3023 in sich homogene Abschnitte – der kürzeste 58 m, der längste 1698 m - kartiert. Die Anzahl der erfassten Abschnitte schwankte je nach Seegröße zwischen 4 und 91 (letztere Anzahl z. B. beim Plauer See oder dem Schweriner Außensee) und lag durchschnittlich bei 15,1. Bei der Gesamtbewertung über eine 7-stufige Skala lagen die Ufer des überwiegenden Teils der Seen/Wasserkörper (95,5 %) bei Stufe 2 bzw. 3 in einem überwiegend naturraumtypischen Bereich. Lediglich der Teil des Ziegelsees, der unmittelbar im Stadtbereich von Schwerin liegt, wurde insgesamt in Stufe 5 (merklich geschädigt bzw. mäßig naturraumtypisch) eingestuft. Übermäßig geschädigte Uferbereiche (Stufe 7)

wiesen beispielsweise 2 Abschnitte im Ostteil des Malchower Sees mit insgesamt 10 % Uferanteil, 3 Abschnitte des Schweriner Außensees (3,8 % Uferanteil) und sogar ein 560 m langer Abschnitt des Schmalen Luzins (ebenfalls 3,8 % Uferanteil) auf, letzterer mit einer Gesamtbewertung 3 (mäßig beeinträchtigt bzw. überwiegend naturraumtypisch). Mit Gesamtstufe 1 (naturnah bzw. vollständig naturraumtypisch) konnten der Priesterbäcker See (Landkreis Müritzt) und der Kramsee (Landkreis Neustrelitz) bewertet werden.

Eine Beeinträchtigung des guten ökologischen Zustandes eines Sees durch strukturelle Defizite der Uferbereiche ist zu erwarten, wenn mehr als 70 % des Uferstreifens keine naturraumtypische Struktur mehr aufweisen, also merklich geschädigt sind (ab Strukturklasse 5). Aus der Bewertung der Seenuferstruktur insgesamt geht somit hervor, dass bis auf den o. g. Ziegelseeteil bzw. auf partielle Bereiche weniger Seen etwaige hydromorphologische Defizite der Ufer keinen oder nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf den ökologischen Zustand der betrachteten Seen in Mecklenburg-Vorpommern haben. Abbildung 4.17 zeigt beispielhaft die Ergebnisse der Uferstrukturbewertung des Jabeler Sees. Alle Kartierungsergebnisse sind in **Anlage 4-6** zu finden.

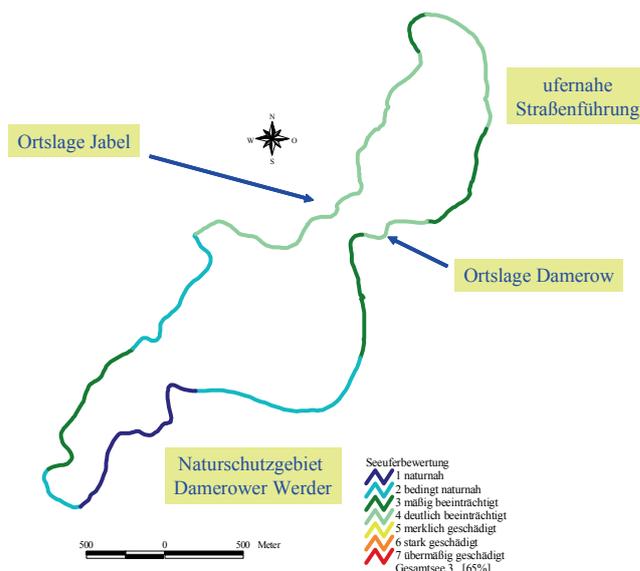


Abb. 4.17:
Bewertung der homogenen Uferabschnitte des Jabeler Sees (Gesamtbewertung 3)

4.9 Ausblick auf die zukünftige Überwachung und Bewertung der Seen

Im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) wird die bisher praktizierte, ausschließlich auf Trophie bezogene Einschätzung der Seen ab 2007 zur leitbildgestützten Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes erweitert. Diese Bewertung erfolgt für Seen mit Wasserflächen ab 50 ha auf den Seentyp bezogen, basiert vorrangig auf der Ausprägung von Biozönosen und wird konkret über die Artenstruktur und -häufigkeit repräsentativer Organismengruppen, der sogenannten biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/benthische Diatomeen, Makrozoobenthos, Fische) vorgenommen.

Um die Methoden zur richtliniengemäßen Erfassung und Bewertung der für die Charakterisierung der ökologischen Güte der Seen verwendeten Organismengruppen zu entwickeln, wurden bundesweit Daten erhoben und in entsprechenden Praxistests vervollständigt. Durch diese Untersuchungen konnten auch in Mecklenburg-Vorpommern die betreffenden Daten einer Vielzahl von Seen bereits im Vorfeld des ab 2007 durchzuführenden Monitorings erhoben werden, was insbesondere auch im Rahmen der Vor- und Begleituntersuchungen sowie der Erfolgskontrollen von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen der Fall war. So liegen für den Zeitraum 2000 bis Ende 2006 bereits umfangreiche Befunde zu den relevanten biologischen Komponenten vor (s. auch Gewässergütebericht 2000/2001/2002):

- für 95 % der Wasserkörper:
Untersuchungsergebnisse zum Phytoplankton
- für 82 % der Wasserkörper:
Untersuchungsergebnisse zu Makrophyten

- für 44 % der Wasserkörper:
Untersuchungsergebnisse zu benthischen Diatomeen
- für 17 % der Wasserkörper:
Untersuchungsergebnisse zum Makrozoobenthos
- für 19 % der Wasserkörper:
Untersuchungsergebnisse zu Fischen

Die Auswertungen dieser Untersuchungsergebnisse in Form einer biozönotischen Bewertung der Seen gemäß Wasserrahmenrichtlinie können allerdings erst vorgenommen werden, wenn die Bewertungsmethoden endgültig feststehen, in der Praxis getestet worden sind und entsprechende elektronische Auswerteprogramme vorliegen. Für Phytoplankton (Nixdorf et al.; 2005), Makrophyten und benthische Diatomeen (Schaumburg et al., 2005) ist das mit Einschränkungen bereits der Fall. Für die biologische Komponente Makrozoobenthos zeichnet sich eine Überarbeitung der Erfassungsmethode (Baier & Zenker, 2005) ab. Das Bewertungsverfahren für die ebenfalls zu berücksichtigenden Fische muss erst noch erarbeitet werden. Aber selbst wenn es sich nach endgültiger Überarbeitung der jeweiligen Methoden herausstellen sollte, dass für die dann verbindlichen Bewertungen weitere Untersuchungen erforderlich werden, sind die bereits erhobenen Daten neben dem umfangreichen Fundus an Seendaten aus dem Seenprogramm eine gute Basis für das zukünftige Monitoring.

Bereits im hier bearbeiteten Berichtszeitraum wurde ein gemäß Wasserrahmenrichtlinie konfiguriertes Konzept für ein Seenmonitoring erarbeitet, das die Untersuchung aller Wasserkörper im Zeitraum 2007 bis 2009 vorsieht (s. Mathes et

al., 2006, **Anlage 4.6**). Das Monitoring soll als Grundlage für die Bewirtschaftungsplanung der Seen und zunächst vorrangig der Überprüfung der Ergebnisse der Bestandsaufnahme (s. Kap. 4.7) dienen. Da nach Wasserrahmenrichtlinie auch die Erhaltungsziele für FFH- und Vogelschutzgebiete zu beachten und die erforderlichen Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele in die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme zu integrieren sind, werden neben den berichtspflichtigen Wasserkörpern ab 50 ha Wasserfläche auch in Zukunft kleinere Standgewässer für das Seenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern eine Rolle spielen.

Um Doppelarbeit hinsichtlich der Kartierung und Erfassung der auch im Rahmen der FFH – Richtlinie zu bearbeitenden Organismengruppen zu vermeiden, werden die Methoden in enger Zusammenarbeit mit dem Naturschutz landesintern abgestimmt. Damit können die erhobenen Daten sowohl zur Bewertung des ökologischen Zustandes nach Wasserrahmenrichtlinie als auch zur Beurteilung der Standgewässer-Lebensraumtypen gemäß FFH – Richtlinie heran gezogen werden.

5 Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

5.1 Messnetze, Messprogramme und Bewertungsgrundlagen

Die Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns erfolgte gemäß den jährlichen Fortschreibungen des Gewässerüberwachungserlasses.

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden folgende **Messprogramme** durchgeführt:

- Erfassung allgemeiner physikalisch-chemischer Grundparameter
- Erfassung spezifischer Schadstoffe
- Phytoplanktonuntersuchungen
- Erfassung von Makrophytenbeständen
- Zoobenthosuntersuchungen.

Die Details der einzelnen Messprogramme sind der **Anlage 5-1** zu entnehmen.

Die Erfassung der allgemeinen physikalisch-chemischen Grundparameter erfolgte an 63 (2003) bis 66 (2006) Messstellen, die jährlich 8 bis 12 mal beprobt wurden. Zur Probenahme in den äußeren Küstengewässern sowie in den tieferen Bereichen der inneren Küstengewässer wurde das Gewässerüberwachungs- und Ölbekämpfungsschiff (GÖS) „Strelasund“ eingesetzt, welches im Heimathafen Stralsund im April 2003 in Dienst gestellt wurde. In den Jahren 2003 und 2006 waren größere Ausfallzeiten des GÖS zu verzeichnen, die nur z. T. durch die Bindung von Schiffen der Wasserschutzpolizei kompensiert werden konnten. In einigen inneren Küstengewässern (Salzhaff, Darß-Zingster Bodden, Westrügensch Bodden, Peenestrom, Achterwasser) wurden kleinere Schiffe für die Probenahme gebunden (z. B. die Forschungsbarkassen „Prof. Gessner“, „Bornhöved“ und „Gammarus“ der Universitäten Greifswald und Rostock), da Tiefgang und Manövrierfähigkeit der Strelasund die Befahrung dieser Gewässer nicht zulassen.

An den Messstellen, an denen die physikalisch-chemischen Grundparameter untersucht wurden, fanden i. d. R. zeitgleich Phytoplanktonuntersuchungen statt. Während der Chlorophyll-a-Gehalt im Jahre 2006 erstmals an allen Messstellen bestimmt wurde, erfolgte die qualitative und quantitative Bestimmung des Phytoplanktons nur an ausgewählten Messstellen (siehe Anlage 5-1).

Die physikalisch-chemischen und die Phytoplanktonuntersuchung wurden generell im Küstenlabor des LUNG in Stralsund durchgeführt, welches auch für die Aufrüstung des Schiffes für die Probenahme verantwortlich ist.

Das **Messnetz** zur Erfassung der allgemeinen physikalisch-chemischen Grundparameter und des Phytoplanktons ist in **Abbildung 5.1** dargestellt. Rund ein Drittel der Messstellen liegt in den mecklenburgischen, der Rest in den vorpommerschen Küstengewässern. Die größere Anzahl von

Messstellen im östlichen Landesteil (45 Messstellen) ist der reichgegliederten Küste mit den für die vorpommersche Küstenlandschaft typischen Bodden geschuldet. Bodden sind flache Küstengewässer, die mehr oder weniger durch Halbinseln und Inseln von der offenen Ostsee abgetrennt sind. Aufgrund des z. T. sehr stark eingeschränkten Wasseraustausches mit der Ostsee sind sie besonders „eutrophierungsanfällig“, d. h., hier können Nährstoffeinträge zu einer besonders rasanten Eutrophierung führen. In den letzten Jahren hat das Deutsche Meeresmuseum in Stralsund mehrere Monografien über ausgewählte Boddengewässer veröffentlicht, in denen auch die Ergebnisse des Monitoring des LUNG Eingang gefunden haben (DMM 2001, 2005).

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden an ausgewählten Messstellen spezifische Schadstoffe untersucht. Die Schadstoffuntersuchungen im Wasser konzentrierten sich dabei auf die Flussmündungsgebiete der Oder (KHM, OB4) und Warnow (UW4). Darüber hinaus fanden Schadstoffuntersuchungen in Sedimenten und Miesmuscheln ausgewählter Küstengewässer statt (siehe Anlage 5-1). Ein großer Teil dieser Untersuchungen wurde im Auftrag des LUNG in verschiedenen akkreditierten privaten Laboratorien durchgeführt.

Die Erfassung der Makrophytenbestände erfolgte nach den HELCOM-Methoden bis 2003 an 6 Transekten in ausgewählten Regionen der Außenküste. 2004 bis 2006 wurden die Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf weitere Wasserkörper ausgeweitet (**Abb. 5.2**). Die Beprobung des Makrozoobenthos fand - ebenfalls gemäß HELCOM-Guidelines - an 18 Messstellen in den Tiefenbereichen 10 m, 15 m und 20 m statt. Die Probenahme und Untersuchungen wurde an Dritte vergeben.

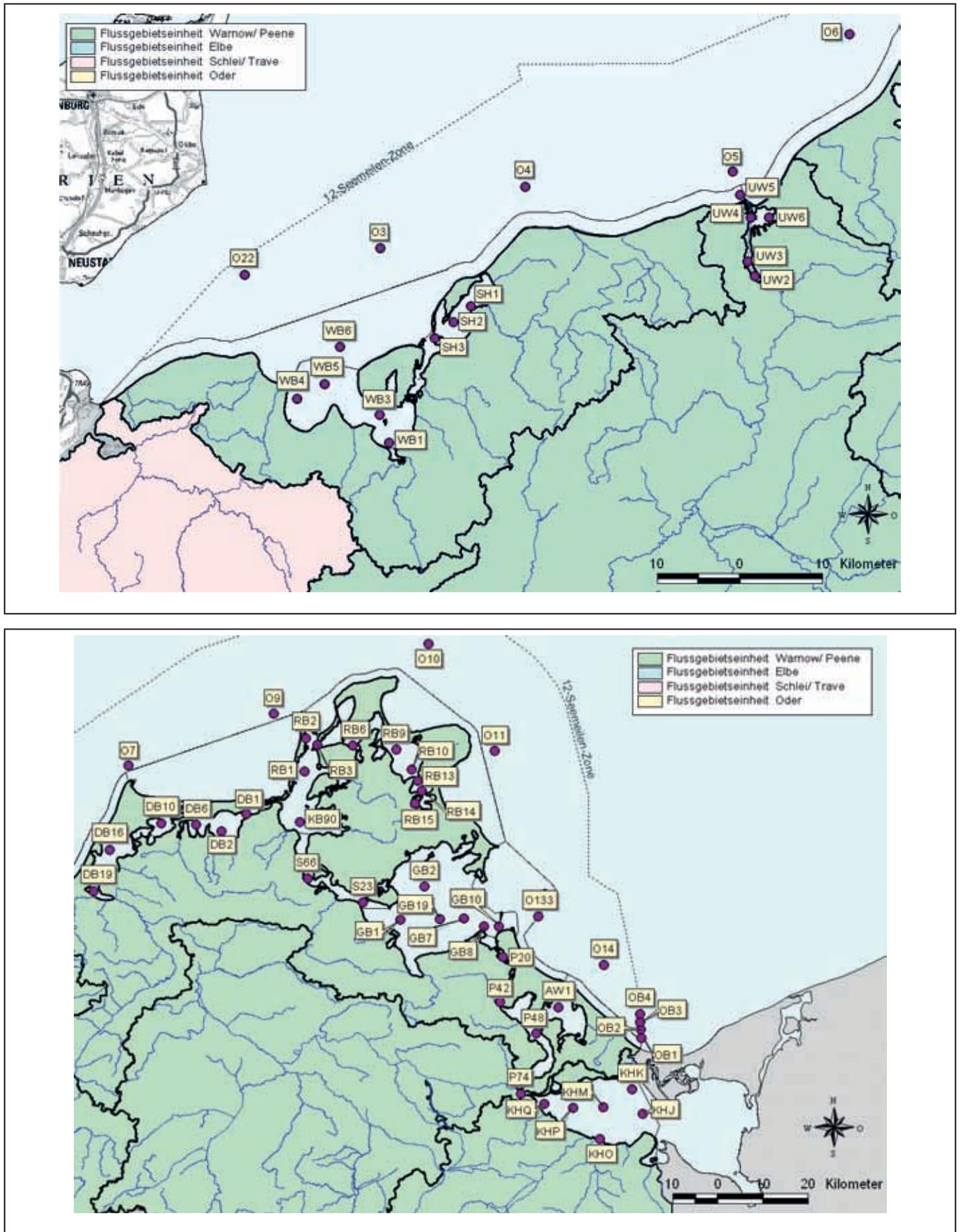


Abb. 5.1: Messnetz zur Erfassung der physikalisch-chemischen Komponenten und des Phytoplanktons in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern, oben: mecklenburgischer Küstenabschnitt, unten: vorpommerscher Küstenabschnitt

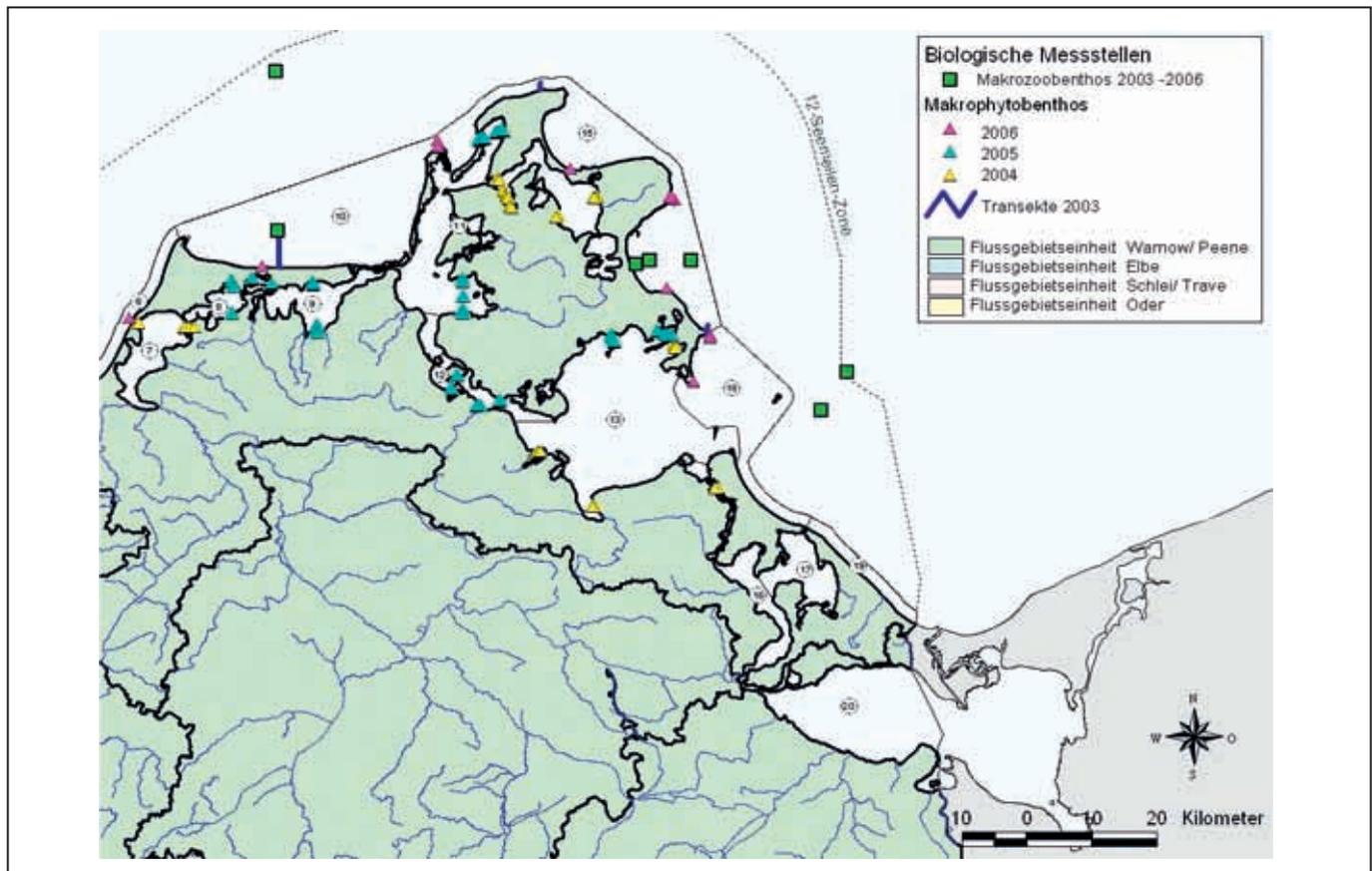
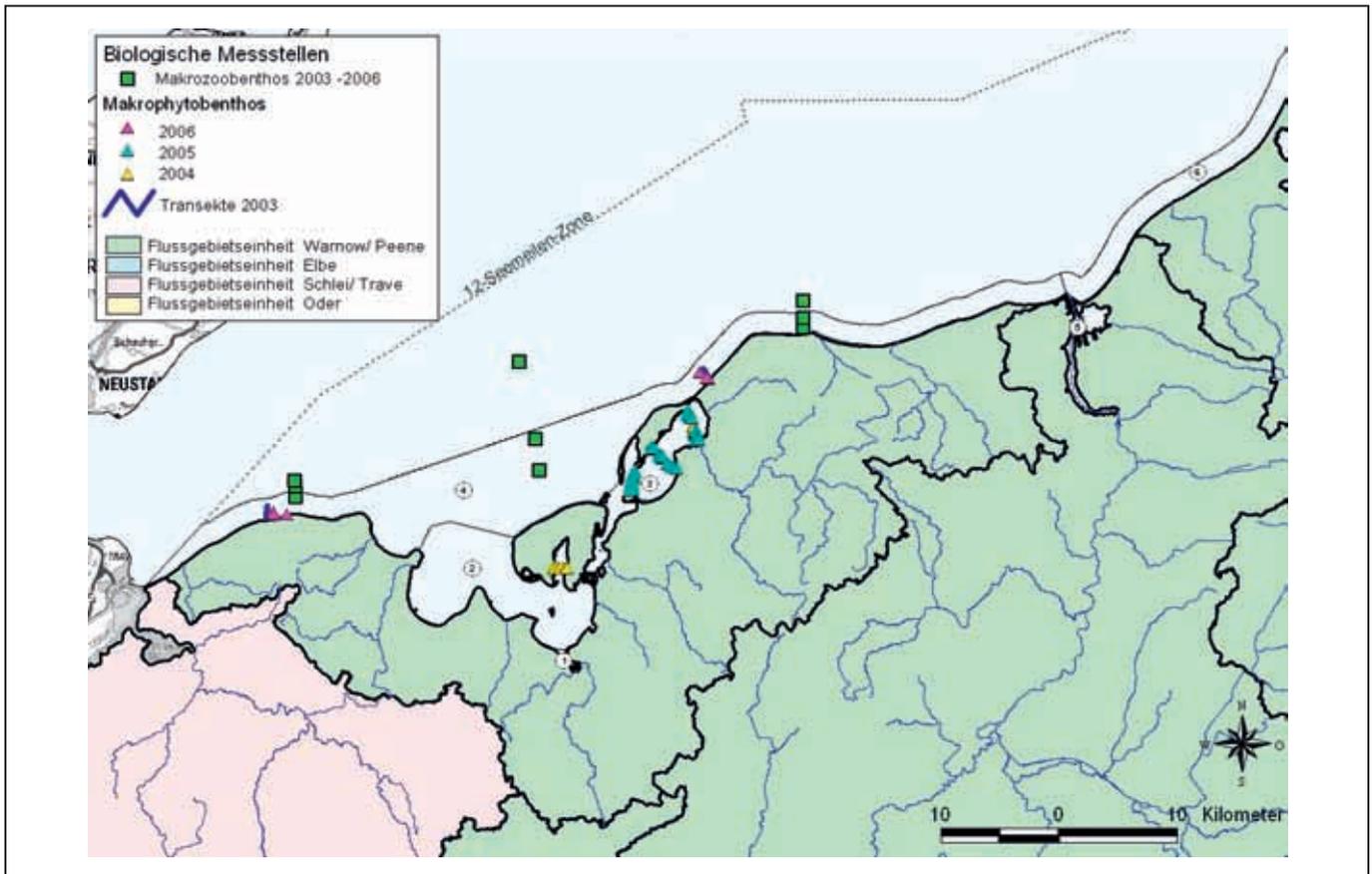


Abb. 5.2: Messnetz zur Erfassung der Makrophyten und des Makrozoobenthos in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern, oben: mecklenburgischer Küstenabschnitt, unten: vorpommerscher Küstenabschnitt

Bewertungsgrundlagen

Wie in den Vorjahren erfolgt eine Klassifizierung nach dem Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“ nach einer seit Jahren in Mecklenburg-Vorpommern angewandten Richtlinie (siehe Gewässergütebericht 1992). Voraussetzung für eine Klassifizierung der Einzeljahre waren mindestens 8 möglichst äquidistant über das Jahr verteilte Datenserien. Die Klassifikationsergebnisse sind in der **Anlage 5-2** enthalten.

Zudem fand eine Bewertung der Nährstoffkonzentrationen anhand von Orientierungswerten für den guten ökologischen Zustand nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) statt (BLMP/LAWA, 2007).

Zur Bewertung der Schwermetallgehalte in Miesmuscheln wurden die Schwedischen Umweltqualitätskriterien für Biota der Ostsee (SEPA 2000 aus Dahlke et al. 2003) herangezogen.

Die Bewertung der Küstengewässer mit den biologischen Qualitätskomponenten wurde gem. WRRL anhand der Einteilung der Küstengewässer in Typen (http://www.wrrl-mv.de/index_arb_2004.htm) und Wasserkörper (**Abb. 5.3**) vorgenommen.

Von der Konvention zur Reinhaltung der Ostsee - HELCOM - wurden im Rahmen eines Projekts zur Eutrophierung der Ostsee Referenz- und Orientierungswerte für Chlorophyll-a, Phytoplankton und Sichttiefe hergeleitet (HELCOM EUTRO 2004). Diese wurden zur Bewertung der äußeren Küstengewässer herangezogen.

Das deutsche WRRL-Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente (QK) Phytoplankton der Ostsee befindet sich noch in der Entwicklungs- und Testphase. Für die Wasserkörper (WK) der Ostseetypen B2 und B3 konnten vorläufige Bewertungsansätze entwickelt werden (Schubert et al. 2003, Selig et al. 2006). Für die WK im Salzgehaltsbereich 5 bis 10 PSU (beta-mesohalin) war die Datenbasis ausreichend. Für die WK mit höheren Salzgehalten (10 bis 18 PSU) ist weiterer Untersuchungsbedarf notwendig. Der Salzgehaltsbereich 0,5 bis 5 PSU (oligohalin) hat auf Grund der mangelnden Datenbasis bisher keinen Bewertungsansatz.

Zur Bewertung der QK Phytobenthos wurden von der Universität Rostock im Rahmen eines BMBF- und LAWLA-Projektes Klassifizierungsansätze für innere Küstengewässer (ELBO-Verfahren) für die Ostseetypen B1 und B2 (Schubert et al. 2003) und für die B3-WK der Außenküste (Schories et al. 2006) entwickelt. Beide Verfahren befinden sich zz. noch in der Test- und Optimierungsphase.

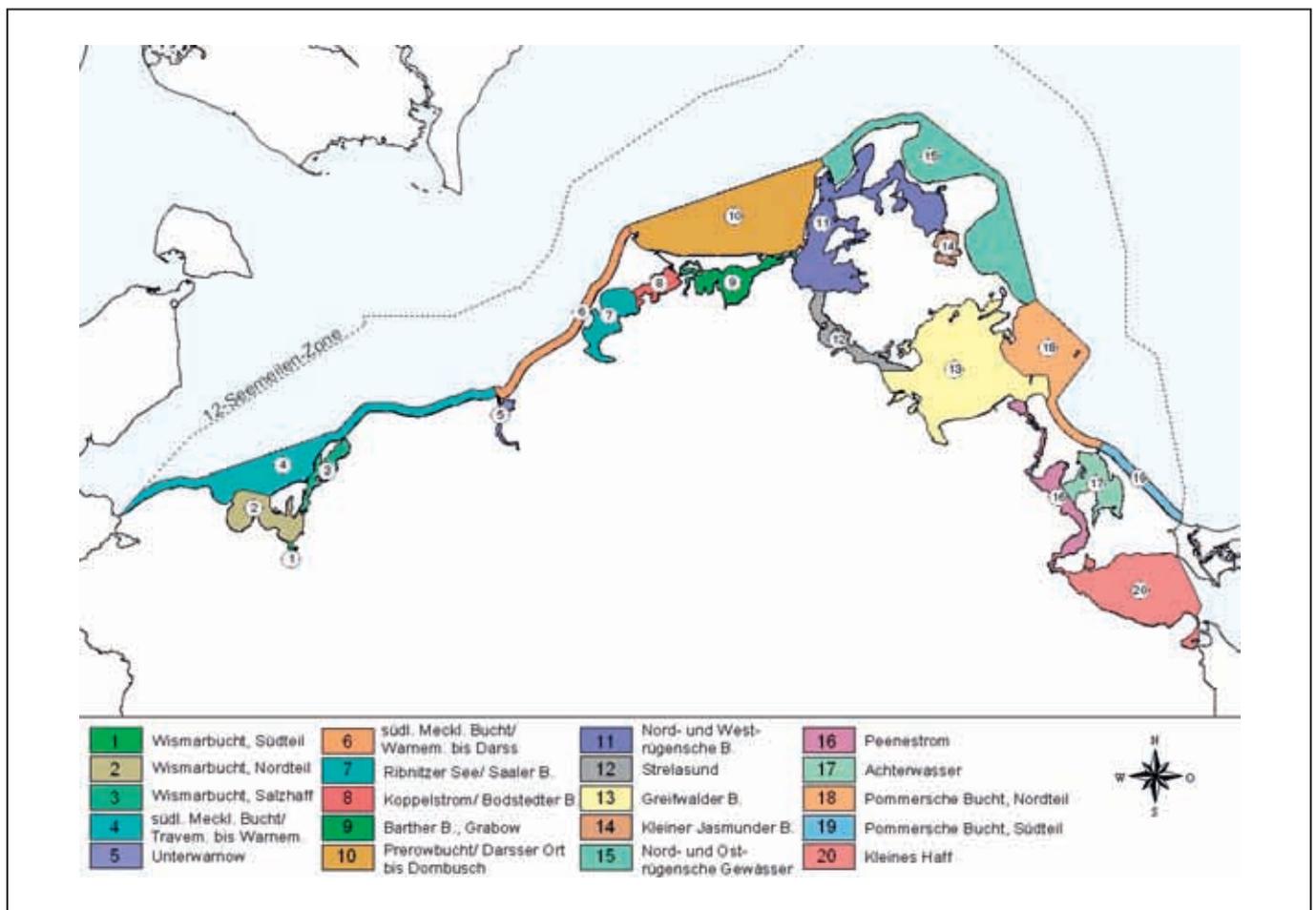


Abb. 5.3: Küstenwasserkörper in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder

Für die QK Makrozoobenthos wurde durch die Firma Marilim das Bewertungsverfahren Marine Biotic Index Tool - MarBIT - entwickelt (Meyer et al. 2007). Die Verfahrensentwicklung konnte als Teilprojekt eines BMBF-Projekts der Universität Rostock 2007 abgeschlossen werden (Selig et al. 2006). Eine umfangreiche Testung und Optimierung des Bewertungsmodells MarBIT ist für 2007/2008 geplant.

Nachfolgend werden die Untersuchungsergebnisse für folgende Küstenabschnitte präsentiert:

- Mecklenburgische Küstengewässer zwischen Lübecker Bucht und Darßer Schwelle
- Vorpommersche Küstengewässer zwischen Darßer Schwelle und Pommerscher Bucht.

Die mecklenburgischen Küstengewässern gehören entsprechend einer Einteilung der HELCOM (z. B. HELCOM 1993) zur westlichen Ostsee (Western Baltic Sea = WEB). Östlich der Darßer Schwelle beginnt die eigentliche Ostsee (Baltic Proper = BAP), in deren südwestlichem Gebiet die vorpommerschen Küstengewässer liegen.

5.2 Mecklenburgische Küstengewässer in der Flussgebietseinheit Warnow / Peene

Die mecklenburgischen Küstengewässer erstrecken sich von der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein im Westen und bis zur Darßer Schwelle im Osten. Zu ihnen gehören die Wismarbuch mit dem Salzhaff sowie die Unterwarnow, die als mesohaline innere Küstengewässer zu typisieren sind. Diesen inneren Gewässern vorgelagert sind die ebenfalls mesohaline Lübecker und Mecklenburger Bucht. Die wichtigsten Ostseezuflüsse, die in diese Küstengewässer münden, sind die Trave und die Warnow. Zwischen beiden Flüssen münden eine Reihe kleinerer Bäche und Gräben (siehe Kapitel 3.2). Insgesamt sind für das mecklenburgische Küstengebiet 6 Wasserkörper ausgewiesen worden (siehe **Abb. 5.3**).

5.2.1 Belastungseinschätzung

Die Hauptbelastung der mecklenburgischen Küstengewässer erfolgt über die Zuflüsse und die Einträge aus den direkt in die Küstengewässer einleitenden Kläranlagen der beiden Küstenstädte Rostock und Wismar. Für die **Nährstoffe** und **Schwermetalle** sind Einträge aus den Hauptbelastungsquel-

len nachfolgend aufgeführt (**Tab. 5.2.1** und **Tab. 5.2.2**). Im mecklenburgischen Küstenabschnitt erfolgt etwa die Hälfte der Stickstoffeinträge über die Warnow. Der Anteil der Kläranlagen (KA) in Rostock und Wismar liegt bei etwa 5 % der gesamten landseitigen Einträge. Im Berichtszeitraum ist eine deutliche Zunahme der Stickstoffeinträge zu verzeichnen, die auf eine Zunahme der Flussfrachten zurückzuführen ist. Die Phosphoreinträge werden ebenfalls maßgeblich durch die Frachten der Warnow bestimmt, deren Anteil zwischen 49 und 62 % am Gesamteintrag liegt. Die Kläranlagen tragen seit 2005 nur noch zu 1 bis 2 % zum Gesamteintrag bei. Um die von Land ausgehende Nährstoffbelastung der mecklenburgischen Küstengewässer zu verringern, sind Maßnahmen im Einzugsgebiet der Zuflüsse erforderlich. Dies betrifft in erster Linie Maßnahmen zur Verminderung der Einträge aus diffusen Quellen.

Auch bei den **Schwermetallen** dominieren die Einträge über die Zuflüsse deutlich vor den Einträgen aus den Kläranlagen (**Tab. 5.2.2**).

Tab. 5.2.1: Nährstoffeinträge aus Hauptbelastungsquellen an der mecklenburgischen Küste

Eintragsquelle	Gesamt-N in Tonnen				Gesamt-P in Tonnen			
	2003	2004	2005	2006	2003	2004	2005	2006
Warnow	1.013	1.222	1.543	1.739	30,7	38,8	37,8	58,7
Stepenitz	453	628	708	719	12,4	11,7	10,8	13,5
Hellbach	133	246	200	351	3,2	3,2	2,9	8,1
Wallensteingraben	132	84	130	293	10,9	3,5	8,0	11,0
Peezer Bach	61	55	66	80	1,4	1,4	1,3	0,9
KA Rostock	186	171	195	154	1,4	1,1	0,8	0,9
KA Wismar	30	25	19	40	3,1	5,4	0,6	0,6
Summe	2.008	2.431	2.861	3.376	63,1	65,1	62,2	93,7

Tab. 5.2.2: *Schwermetalleinträge aus Hauptbelastungsquellen an der mecklenburgischen Küste, alle Angaben in kg/a für den Zeitraum 2003-2006*

Eintragsquelle	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni
Warnow	1,08	9,27	123,7	375	1.733	234	1.251
Stepenitz	0,40	2,50	43,0	186	566	91	300
Hellbach	0,12	1,84	37,8	74	255	42	122
Wallensteingraben	0,32	1,54	20,1	80	226	36	134
KA Rostock	0,31	1,30	6,3	164	363	48	57
KA Wismar	0,21	0,68	1,6	35	75	9	13
Summe	2,44	17,13	232,5	914	3.218	460	1.877

Zu den in Tabelle 5.2.2 aufgeführten Gesamteinträgen tragen die Kläranlagen in Rostock und Wismar nur zu 3-4 % bei Blei und Nickel, zu 12-14 % bei Cadmium, Chrom und Zink sowie zu 21-22 % bei Quecksilber und Kupfer bei. Der Haupteintrag an Schwermetallen erfolgt im mecklenburgischen Küstenabschnitt durch die Warnow. Die Frachten der Warnow tragen zu 41 % (Cu) bis 67 % (Ni) zum Gesamteintrag bei.

Neben den Schwermetallen werden über die Zuflüsse und die Direkteinleiter auch eine Reihe von **organischen Schadstoffen** in die Küstengewässer eingetragen. Eine Abschätzung der Eintragsmengen ist aufgrund der nur vereinzelt auftretenden Spurenkonzentrationen – die überwiegende Zahl der Messwerte liegt unterhalb der Bestimmungsgrenzen – recht schwierig. Ausgehend von den Befunden organischer Schadstoffe in den Fließgewässern (siehe Kap. 3.6.2) ist die aktuelle Belastung der Küstengewässer durch die Zuflüsse aber als gering einzuschätzen. Allerdings haben in der Vergangenheit die schwebstoffgebundenen Frachten der Ostseezuflüsse bei verschiedenen Substanzklassen (PAK, PCB, Chlorpestizide) offensichtlich zu einer erheblichen Akkumulation dieser Schadstoffe in den Sedimenten der Küstengewässer geführt (siehe Kap. 5.2.3). Neben den landseitigen Einträgen durch die Zuflüsse kam es auch vor Ort durch die vielfältigen Nutzungen der Küstengewässer (z. B. durch Schifffahrt, Schiffbau und Sportboote) zu Schadstoffeinträgen. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die Belastungen mit zinnorganischen Verbindungen zu nennen, die als Antifoulingmittel in Schiffsanstrichfarben enthalten waren. Mittlerweile ist die Anwendung dieser hochtoxischen Schadstoffe verboten. In den Hafensedimenten der Wismarbucht und Unterwarnow sind z. T. besorgniserregend hohe Gehalte zinnorganischer Verbindungen nachzuweisen (siehe Kap. 5.2.3).

Als weitere Quelle für den Eintrag organischer Schadstoffe kommen zudem Direkteinleitungen aus Kläranlagen in Betracht. Im Rahmen eines Sondermessprogramms fanden im Jahre 2007 Untersuchungen zur Schadstoffbelastung in den Abläufen der Kläranlagen (KA) aller größeren Küstenstädte Mecklenburg-Vorpommerns statt, deren Ergebnisse für die Direkteinleiter an der mecklenburgischen Küste hier bereits kurz vorgestellt werden sollen.

Auffällig waren vor allem die Arzneimittelbefunde. In den Abläufen der Kläranlagen Wismar und Rostock wurden in jeder Abwasserprobe Arzneimittel nachgewiesen. In relativ hohen Konzentrationen kamen das Antiepileptikum Carbamazepin (2,0-2,8 µg/l), das Schmerzmittel Diclofenac (1,4-2,9 µg/l) und der Betablocker Metoprolol (0,9-1,8 µg/l) vor. Erstmals wurden die Kläranlagen auf Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe untersucht. Von den insgesamt 72 untersuchten Wirkstoffen wurden in der Kläranlage Wismar in einer der insgesamt 6 untersuchten Abwasserproben Diuron (0,35 µg/l) und Linuron (0,05 µg/l) nachgewiesen. In der Kläranlage Rostock wurde in den 6 untersuchten Abwasserproben ebenfalls einmal Diuron (0,15 µg/l) und einmal MCPA (0,21 µg/l) gemessen. Neben Arznei- und Pflanzenschutzmitteln wurden auch drei Verbindungen aus der Substanzklasse der Phthalate untersucht, von denen Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) zweimal in der KA Wismar (Maximum: 0,37 µg/l) und einmal in der KA Rostock (0,14 µg/l) nachgewiesen wurde.

Diese Untersuchungen zeigen, dass die Direkteinleitungen ein gewisses Gefährdungspotential für die betroffenen Küstengewässer besitzen.

5.2.2 Ergebnisse allgemein physikalisch-chemischer Untersuchungen

In den mecklenburgischen Küstengewässern fanden Untersuchungen auf die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten im Oberflächenwasser und in Grundnähe von 18 Messstellen statt. Davon liegen 13 Messstellen in den inneren und 6 in den äußeren Küstengewässern (siehe Abb. 5.1). Die Überwachungsfahrten des GÖS „Strelasund“ wurden in der Regel monatlich durchgeführt. In den Jahren 2003 und 2006 kam es aber zu größeren Ausfällen.

Ein einfach zu bestimmender Güteparameter bei der Überwachung von Oberflächengewässern ist die Sichttiefe. Sie dient zur orientierenden Einschätzung der **Lichtverhältnisse** im Gewässer bzw. als Maß für die Durchsichtigkeit des Wassers und wird mittels einer Secchi-Scheibe bestimmt. Dies ist eine runde weiße Scheibe mit einem Durchmesser von 20 bis 25 cm, die an einer Schnur befestigt ist, die mit deutlichen Markierungen versehen ist. Bis zu 2 m Länge

sind die Markierungen im 10-cm-Abstand darüber im 50-cm-Abstand versehen. Die besten Lichtverhältnisse werden im Untersuchungsgebiet in den äußeren Bereichen von Salzhaff und Wismarbucht (**Abb. 5.4**) sowie in der Mecklenburger Bucht festgestellt. Hier wurden im Untersuchungszeitraum 2003-2006 mittlere Sichttiefen von knapp über 5 m ermittelt; lediglich vor Warnemünde lagen sie knapp unter 5 m. Die Maxima wurden im März 2003 in der äußeren Wismarbucht (WB6) mit 9 m und im Oktober 2005 im äußeren Salzhaff (SH3) mit 8,9 m gemessen. Innerhalb der Wismarbucht und des Salzhaffs nahmen die mittleren Sichttiefen in den inneren Bereichen auf knapp unter 3 m ab. In der Unterwarnow gingen sie sogar auf 1,2 m zurück (**Tab. 5.2.3**). Zeitweise, z. B. zu Zeiten erhöhten Phytoplanktonwachstums, waren in diesem Gewässerbereich Sichttiefen bis unter 0,5 m zu verzeichnen.

Während der Probenahme wird neben der Sichttiefe auch die **Wassertemperatur** erfasst. Die mittleren Wassertemperaturen für den Zeitraum 2003 bis 2006 lagen zwischen 10,1 °C nordwestlich des Fischlandes (Messstelle O6, siehe **Anlage 5-3**) und 11,8 °C im äußeren Salzhaff. Im Mittel werden an den inneren Stationen etwas höhere Werte als an den äußeren registriert. Besonders in der Unterwarnow ist ein Temperaturgefälle in Richtung vorgelagerte Mecklenburger Bucht festzustellen. Die höchsten Wassertemperaturen im Untersuchungszeitraum wurden Mitte August 2003 und Ende Juli/Anfang August 2006 gemessen. An den inneren Messstellen erreichten die Maximaltemperaturen Werte über 24 °C (**Tab. 5.2.3**).



Abb. 5.4: Blick von der Insel Poel über die äußere Wismarbucht (Foto: Bachor)

Tab. 5.2.3: Licht- und Temperaturverhältnisse in den mecklenburgischen Küstengewässern 2003-2006

Gewässerbereich	Sichttiefe in m		Oberflächenwassertemperatur in °C		
	Mittel	Maximum	Mittel	Maximum	Datum
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	5,2	7,5	10,8	23,1	12.08.2003
Östliche Mecklenburger (O5)	4,7	7,5	10,4	21,2	02.08.2006
Äußere Wismarbucht (WB6)	5,3	9,0	10,7	21,7	12.08.2003
Innere Wismarbucht (WB1)	2,9	5,5	11,4	24,1	12.08.2003
Äußeres Salzhaff (SH3)	5,4	8,9	11,8	23,0	01.08.2006
Inneres Salzhaff (SH1)	2,9	4,0	11,7	24,5	01.08.2006
Nördliche Unterwarnow (UW4)	2,5	4,7	10,4	23,1	26.07.2006
Südliche Unterwarnow (UW2)	1,2	2,8	11,2	24,7	26.07.2006

Wichtige abiotische Größen sind neben der Wassertemperatur der Salz- und der Sauerstoffgehalt. Alle drei Parameter werden üblicherweise mittels CTD-Sonden vom Schiff aus ermittelt. Die für den Zeitraum 2003-2006 aggregierten Daten sind für Salz- und Sauerstoffgehalt in der **Anlage 5-3** für

alle untersuchten Küstengewässer-Messstellen enthalten.

Für einzelne Messstellen des mecklenburgischen Küstengebietes sind Mittelwerte und Spannweiten des **Salzgehaltes** nachfolgend zusammengestellt (**Tab. 5.2.4**).

Tab. 5.2.4: Salinitätsverhältnisse in den mecklenburgischen Küstengewässern 2003 – 2006 in PSU

Gewässerbereich	Oberflächenwasser		Grundnahes Wasser	
	Mittel	Spannweite	Mittel	Spannweite
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	13,5	10,0 - 19,2	20,9	13,2 - 27,2
Östliche Mecklenburger (O5)	11,6	7,7 - 16,9	14,6	8,3 - 21,3
Äußere Wismarbucht (WB6)	13,6	10,1 - 20,1	15,7	10,4 - 22,1
Innere Wismarbucht (WB1)	13,7	9,4 - 19,7	14,5	10,4 - 26,1
Äußeres Salzhaff (SH3)	12,9	10,5 - 18,9	13,6	10,5 - 19,0
Inneres Salzhaff (SH1)	12,1	9,9 - 16,0	12,5	10,1 - 17,3
Nördliche Unterwarnow (UW4)	11,6	7,2 - 15,9	13,7	9,0 - 20,0
Südliche Unterwarnow (UW2)	9,4	0,7 - 17,9	12,2	6,5 - 19,4

Damit sind die Gewässer überwiegend als mesohalin anzusprechen. Der stärkste Süßwassereinfluss ist in der südlichen Unterwarnow festzustellen. In diesem Gewässerbereich können zu Zeiten sehr starker Süßwasserabflüsse aus der Warnow im Extremfall nahezu limnische Verhältnisse im Oberflächenwasser herrschen, während am Gewässergrund deutlich salzreicheres Ostseewasser festzustellen ist. In Folge erhöhter Süßwasserabflüsse aus der Warnow können sich größere horizontale und im Fahrinnenbereich auch größere vertikale Salzgehaltsgradienten ausbilden.

In der Mecklenburger Bucht kommt es bedingt durch den Einstrom salzhaltigen Nordseewassers und den Ausstrom salzärmeren Ostseewassers zeitweise zu deutlichen vertikalen Salzgehaltsgradienten (**Abb. 5.5**). In den Sommermonaten bildet sich in diesem über 20 m tiefem Gewässer in etwa 12 bis 15 m eine stabile thermohaline Sprungschicht (Thermohalokline) aus, die den Sauerstofftransport in das Grundnahe Wasser weitgehend unterbinden kann. Dies hat erhebliche Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt.

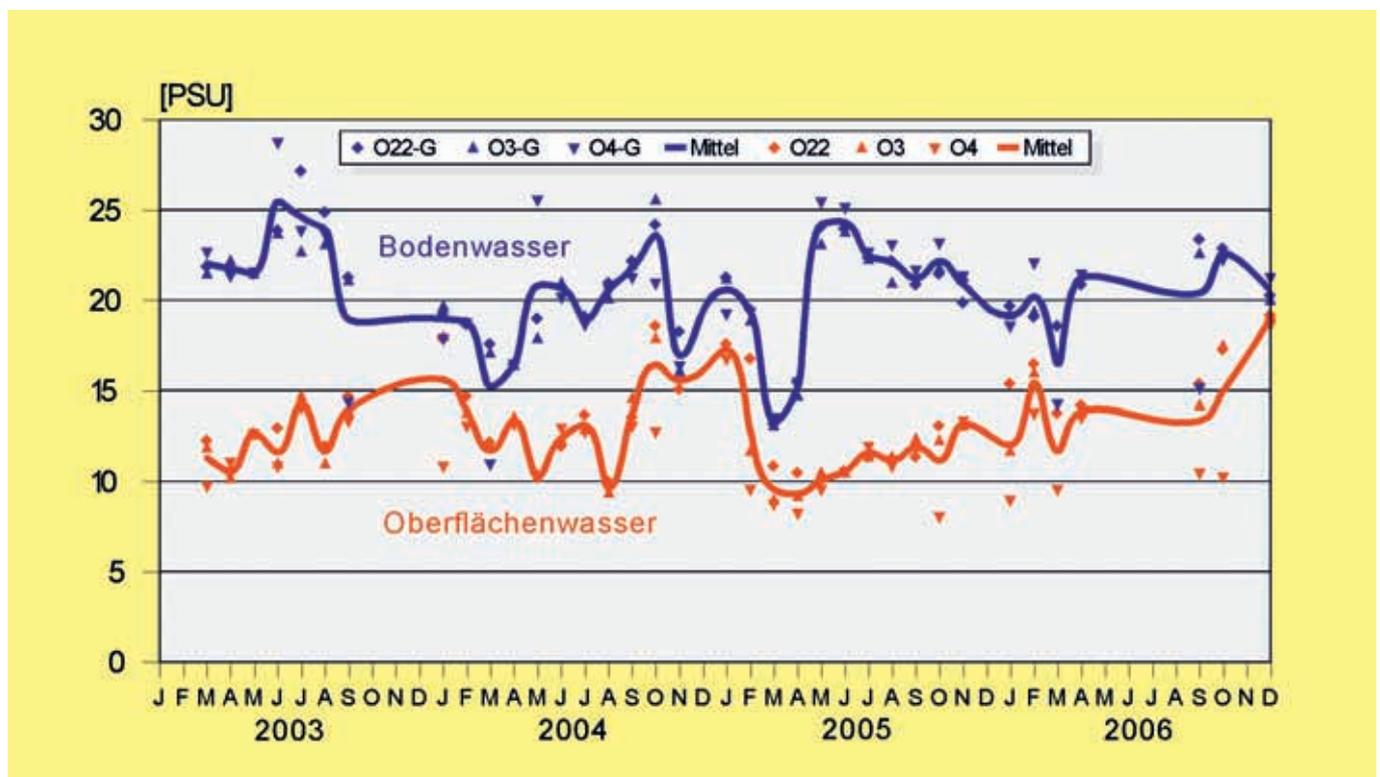


Abb. 5.5: Salzgehalt (in PSU) und Salzgradient im Oberflächen- und Bodenwasser der Mecklenburger Bucht (Station O22 -Boltenhagen, O3 - Poel, O4 - Buk)

Durch den Salzwassereinbruch im Januar 2003 wurde eine 10 Jahre währende Stagnationsperiode unterbrochen. Letztmalig im Winter 1993/94 wurden die Becken der zentralen Ostsee durch salz- und sauerstoffreiches Wasser „belüftet“. „Vom 16. bis 25. Januar 2003 wurde durch die autonomen Messstationen auf der Darßer Schwelle und im Arkonabecken der Einstrom von stark salzhaltigem, kaltem Nordseewasser mit extrem hohem Sauerstoffgehalt registriert. An der Darßer Schwelle, die den Zugang zu den tieferen Ostseebecken bildet, wurden vom 18. - 23. Januar im Oberflächenwasser Salzgehalte über 17 PSU gemessen“ (Feistel et al. 2003 <http://www.io-warnemuende.de/>). Die Wasser- und Salzmenge entsprachen ungefähr dem halben Betrag des letzten großen Einstroms von 1993 (Nausch et al. 2004). Erst im Juni/Juli ist der Salzwassereinstrom an den LUNG-Stationen nachgewiesen worden. Vor Kühlungsborn (O4G) wurden im Juni im Bodenwasser fast 29 PSU gemessen (**Abb.**

5.5). Zwischen 2004 und 2006 wurde kein nennenswerter Einstrom registriert (Nausch et al. 2005, 2006, 2007), so dass sich eine erneute Stagnationsperiode manifestiert. Dass der Salzwassereinstrom aus der Nordsee bis in die inneren Küstengewässer vordringen kann, zeigen die Befunde an den LUNG-Stationen. Im Oktober 2004 und im Mai/Juni 2005 wurden in der inneren Wismarbucht Salzgehalte bis 26 PSU gemessen. In den inneren Teilen von Salzhaff und Unterwarnow wurden im Berichtszeitraum maximale Salinitäten am Gewässergrund von 19 bis 20 PSU gemessen.

Während der **Sauerstoffhaushalt** im Oberflächenwasser in weiten Teilen des Küstengebietes relativ ausgeglichen ist, kommt es im grundnahen Wasser insbesondere in den tieferen Gewässern zu erheblichen Sauerstoffmangelserscheinungen bis hin zu anoxischen Verhältnissen (**Tab. 5.2.5**).

Tab. 5.2.5: Sauerstoffsättigungen im Oberflächenwasser (SSI in % O₂) und Sauerstoffgehalte im grundnahen Wasser (in mg/l) der mecklenburgischen Küstengewässern 2003-2006

Gewässerbereich	Oberflächenwasser		Grundnahes Wasser	
	SSI-Mittel	Spannweite	O ₂ -Mittel	O ₂ -Minimum
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	103	84-122	6,1	0,2
Östliche Mecklenburger (O5)	102	89-112	9,7	5,4
Äußere Wismarbucht (WB6)	103	90-157	11,8	0
Innere Wismarbucht (WB1)	99	66-126	9,2	2,2
Äußeres Salzhaff (SH3)	100	85-144	9,8	6,0
Inneres Salzhaff (SH1)	99	74-126	9,5	4,7
Nördliche Unterwarnow (UW4)	98	65-109	9,7	5,0
Breitling (UW6)	101	78-138	8,7	3,6
Südliche Unterwarnow (UW2)	93	60-154	8,0	3,7

Sauerstoffmangel ist in der Ostsee ein durchaus natürlich auftretendes Phänomen. Allerdings haben Häufigkeit, Stärke und die räumliche Ausdehnung der Totzonen deutlich zugenommen. Die Ursachen liegen in der zu hohen Nährstoffbelastung und den dadurch begünstigten Algenmassenentwicklungen. Auf starke Algenentwicklungen weisen die hohen gemessenen Sauerstoffübersättigungen im Oberflächenwasser hin. Im Untersuchungszeitraum traten insbesondere im Spätsommer und Herbst ausgedehnte Sauerstoffmangelscheinungen am Gewässergrund der Mecklenburger Bucht und der Wismarbucht auf (**Abb. 5.6**). Besonders das Jahr 2005 fiel durch sehr geringe Sauerstoffgehalte auf. Auch in den tieferen Bereichen der Fahrinne der Unterwarnow war Sauerstoffarmut anzutreffen. Im flacheren östlichen Randbereich der Mecklenburger Bucht, im Salzhaff und in der nördlichen Unterwarnow einschließlich des Breitling war der Sauerstoffmangel am Gewässergrund weniger ausgeprägt.

Erstmals wurde der Sauerstoffgehalt in Grundnähe nach einem Ansatz des Landesamtes für Umwelt und Natur Schleswig-Holstein klassifiziert (LANU 2007 in <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/index.jsp>). Dazu wurde der schlechteste Wert der Monate August bis Oktober/November entsprechend den Klassen schlecht (< 1 mg/l – schwarz) bis gut (> 6 mg/l – grün) zugewiesen (**Abb. 5.6**). Sauerstoffgehalte kleiner 2 mg/l werden von den wenigsten Bodentieren noch toleriert (s. **Kap. Makrozoobenthos**). Fische reagieren bereits auf Konzentrationen kleiner 4 mg/l mit Fluchtreaktionen. Ernste Sauerstoffprobleme mit starken Auswirkungen auf die Boden- und Fischfauna sind demnach in den Tiefenbereichen ab 20 Meter in der Lübecker und Mecklenburger Bucht zu erwarten, da in diesen Bodenbereichen Sauerstoffmangelperioden über mehrere Wochen und Monate auftreten.

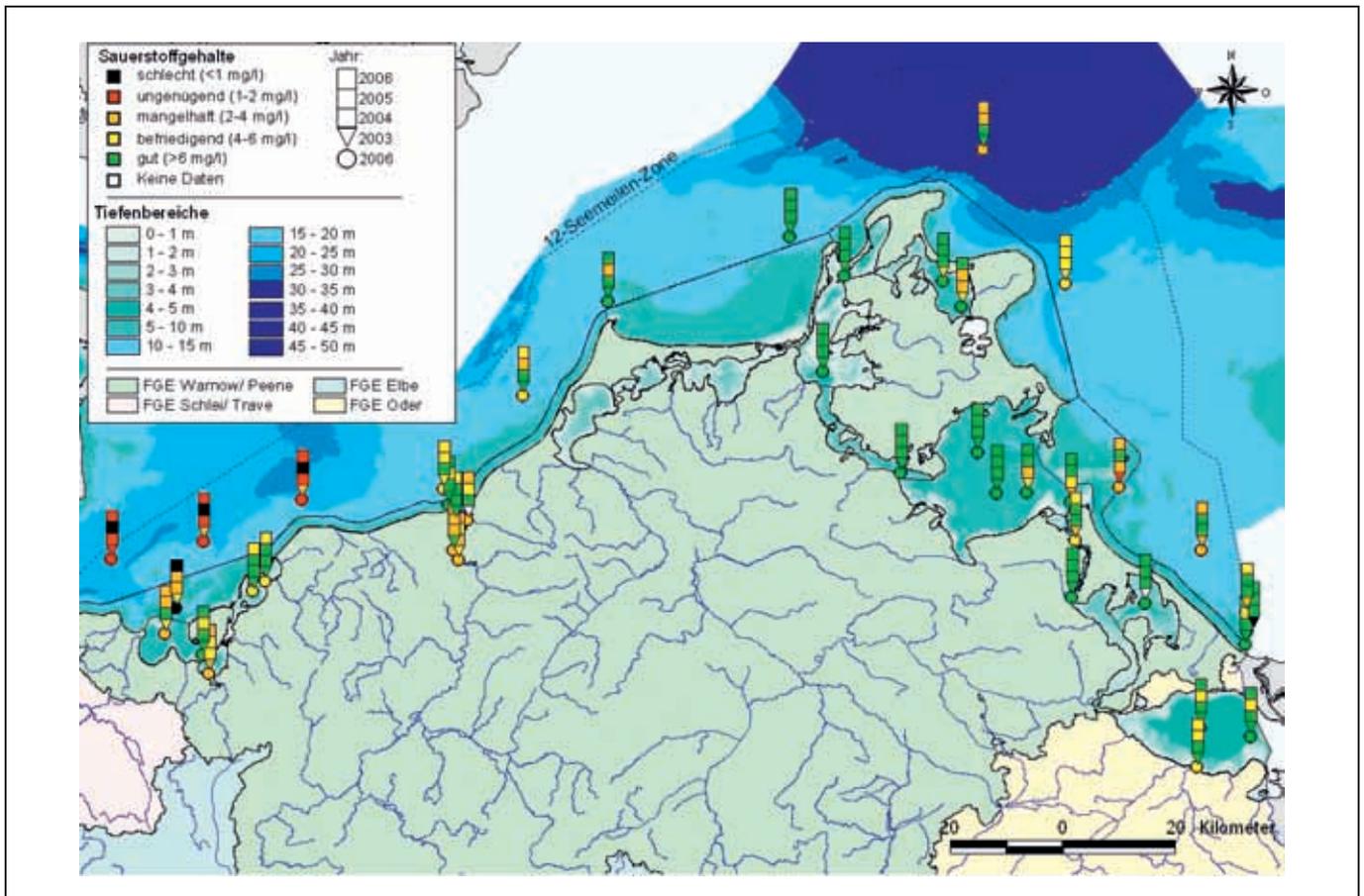


Abb. 5.6: Klassifizierung der Sauerstoffkonzentration in Grundnähe in den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder

Durch das Bund-Länder-Messprogramm für die Überwachung der Meeresumwelt wurden für die Küstengewässertypen von Nord- und Ostsee Referenz- und Orientierungswerte für **Nährstoffe** aufgestellt (BLMP 2007). Dabei sind für die gelösten Nährstoffe die Winterkonzentrationen und für GP und GN Jahresmittelkonzentrationen als Prüfwerte heranzuziehen. Für die deutschen Küstengewässertypen der Ostsee werden $0,3-0,6 \mu\text{M}$ als Referenz- und $0,5-0,9 \mu\text{M}$ als Orientierungswert für GP sowie $8-13 \mu\text{M}$ als Referenz- und $12-20 \mu\text{M}$ als Orientierungswert für GN angegeben. Da sich diese Werte nur unwesentlich voneinander unterscheiden, wurden zur Vereinfachung für alle Küstengewässertypen zur Bewertung folgende mittleren Referenz- und Orientierungswerte für den sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand herangezogen:

- $0,4 \mu\text{M}$ GP als Referenz- und $0,8 \mu\text{M}$ GP als Orientierungswert und
- $10 \mu\text{M}$ GN als Referenz- und $20 \mu\text{M}$ GN als Orientierungswert

In **Anlage 5-4** sind die mittleren Nährstoffkonzentrationen für alle untersuchten Messstellen anhand dieser Referenz- und Orientierungswerte geprüft worden. In den mecklenburgischen Küstengewässern zeigen sich dabei deutliche Belastungsunterschiede (**Tab. 5.2.6**). Die Referenzwerte für GP und GN werden in keinem der mecklenburgischen

Küstengewässern erreicht. Die Orientierungswerte für einen guten (ökologischen) Zustand werden lediglich in der Mecklenburger Bucht und in der äußeren Wismarbuscht eingehalten (GN) bzw. fast eingehalten (GP). Die höchsten Belastungen sind in der südlichen Unterwarnow festzustellen. Hier werden die Orientierungswerte um das 4- bis 5-fache überschritten. Im betrachteten Küstengebiet zeigt sich ein deutlicher Gradient von den landnächsten zu den landferneren Messstellen, der auf die landseitigen Nährstoffeinträge zurückzuführen ist. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen werden im Bereich der höchsten Nährstoffeinträge festgestellt. Diese erfolgen hauptsächlich über die Flussfrachten (siehe 5.2.1). Problemgebiete bezogen auf die Nährstoffbelastung sind daher überwiegend Gebiete, die im Einflussbereich der Zuflüsse liegen. Die wichtigsten Ostseezuflüsse im Küstengebiet West sind die Warnow, der Hellbach und der Wallensteingraben, hinzu kommt auf schleswig-holsteiner Seite die Trave.

Tab. 5.2.6: Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der mecklenburgischen Küstengewässern

Gewässer	Mittelwerte 2003-2006 in µM				
	PO4-P	GP	DIN	GN	SiO4-Si
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	0,33	0,84	2,6	17,4	6,9
Östliche Mecklenburger (O5)	0,36	0,78	2,5	18,3	8,4
Äußere Wismarbucht (WB6)	0,34	0,99	3,2	18,5	8,2
Innere Wismarbucht (WB1)	0,75	1,73	13,1	33,0	17,6
Äußeres Salzhaff (SH3)	0,41	1,26	12,3	36,5	14,6
Inneres Salzhaff (SH1)	0,75	1,87	21,5	53,9	24,5
Nördliche Unterwarnow (UW4)	0,67	1,74	28,4	51,7	32,8
Breitling (UW6)	0,71	1,75	31,2	54,7	29,7
Südliche Unterwarnow (UW2)	0,90	3,29	51,6	90,0	64,3

Tab. 5.2.7: Nährstoffkonzentrationen im grundnahen Wasser mecklenburgischer Küstengewässern

Gewässer	Mittelwerte 2003-2006 in µM				
	PO4-P	GP	DIN	GN	SiO4-Si
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	1,05	1,61	9,4	18,9	26,3
Mecklenburger Bucht nördl. Buk (O4)	1,08	2,03	7,4	17,7	21,9
Östliche Mecklenburger (O5)	0,46	0,92	4,3	18,6	9,7
Äußere Wismarbucht (WB6)	0,49	1,02*	5,3	20,1*	12,1
Nördliche Unterwarnow (UW4)	0,61	1,45	12,3	29,3	17,7
Breitling (UW6)	0,92	n.u.	19,4	n.u.	22,8

* an der Station WB4 gemessen, n.u. = nicht untersucht

Grün: Orientierungswert nach BLMP (2007) eingehalten
 Gelb: Orientierungswert um bis zum 2-fachen überschritten
 Orange: Orientierungswert um das 2- bis 4-fache überschritten
 Rot: Orientierungswert um mehr als das 4-fache überschritten

An Messstellen mit einer Wassertiefe von mehr als 6 m wurden die Nährstoffe auch im grundnahen Wasser untersucht. Die regionale Verteilung der Nährstoffe am Gewässergrund sieht z. T. deutlich anders aus als deren Verteilung im Oberflächenwasser. So werden am Gewässergrund der Mecklenburger Bucht deutliche höhere mittlere Nährstoffkonzentrationen als im Oberflächenwasser gemessen (**Tab. 5.2.7**). Die Ursachen für die z. T. starken vertikalen Unterschiede liegen in gewässerinternen Prozessen. So werden die Nährstoffe im Oberflächenwasser für das Wachstum von Phytoplankton verbraucht und die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe nehmen ab. Nach Absterben der Algen sinken diese auf den Gewässergrund, wo Remobilisierungsprozesse zu einer Rückführung der Nährstoffe in die Wasserphase führen. Zudem kommt es bei Sauerstoffmangel und insbesondere bei anoxischen Verhältnissen zu Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment. In der Mecklenburger Bucht lagern erhebliche Mengen nährstoffreicher Schlicksedimente. In den flacheren inneren Küstengewässern sind Nährstofffreisetzungen in Folge anoxischer Verhältnisse

viel seltener der Fall. Hier werden daher kaum vertikale Nährstoffgradienten angetroffen. Allerdings können hohe Flusswassereinträge zu stark ausgeprägten vertikalen Konzentrationsgradienten vor allem bei Stickstoff und Silizium führen.

Klassifizierung nach MV-Richtlinie

Die physikalisch-chemischen Parameter Orthophosphat, Gesamtposphor, anorganisch gebundener Stickstoff, Sauerstoffsättigung bzw. Sauerstoffgehalt, biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB) und Sichttiefe werden zusammen mit den biologischen Parametern Phytoplanktonvolumen und Chlorophyll-a für eine Klassifizierung der „Trophie und organischen Belastung“ entsprechend der landesintern angewandten „Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer“ herangezogen (Gewässergütebericht 1991). Die Einordnung in 6 Klassen ermöglicht eine Kategorisierung der untersuchten Gewässer in die tro-

phischen Zustände oligotroph - Klasse 1, mesotroph - Klasse 2, eutroph - Klasse 3, stark eutroph - Klasse 4, polytroph - Klasse 5 und hypertroph - Klasse 6.

Die Wasserqualität der Küstengewässer wird maßgeblich durch die Nährstoffeinträge von Land und durch Resuspension aus den belasteten Sedimenten bestimmt. Natürlich vorgegebene hydromorphologische Ausgangsbedingungen

haben einen wesentlichen Einfluss auf die Wasserqualität und das Regenerationspotential eines Gewässers.

Im Berichtszeitraum wurden 18 Messstellen in den mecklenburgischen Küstengewässern klassifiziert (**Abb. 5.7**). Die Ergebnisse der Klassifizierung seit 1975 enthält die **Anlage 5-2** im Anhang.

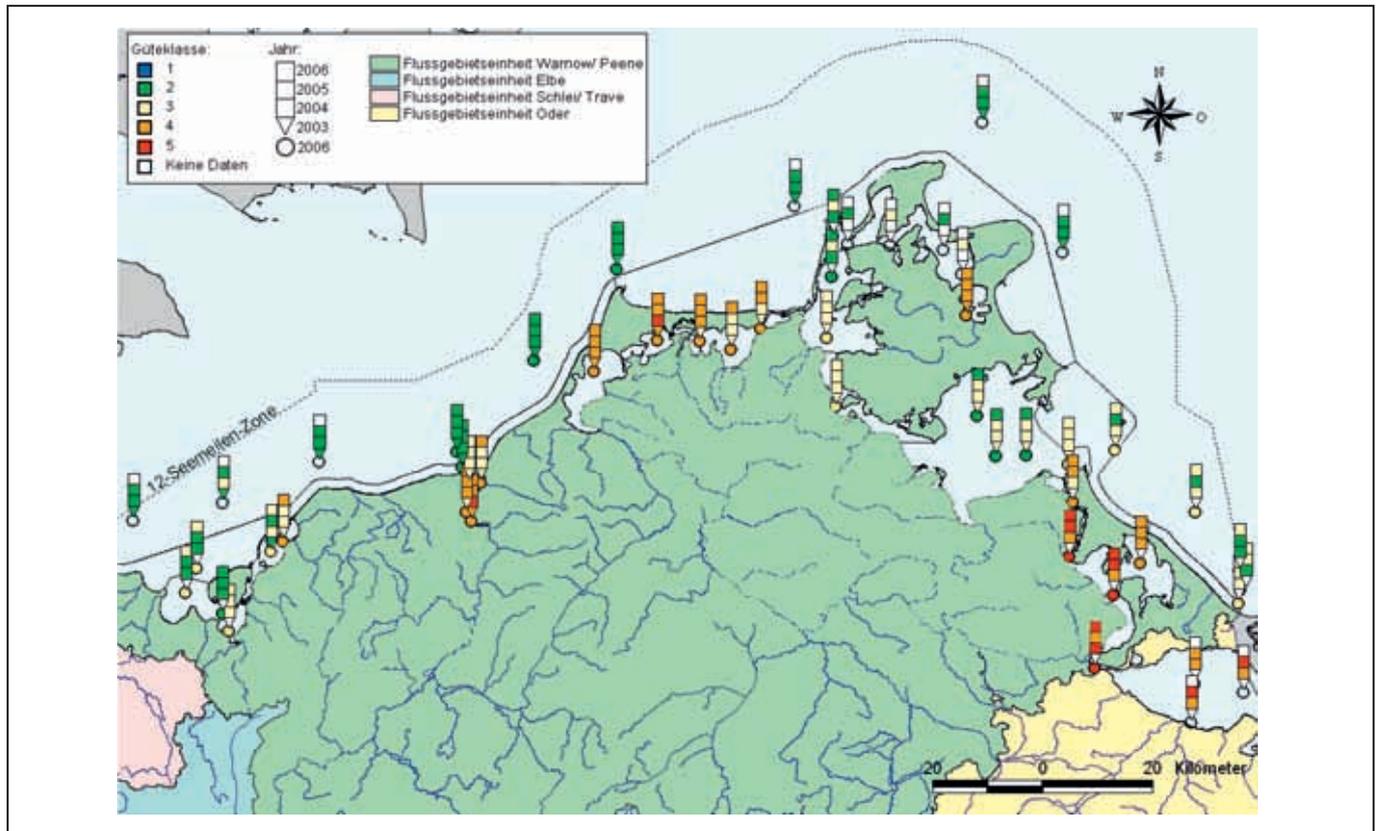


Abb. 5.7: Klassifizierung der Küstenwasserkörper nach der MV-Richtlinie in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder

Von den in den mecklenburgischen Küstengewässern untersuchten Messstellen sind bereits 60 % in die Güteklasse 2 einzustufen. Die südliche Mecklenburger Bucht zwischen Boltenhagen und Fischland, weite Teile der Wismar-Bucht und das äußere Salzhaff können als mesotrophe Gewässer charakterisiert werden (**Abb. 5.7**). Die im Vergleich dazu schlechte Einstufung der inneren Bereiche des Salzhaffs in die Güteklasse 3 bis 4 ist auf die sehr hohen Stickstofffrachten aus dem stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet des Hellbachs zurückzuführen. Erhöhte Nährstoffeinträge sind auch für die Güteklasse 3 in der inneren Wismar-Bucht verantwortlich. Die größten Abweichungen von einem guten ökologischen Zustand weist die südliche Unterwarnow auf, die mit Güteklasse 4 als stark eutroph einzuordnen ist. Die Ursachen hierfür liegen in den Nährstofffrachten aus der Warnow und z. T. auch in den belasteten Sedimenten im Bereich des Stadthafens von Rostock.

Für einige Messstellen in den mecklenburgischen Küstengewässern liegen bis zu 30-jährige Messreihen und Klassi-

fizierungsergebnisse vor, so dass Trendbetrachtungen vorgenommen werden können. Trägt man die ungerundeten Güteklassen der Einzeljahre gegenüber der Zeitachse auf, können interessante Veränderungen konstatiert werden.

Bis in die 1990er Jahre hinein war die innere Wismar-Bucht (WB1) in Güteklasse 4 (stark eutroph) und die restliche Wismar-Bucht überwiegend in Güteklasse 3 (eutroph) einzustufen. Mit der Verringerung der landseitigen Nährstoffeinträge in den 1990er Jahren war in beiden Gewässerbereichen eine Verbesserung um etwa eine Güteklasse verbunden. Seit 1992 ist der innere Bereich recht stabil der Güteklasse 3 und der restliche Bereich der Güteklasse 2 zuzuordnen (**Abb. 5.8**). Dass sich erhöhte landseitige Nährstoffeinträge aber auch gegenwärtig noch auf das Klassifizierungsergebnis auswirken, zeigt das Jahr 2002. Die erhöhten Nährstofffrachten führten in der inneren Wismar-Bucht zu einer um eine Klasse schlechteren Einstufung.

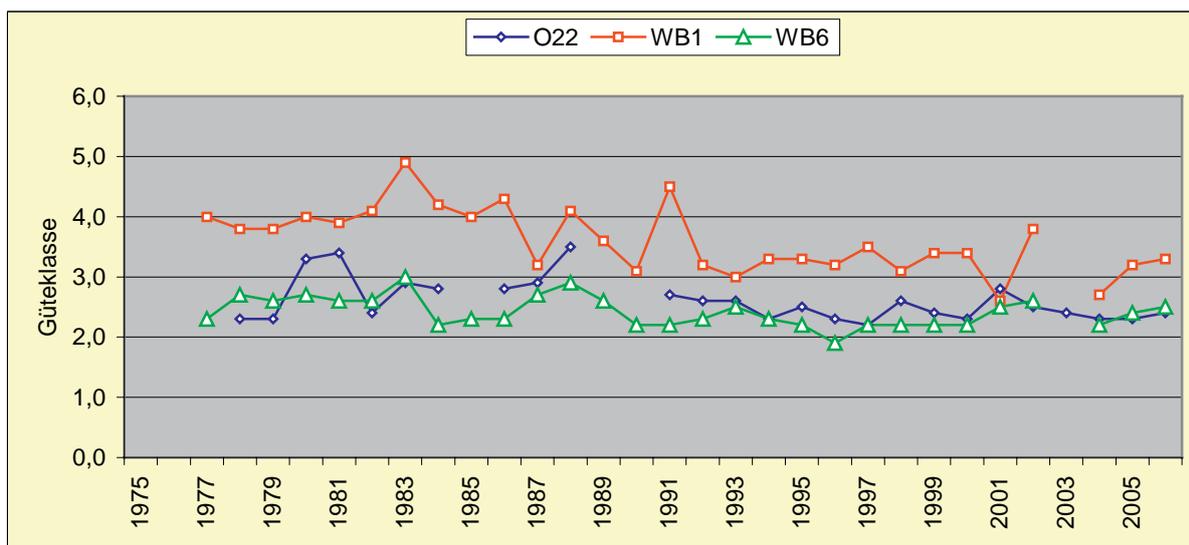


Abb. 5.8: Entwicklung der Güteklassen nach MV-Richtlinie für Messstellen in der Wismar-Bucht (WB1, WB6) und Mecklenburger Bucht (O22) im Zeitraum 1977-2006

Noch deutlichere Veränderungen zeigen sich in der Unterwarnow (**Abb. 5.9**). Hier fällt insbesondere die starke Veränderung im Mündungsbereich der Warnow (UW5) ins Auge. War für die Messstelle UW5 1987 Güteklasse 5 zu vergeben, so hat sich hier in den letzten Jahren die Güteklasse 2 manifestiert, d.h. hier ist eine Verbesserung um 3 Klassen erreicht worden. In Höhe Warnowwerft (UW4) und im Breiting (UW6) ist ein Rückgang der Einstufung von Güteklasse 5 auf 3 zu verzeichnen (**Anlage 5-2**). Diese deutlichen Ver-

besserungen sind in erster Linie den verminderten Einträgen aus der Kläranlage Rostock zuzurechnen. Der südliche Unterwarnowbereich wird dagegen von den Stofffrachten der Warnow dominiert. Diese konnten in den letzten Jahren nicht verringert werden, so dass sich der abnehmende Trend nicht weiter fortgesetzt hat. Will man in der südlichen Unterwarnow die Güteklasse 3 oder gar 2 erreichen, müssten die Nährstofffrachten der Warnow drastisch gesenkt werden.

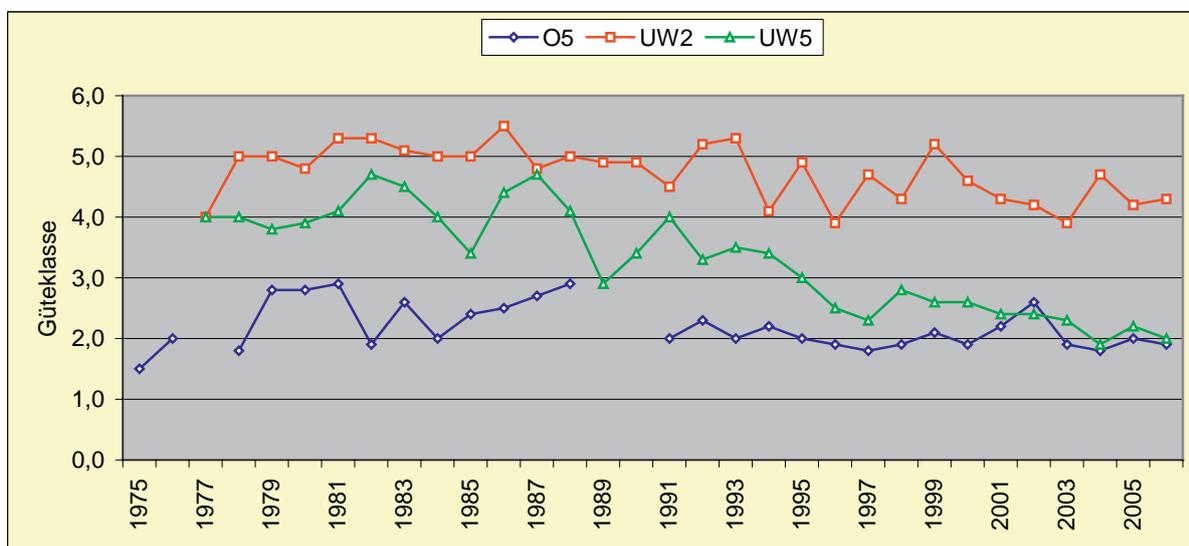


Abb. 5.9: Entwicklung der Güteklassen nach MV-Richtlinie für Messstellen in der Unterwarnow (UW2),

5.2.3 Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Die Schadstoffuntersuchungen im Wasser konzentrierten sich auf Messstellen in der Wismarbucht (WB3, WB4) und Unterwarnow (UW4), also in Gebieten, in denen hohe landseitige Belastungen zu erwarten sind. Als mögliche Belastungsquellen sind für die Wismarbucht die kommunale

Kläranlage der Stadt Wismar und die Werft sowie die Einträge über den Wallensteingraben und für die Unterwarnow die zentrale Kläranlage Rostocks, die Werft und die Flusswassereinträge der Warnow zu nennen (siehe 5.2.1).

Schwermetalle und Metalloide

Die Ergebnisse der Bestimmung der Schwermetalle in **Wasserproben** sind für die drei untersuchten Messstellen in der **Anlage 5-5** zusammengefasst. Nachfolgend soll eine Bewertung dieser Ergebnisse für die zu den prioritären Stoffen zählenden Elemente Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel vorgenommen werden. Für diese Elemente liegen Umweltqualitätsnormen (UQN) vor (**Tab. 5.2.8**).

Diese UQN wurden an keiner der drei untersuchten Messstellen überschritten (**Tab. 5.2.9**). Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen in etwa um das 10-fache unter der UQN für Cadmium, um das 25-fache unter den UQN für Quecksilber, um das 35-fache unter der UQN für Blei und um das 50-fache für Nickel.

Tab. 5.2.9: Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Nickel-Gesamtkonzentrationen in mecklenburgischen Küstengewässern im Zeitraum 2003 - 2005, Perzentilwerte in µg/l

Gewässer	Messstelle	Cadmium		Blei		Quecksilber		Nickel	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Wismarbuch	WB3	0,023	0,030	0,20	0,45	0,002	0,009	0,43	0,62
Wismarbuch	WB4	0,023	0,042	0,15	1,10	0,002	0,006	0,40	0,54
Unterwarnow	UW4	0,020	0,035	0,16	1,25	0,002	0,019	0,43	0,72

Während im Wasser keine signifikanten räumlichen Unterschiede auszumachen waren, zeigten Befunde in den Gewässersedimenten z. T. deutliche regionale Belastungsunterschiede an, die vor dem Hintergrund der unterschiedlich hohen landseitigen Schwermetalleinträge auch zu erwarten sind. Im mecklenburgischen Küstengebiet fanden im Berichtszeitraum Sedimentuntersuchungen im Salzhaff (2005) und in der Unterwarnow (2006) statt, wobei das Salzhaff sehr umfangreich sedimentologisch und umweltgeochemisch untersucht wurde (Propp, 2006). Sowohl in der Unterwarnow als auch im Salzhaff waren deutliche Belastungsgradienten auszumachen. Die höchsten Schwermetallgehalte wurden in **Sedimenten** der stark anthropo-

Tab.: 5.2.8:

Umweltqualitätsnormen (UQN) für Schwermetalle in Oberflächengewässern nach Richtlinienvorschlag des Europäischen Rates vom 24.05.2007.

JD: Jahresdurchschnitt; ZHK: zulässige Höchstkonzentration

Stoffname	JD-UQN	ZHK-UQN
Cadmium	0,2	Nicht anwendbar
Blei	7,2	Nicht anwendbar
Quecksilber	0,05	0,07
Nickel	20	Nicht anwendbar

gen beeinflusster Gebiete der Unterwarnow (Stadthafen, Haedgehafen) gemessen. Auch das wesentlich schwächer belastete Salzhaff wies Gradienten zwischen innerem und äußerem Haff auf. Vergleicht man die mittleren Schwermetallgehalte in den Oberflächensedimenten beider Gewässer miteinander, treten bei den Elementen Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink deutliche Unterschiede zu Tage (**Tab. 5.2.10**).

Die Ergebnisse beider Messkampagnen sollen nachfolgend anhand des von der LAWA aufgestellten Klassifikationsansatzes (siehe Tabelle 3.6.8 in Kapitel 3.6) beurteilt werden.

Tab. 5.2.10: Schwermetallgehalte in Oberflächensedimenten (Fraktion < 20 µm) ausgewählter mecklenburgischer Küstengewässern, Medianwerte in mg/kg TM

Gewässer	Jahr (n)	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Salzhaff	2005 (46)	25	1,14	63	41	28	0,11	136
Unterwarnow	2006 (15)	60	2,40	35	88	21	0,57	310

Die Sedimente des Salzhaffs können bezogen auf die Elemente Blei, Chrom, Nickel und Quecksilber im Mittel als weitgehend unbelastet eingestuft werden (Güteklasse I). Für Zink (GK I-II) sowie Cadmium und Kupfer (GK II) sind geringe bzw. mäßige Anreicherungen gegenüber dem natürlichen Hintergrundwert zu erkennen.

Die Sedimente der Unterwarnow wiesen mit Ausnahme

von Chrom und Nickel deutlich höhere Schwermetallbelastungen auf. Für Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink ist nach LAWA (1998) eine deutliche Belastung (Güteklasse II-III) zu konstatieren.

In einigen Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns fanden auch Schadstoffuntersuchungen in **Miesmuscheln** (*Mytilus edulis*) statt. Insgesamt wurden in den Jahren 2003,

2004 und 2005 an 6 Standorten Miesmuscheln gewonnen und auf Schwermetalle und organische Schadstoffe untersucht (Meyer et al. 2004, 2005, 2006). Nachfolgend werden

die Ergebnisse für alle Standorte, auch für die vorpommerschen Küstengewässern, abgehandelt (**Tab. 5.2.11**).

Tab. 5.2.11: Schwermetallgehalte von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Wismarbucht, Unterwarnow und vorgelagerten Ostsee, Mittelwerte in mg/kg TM, Bewertung nach SEPA (2000) Umweltqualitätskriterien für Biota der Ostsee

Gewässer/Station	Jahr (n)	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Wismarbucht / Wendorf	2003 (6)	0,92	0,85	0,71	15,1	2,03	0,19	135
	2004 (6)	0,74	0,60	1,71	11,0	2,28	0,13	150
	2005 (6)	<0,50	<0,40	0,53	10,7	1,85	0,11	109
Unterwarnow / WarnemündeWerftstandort	2003 (6)	1,41	1,58	0,68	16,1	2,30	0,15	214
	2004 (6)	1,20	0,91	<0,50	13,8	3,99	0,10	140
	2005 (6)	0,85	0,73	0,72	14,2	1,69	0,11	142
Ostsee / n. Poel	2003 (6)	1,16	1,51	0,78	14,4	3,50	1,94	110
	2004 (6)	0,87	0,65	1,96	12,6	2,99	0,08	124
Ostsee / n. Warnemünde	2003 (6)	1,16	1,28	1,28	19,0	2,62	0,69	148
	2004 (6)	0,53	0,69	0,50	12,3	5,21	0,10	99
	2005 (12)	0,71	0,67	13,4	11,7	6,38	0,11	102
Ostsee / n. Zingst	2003 (6)	1,27	1,57	1,24	20,1	2,76	0,14	139
	2004 (6)	1,25	2,24	0,96	17,5	4,45	0,17	156
	2005 (12)	1,37	1,92	1,96	14,7	3,37	0,16	168
Oderbank / nw. Usedom	2003 (6)	1,69	1,25	4,00	17,2	5,48	0,18	134
	2004 (6)	1,51	2,80	4,05	16,0	4,05	0,16	119

Grad der anthropogenen Beeinflussung (SEPA 2000):

Blau (Klasse 1): wenig bzw. ohne

Grün (Klasse 2): leicht

Gelb (Klasse 3): signifikant

Orange (Klasse 4): groß

Rot (Klasse 5): sehr groß

ohne Farbe: keine Umweltqualitätskriterien angegeben

Die Schwermetallbelastungen der Miesmuscheln ist überwiegend durch geringe räumliche Belastungsunterschiede gekennzeichnet. Seit 2003 ist an den 4 Probenahmestellen Wismarbucht, Unterwarnow, nördlich Poel und nördlich Warnemünde eine Abnahme des Blei- und Cadmiumgehalts zu sehen. Für die Elemente Blei, Cadmium, Chrom und Nickel wurden, wie schon im Berichtszeitraum 2000-2002, die höchsten Gehalte auf der Oderbank bzw. nördlich Zingst vorgefunden. Die Bleiwerte vor Usedom und die Cadmiumwerte vor Zingst und Usedom sind etwa doppelt so hoch wie an den anderen Probeorten. Die höheren Werte auf der Oderbank sind auf die Schwermetallfrachten aus der Oder, als Haupteintragsquelle an der mecklenburg-vorpommerschen Küste, zurückzuführen (**Tab. 5.2.11**). Für die höheren Werte nördlich Zingst gibt es bisher keine belastbare Erklärung (LUNG 2004). Direkte Belastungsquellen sind nicht vorhanden. Das Seegebiet hat mit die beste Wasserqualität an der Küste (s. **Abb. 5.6**). Als mögliche Kontaminationsquelle kommt ein munitionsbelastetes Gebiet vor der Halbinsel Zingst in Frage. Das Gebiet wurde zu DDR-Zeiten als Übungsschießplatz der Nationalen Volksarmee für konventionelle Munitionstypen genutzt (mdl. Mitt. Herr T. Hauk 2007, Munitionsbergung im Landesamt für Polizei, Brand-

und Katastrophenschutz MV). Es ist zu vermuten, dass Reste von Munition und deren Inhaltsstoffe, wie Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, auch heute noch in den Sedimenten zu finden sind und Quelle für Schadstoffe sein können (Nehring & Koch 2006, Koch & Nehring 2007). Ein auffällig hoher Chrombefund wurde im Jahr 2005 vor Warnemünde nachgewiesen. Es handelt sich nicht um einen Artefakt, da der Wert durch 12 Einzelmessungen im Gebiet gut abgesichert ist. Das gleiche gilt für einen hohen Quecksilberwert vor Poel; alle 6 Unterproben zeigen hohe Werte zwischen 1,79 und 2,06 mg/kg TM.

Wie aus der **Tabelle 5.2.11** ersichtlich, werden für das Element Kupfer in allen 6 Gebieten die Umweltqualitätsnormen für Biota in der Ostsee (SEPA 2000) überschritten, im Jahr 2003 in der Wismarbucht, Unterwarnow und vor Warnemünde sogar signifikant. Für Zink wurden erhöhte Werte 2003 in der Unterwarnow am Standort Warnemünde/Werft gemessen. Die erhöhten Werte wurden in der Nähe der Hafens- und Werftstandorten gemessen. Eine Zuordnung zu den Belastungsquellen ist somit eindeutig.

Organische Schadstoffe

Die überwiegende Anzahl organischer Schadstoffe sind Fremdstoffe, die natürlicherweise in der Umwelt nicht präsent sind, da ihre Existenz ausschließlich anthropogen bedingt ist. Sie gehören zu den potentiell gefährlichsten Schadstoffen, mit besonderer ökotoxikologischer Relevanz in der marinen Umwelt. Die Gefährlichkeit, vor allem der Organochlorverbindungen, liegt in ihrem Verhalten in der Umwelt. Die meisten Organochlorverbindungen sind ausgesprochen lipophil und deshalb nur gering wasserlöslich. Daraus folgt, dass sie sich besonders im Fettgewebe von Organismen anreichern. Bedingt durch ihren hohen Dampfdruck sind sie leicht flüchtig, d. h., ihr Transport und der Eintrag in die Umwelt erfolgt überwiegend über die Atmosphäre. Damit ist eine globale Verteilung und auch eine Kontamination von normalerweise unberührten Regionen gegeben. Viele der Verbindungen sind hochgradig persistent, d. h., sie werden in der Umwelt biologisch kaum oder gar nicht abgebaut. Diskutiert wird auch seit längerer Zeit die hormonelle Wirkung vieler dieser als Umweltöstrogene oder Xenööstrogene bezeichneten organischen Verbindungen. Dahinter verbirgt sich eine heterogene Klasse von Substanzen die im Verdacht stehen, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Die Folgen sind Störungen der Entwicklung und der Fortpflanzung (Gercken 1996).

Vor allem die Anreicherung in der Nahrungskette und ihre hohe Persistenz führen dazu, dass diese Verbindungen auch heute noch, lange nach dem Verbot der Herstellung und Anwendung, in teilweise hohen Konzentrationen in den Organismen gefunden werden.

Tab. 5.2.12: Gehalte organischer Schadstoffe in Oberflächensedimenten der Unterwarnow, alle Angaben in $\mu\text{g}/\text{kg TM}$, ZOV = zinnorganische Verbindungen in $\mu\text{g Sn}/\text{kg TM}$

Jahr (n)	HCH-Summe	Summe Furane	Summe Dioxine	DDT-Summe	PCB-Summe (21)	ZOV-Summe	PAK-Summe (16)
2002 (12)	0,79	n.u.	n.u.	175	141	293	3.342
2006 (15)	< 0,01	0,218	0,435	14	58	1.116	3.501

n.u. = nicht untersucht

In den mit Abstand höchsten Konzentrationen kamen die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) vor, gefolgt von den zinnorganischen Verbindungen. Von den Chlorpestiziden wurden Hexachlorcyclohexan und seine Isomere nicht mehr nachgewiesen und auch die DDT- und PCB-Gehalte sind rückläufig. Erstmals wurden 2006 die Dioxine und Furane untersucht. Wie bei den meisten anderen organischen Schadstoffen wurden auch für diese toxische Stoffgruppe deutliche kleinräumige Unterschiede im Unterwarnowgebiet registriert. Die höchsten Konzentrationen waren in den Hafengebieten (Stadthafen, Hagede-Hafen) zu verzeichnen.

Vergleicht man die jeweiligen Toxizitätssummenwerte der verschiedenen Stoffgruppen miteinander, so rangiert die

In der im Jahr 2000 verabschiedeten EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) ist in Erwägungsgrund 27 ein wesentliches Umweltziel festgeschrieben: „Das Endziel dieser Richtlinie besteht darin, die Eliminierung prioritär gefährlicher Stoffe zu erreichen und dazu beizutragen, dass in der Meeresumwelt für natürlich vorkommende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte erreicht werden.“

Organische Schadstoffe wurden in **Wasserproben** nur an einer Messstelle in der Unterwarnow (UW4) untersucht. Wie bei den Fließgewässern wurden schwerpunktmäßig Pflanzenschutzmittel bestimmt. Im Zeitraum 2003-2006 wurden in 19 Wasserproben 47 PSM-Wirkstoffe untersucht, von denen lediglich Diuron (2 x) und Simazin (1 x) in niedrigen Konzentrationen nachzuweisen waren. Diuron war am 11.08.2003 (0,032 $\mu\text{g}/\text{l}$) und am 21.06.2004 (0,022 $\mu\text{g}/\text{l}$), Simazin am 20.07.2004 (0,04 $\mu\text{g}/\text{l}$) anzutreffen. Als Eintragsquelle können die Frachten der Warnow, der Kläranlage Rostock oder Einträge von PSM-behandelten Flächen der Stadt und des Seehafen in Betracht gezogen werden. Nach Auskunft des StAUN Rostock haben Gleiserneuerungsarbeiten im Seehafen Rostock gezeigt, dass dort in der Vergangenheit Altherbizide, wie Simazin und Diuron, zum Einsatz gekommen sind.

Für das Jahr 2006 liegen für die Unterwarnow Untersuchungsergebnisse in **Sedimenten** vor, die im Auftrag des LUNG von einer aus mehreren Privatlaboren bestehenden Bietergemeinschaft durchgeführt wurden (Brüggmann 2007). Von den untersuchten Parametergruppen wiesen die PAK die mit Abstand höchsten Konzentrationen auf (**Tab. 5.2.12**).

PAK-Toxizität sehr deutlich über der Toxizität der anderen Stoffgruppen. So trägt die PAK-Toxizität etwa 70 mal mehr als die Dioxin/Furan-Toxizität und 600 mal mehr als die PCB-Toxizität zur Gesamttoxizität der Sedimentproben bei (Brüggmann 2007).

Neben den Sedimentuntersuchungen wurden einige organische Schadstoffgruppen auch in **Biota** untersucht. 2003, 2004 und 2005 wurden im Auftrag des LUNG der Gehalt an Organochlorpestiziden und Polychlorierten Biphenylen in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Wismar-Bucht, Unterwarnow und an 4 Standorten der Außenküste (**Tab. 5.2.14** und **15**) untersucht (Meyer et al. 2004, 2005, 2006).

Hexachlorcyclohexan-Isomere (HCH) gehören zur Grup-

pe der Organochlorinsektizide. Das technische Produkt HCH enthält neben dem eigentlichen Insektizid „Lindan“ (γ -HCH) auch andere HCH-Isomere, von denen jedoch nur α -, β - und δ -HCH von Bedeutung sind. Lindan wurde vor dem Anwendungsverbot vor allem in der Landwirtschaft als Biozid verwendet. Für technisches Lindan wurde 1977 ein Anwendungsverbot in der BRD ausgesprochen, in den neuen Bundesländern nach 1989. Seit Mitte der 1990er Jah-

re haben die Befunde an HCH kontinuierlich abgenommen (**Abb. 5.10**). Die Messungen der Isomere α - und δ -HCH werden seit 1997 nicht mehr durchgeführt, da die Gehalte in der Miesmuschel durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM lagen. Seit 2001 sind auch die Isomere β -HCH und γ -HCH im Muschelfleisch nicht mehr nachweisbar, so dass sowohl für HCH als auch für das Biozid Hexachlorbenzol (HCB) keine Belastung mehr vorliegt.

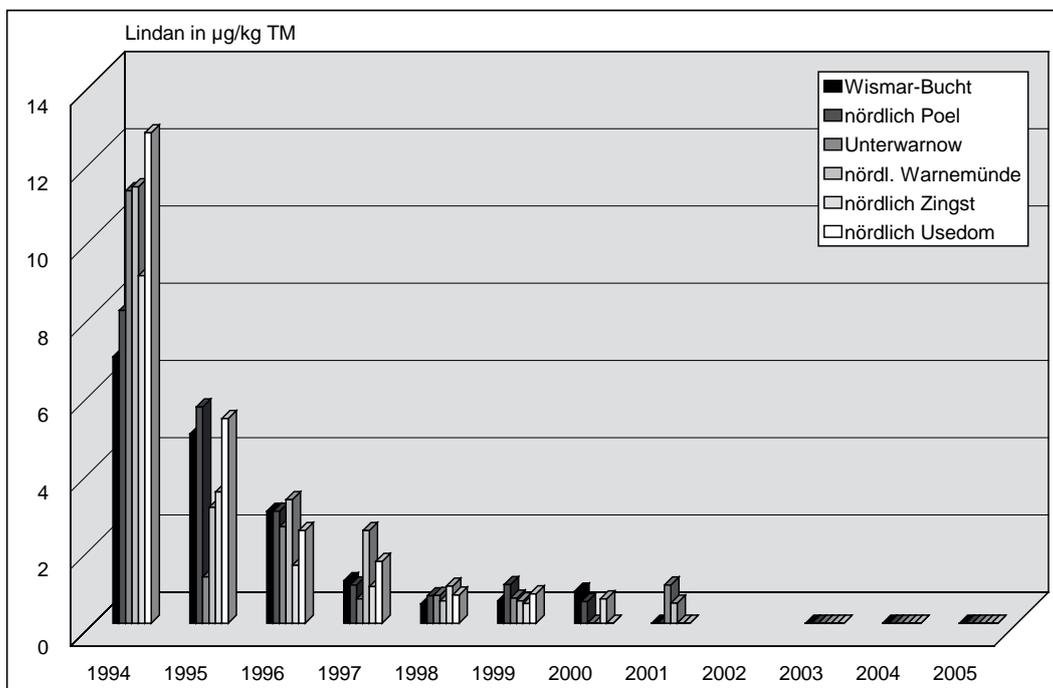


Abb. 5.10: Mittlere Lindan-Konzentrationen in Miesmuscheln aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1994 bis 2005

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist die Bezeichnung für ein technisches Produkt, welches ein Gemisch aus verschiedenen Chlorkohlenwasserstoffen (vor allem p,p' -DDT, o,p' -DDT, p,p' -DDE, p,p' -DDD, o,p' -DDE) ist, wobei nur p,p' -DDT das eigentlich wirksame Insektizid darstellt. Vor seinem Anwendungsverbot (BRD 1972, ehem. DDR 1988) in den entwickelten Industrieländern wurde DDT schon seit den 1930er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten angewandt. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor als hoch wirksames Insektizid zur Anwendung (Malaria bekämpfung), deshalb sind erneute Kontaminationen auch in unserer Region nicht ausgeschlossen.

Die in den Muscheln vorgefundenen durchschnittlichen DDT-Gehalte weisen eine hohe räumliche und zwischenjährige Variabilität auf. Die mit Abstand höchste DDT-Belastung wurde in Muscheln aus der Unterwarnow und inneren Wismarbucht vorgefunden (**Tab. 5.2.13**). Sie lagen um ein Vielfaches über den Gehalten der äußeren Reviere. Hohe p,p' -DDT-Werte weisen auf einen möglicherweise aktuellen Eintrag hin.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) werden seit Ende der 1920er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwen-

det. Wegen ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften fanden PCB eine breite Verwendung vor allem in der Elektroindustrie. PCB bilden eine Gruppe chlororganischer Verbindungen, die je nach Chlorierungsgrad theoretisch bis zu 209 verschiedene Einzelkomponenten (Kongener) enthalten kann. Die einzelnen Kongener unterscheiden sich beträchtlich in ihren physikalischen, chemischen und toxikologischen Eigenschaften. Eine besonders hohe Toxizität (vergleichbar der von Dioxinen und Furanen) besitzen die koplanaren PCB-Kongener (z. B. PCB-118). In der BRD werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCB sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte sowie Altlasten.

Die PCB-Gehalte der Muscheln variieren räumlich und zeitlich sehr erheblich. Wie beim DDT wurden mit Abstand die höchsten Gehalte in der Unterwarnow, gefolgt von der Wismar-Bucht gemessen, wobei sich im Untersuchungszeitraum in beiden Gewässern eine Abnahme der PCB-Summenkonzentration zeigt (**Tab. 5.2.14**). Die gegenüber den Muscheln aus den äußeren Küstengewässern hohe Belastung der Muscheln aus Unterwarnow und Wismar-Bucht hängt sicherlich mit der Nutzung beider Gewässer zusammen. In beiden Küstengewässern befinden sich Hafen- und

Werftstandorte, in deren Nähe erhöhte PCB-Gehalte in den Sediment nachzuweisen waren. Diese dürften auf Kontaminationen aus der Vergangenheit zurückzuführen sein.

Tab. 5.2.13: Organochlorpestizidgehalte in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Wismarbucht, Unterwarnow und vorgelagerten Ostsee, Mittelwerte in $\mu\text{g}/\text{kg TM}$,

Gewässer/ Station	Jahr (n)	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Σ DDT
WismarbuchtWendorf	2003 (6)	1,90	20,3	2,20	27,8	<0,5	6,03	56,2
	2004 (6)	2,10	47,9	3,17	21,8	3,67	35,4	114
	2005 (6)	1,66	34,2	1,72	26,3	18,5	173	253
Unterwarnow Warnemünde Werftstandort	2003 (6)	0,95	51,3	4,50	35,2	4,3	71,7	188
	2004 (6)	2,87	54,9	7,90	38,4	2,00	9,07	114
	2005 (6)	0,78	22,7	0,75	7,38	9,57	36,8	77,5
Ostseen. Poel	2003 (6)	<0,5	3,33	0,67	10,7	<0,5	1,44	15,9
	2004 (6)	1,98	61,8	4,60	57,9	9,37	42,9	201
Ostseen. Warnemde.	2003 (6)	<0,5	3,40	0,65	13,3	<0,5	2,15	18,4
	2004 (6)	-	-	-	-	-	-	-
	2005 (12)	0,5	15,9	1,00	8,58	7,23	92,7	125
Ostsee n. Zingst	2003 (6)	<0,5	3,30	1,53	74,6	1,00	5,03	82,2
	2004 (6)	-	-	-	-	-	-	-
	2005 (12)	<0,5	6,63	<0,5	2,03	2,61	17,3	28,4
Oderbank nw. Usedom	2003 (6)	0,73	9,53	<0,5	2,70	<0,5	1,00	13,1
	2004 (6)	1,63	28,8	2,00	20,4	2,68	22,1	78,0

Tab. 5.2.14: Gehalte an polychlorierten Biphenylen (PCB) in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Wismarbucht (WB), Unterwarnow (UW) und vorgelagerten Ostsee, Mittelwerte in $\mu\text{g}/\text{kg TM}$,

Gewässer/ Station	Jahr (n)	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCB
WismarbuchtWendorf	2003 (6)	3,06	3,00	6,76	11,3	24,8	38,7	4,13	91,9
	2004 (6)	1,60	2,71	6,53	6,73	24,0	32,2	1,30	81,4
	2005 (6)	0,78	1,37	4,53	3,77	13,3	20,2	2,15	46,1
Unterwarnow Warnemünde Werftstandort	2003 (6)	8,60	9,66	27,4	28,3	79,8	124	15,6	293
	2004 (6)	2,90	5,27	29,6	18,0	77,7	116	10,8	260
	2005 (6)	1,23	2,52	14,3	9,53	36,4	54,7	9,30	128
Ostseen. Poel	2003 (6)	1,09	1,00	1,34	2,73	2,66	3,53	0,80	12,6
	2004 (6)	<0,5	<0,5	1,57	1,27	4,20	5,10	<0,5	12,1
Ostseen. Warnemünde	2003 (6)	1,14	0,99	1,12	2,63	3,30	5,10	<0,5	14,6
	2004 (6)	<0,5	<0,5	2,83	3,27	7,53	9,22	0,95	23,5
	2005 (12)	0,57	0,82	1,98	1,13	3,94	5,56	0,71	14,7
Ostsee n. Zingst	2003 (6)	2,06	1,76	1,00	2,96	4,26	4,96	1,20	17,4
	2004 (6)	<0,5	<0,5	1,65	1,90	3,00	3,70	0,50	8,43
	2005 (12)	0,55	0,84	1,62	0,99	3,47	4,29	0,60	12,4
Oderbank nw. Usedom	2003 (6)	1,30	1,73	1,76	2,40	3,90	4,40	0,58	16,0
	2004 (6)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,70	<0,5	0,70

5.2.4 Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden in 4 der 6 mecklenburgischen Wasserkörper (WK) die biologischen Qualitätskomponenten (QK) Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos untersucht. Bisher nicht beprobt wurden die WK1 Wismarbucht/Südteil (Hafenbereich) und 6 südliche Mecklenburger Bucht/Warnemünde bis Darß. Das Phytoplankton wurde an 5 Messstellen monatlich beprobt. Unter-

sucht wurden Chlorophyll, Biovolumen und dominante Arten, wie z. B. Blaualgen in den Sommermonaten. Erste, aber noch vorläufige Testergebnisse des Bewertungsverfahrens nach WRRL liegen seit 2006 in 3 Wasserkörpern und für die 1-12-Seemeilenzone vor. Makrophyten wurden im Rahmen des HELCOM-Monitorings bis 2003 an der Außenküste an 2 Transekten untersucht. Die mittlerweile vorliegenden Verfahren für die Bewertung nach WRRL werden seit 2004 getestet. Vorläufige Ergebnisse liegen für 2 Wasserkörper vor. Die Makrozoobenthosbeprobungen (HELCOM-Monitoring) waren ebenfalls auf die WK der Außenküste beschränkt. Un-

tersuchungen liegen für den WK4 südliche Mecklenburger Bucht/Travemünde bis Warnemünde und in der 12-Seemeilenzone vor. Da die Verfahrensentwicklung für diese QK erst im März 2007 abgeschlossen wurde, können noch keine Testergebnisse präsentiert werden. Eine umfangreiche Testung des Bewertungsverfahrens MarBIT ist für 2007/2008 geplant.

Phytoplankton

Von der HELCOM wurden im Rahmen eines Projekts zur Eutrophierung der Ostsee Referenz- und Orientierungswerte

Tab. 5.2.15: Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$), Biovolumen (mm^3/l) und Sichttiefe (m) im Oberflächenwasser der mecklenburgischen Küstenwasserkörper (Abb. 5.3), Bewertung nach HELCOM EUTRO (2005) Referenz- und Orientierungswerte

Gewässer (Station)	WK-Nr.	Mittelwerte 2003-2006		
		Chlorophyll-a	Biovolumen	Secchi-Sichttiefe
Westliche Mecklenburger Bucht (O22)	12-SM-Zone	2,9	1,0	5,2
Östliche Mecklenburger Bucht (O5)	12-SM-Zone	2,3	0,5	4,7
Äußere Wismarbuch (WB6)	4	2,5		5,3
Innere Wismarbuch (WB3)	2	3,8	0,4	3,9
Äußeres Salzhaff (SH2)	3	2,9	0,2	3,9
Inneres Salzhaff (SH1)	3	4,5		2,9
Nördliche Unterwarnow (UW4)	5	6,7	0,7	2,5
Breitling (UW6)	5	9,2		2,4
Südliche Unterwarnow (UW2)	5	33,9		1,2

Orientierungswert nach HELCOM EUTRO (2005)

Grün: Orientierungswert eingehalten

Gelb: Orientierungswert um bis zum 2-fachen überschritten

Orange: Orientierungswert um das 2- bis 4-fache überschritten

Rot: Orientierungswert um mehr als das 4-fache überschritten

Vergleicht man die Einstufungen mit denen der Nährstoffe, lässt sich ein deutlicher Bezug zu den Belastungsquellen von Land herstellen. So zeigen sich deutliche Trophiegradienten ausgehend von den Nährsalzquellen (Flüsse, Kläranlagen) hin zur offenen Ostsee. Die besonders durch Flusswasser beeinflussten WK südliche Unterwarnow (Warnow), Breitling (Peezer Bach), innere Wismarbuch und inneres Salzhaff zeigen Überschreitungen der Orientierungswerte für Chlorophyll-a und die Phytoplanktonbiomasse um das 2- bis 4-fache und darüber. Dementsprechend schlecht ist das Lichtklima in diesen Gewässerbereichen. Das wiederum führt zu einer Reduzierung der Besiedlungsfläche oder dem Totalausfall der Makrophytenbestände (s. u.). Der eindeutige Zusammenhang zwischen dem Eintrag von Nährsalzen und dem Phytoplanktonwachstum ist heute zweifelsfrei wissenschaftlich fundiert dargelegt und so auch von der ARGE BLMP für die deutschen Meeressgewässer akzeptiert (BLMP 2007). Die steuernde Wirkung von Stickstoff als limitierendem Faktor für die Phytoplanktonproduktion in der Ostsee ist dabei besonders kritisch zu sehen, da Stickstoff durch die Flüsse und Atmosphäre nach wie vor in viel zu hohen Mengen in unsere Gewässer gelangt.

für Chlorophyll-a ($1,0/1,6 \mu\text{g/l}$), Phytoplanktonbiomasse ($0,13/0,2 \text{ mg}$) und Sichttiefe ($11,3/8,5 \text{ m}$) hergeleitet (HELCOM EUTRO 2005). Das Bewertungsverfahren nach WRRL für die QK Phytoplankton befindet sich in der Entwicklungs- und Testphase. Deshalb wird hier eine Bewertung der WK mit den Orientierungswerten der HELCOM vorgenommen. Für die WK der Außenküste und die höhersalinen B2-WK der inneren Gewässer sind diese Werte plausibel. In den stark ausgesüßten Bereichen sollten sie nicht angewandt werden. In keinem der mecklenburgischen WK wurden die Orientierungswerte eingehalten (**Tab. 5.2.15**).

Die bestehenden Nährstoffverhältnisse stellen eine wesentliche Voraussetzung für die Massenentwicklung von **Cyanobakterien (Blualgen)** in der Ostsee dar. Einige Arten von Cyanobakterien besitzen die Möglichkeit Stickstoff aus der Atmosphäre für sich nutzbar zu machen und sind dadurch nicht, wie andere Algenarten, auf im Wasser gelöste Stickstoffverbindungen angewiesen. Unter bestimmten Bedingungen kommt es in der Ostsee und den Küstengewässern regelmäßig zu Massenentwicklungen mit Auswirkungen auf die Wasserqualität und auf die Strände. Im Jahr 2006 trat eine starke Cyanobakterienblüte im Bereich der Arkonasee und der westlichen Ostsee auf, die bis Ende August anhielt. Diese besonders intensive Blualgenblüte wurde schon im Juli in der westlichen Ostsee beobachtet. Die langanhaltende windarme Wetterlage und die ungewöhnlich hohen Wassertemperaturen begünstigten die Ausbildung von riesigen Algenteppichen (**Abb. 5.11**), die zeitweise vom Wind auch an die Strände Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins verdriftet wurden. Die hohen Algenkonzentrationen im Strandbereich veranlassten die zuständigen Gesundheitsbehörden dazu, mehrfach örtliche Badeverbote zu erteilen.

Bei den vorgefundenen Arten handelte es sich überwiegend um die bekannten blütenbildenden Arten *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon sp.* und *Anabaena sp.* (**Abb. 5.12**), die als potentiell toxisch eingestuft sind (Kononen & Elbrächter 1996).

Solche Massenentwicklungen von Cyanobakterien gab es zwar in der Geschichte der Ostsee schon immer, aber Intensität und Häufigkeit haben durch den anthropogen bedingten erhöhten Eintrag von Nährsalzen deutlich zugenommen. Berücksichtigt man neben den Einträgen über die Flüsse und Küstenregionen noch den atmosphärischen Eintrag sowie die Fixierung von Stickstoff durch Cyanobakterien aus der Luft, der sich in der Ostsee in Größenordnungen von schätzungsweise 300.000 bis 600.000 Tonnen

pro Jahr bewegt (Nausch mdl. Mitt. 2007), so wird deutlich, dass Stickstoff das Hauptproblem für die Eutrophierung der Ostsee ist (BLMP 2007).

Für die Bewertung der QK Phytoplankton nach WRRL konnte in den bisherigen Projekten (Schubert et al. 2003, Selig et al. 2006) für die WK der Ostseetypen B2 und B3 Bewertungsansätze entwickelt werden. Für den Salzgehaltsbereich 5 bis 10 PSU (beta-mesohalin) war die Datenbasis ausreichend. Für die WK mit höheren Salzgehalten (10 bis 18 PSU) ist noch Entwicklungsbedarf und eine Erweiterung der Datenbasis notwendig. Für den Salzgehaltsbereich 0,5 bis 5 PSU (oligohalin) konnte auf Grund der mangelnden Datenbasis noch kein Bewertungsansatz entwickelt werden. Ergebnisse der Praxistests können noch nicht gezeigt werden.

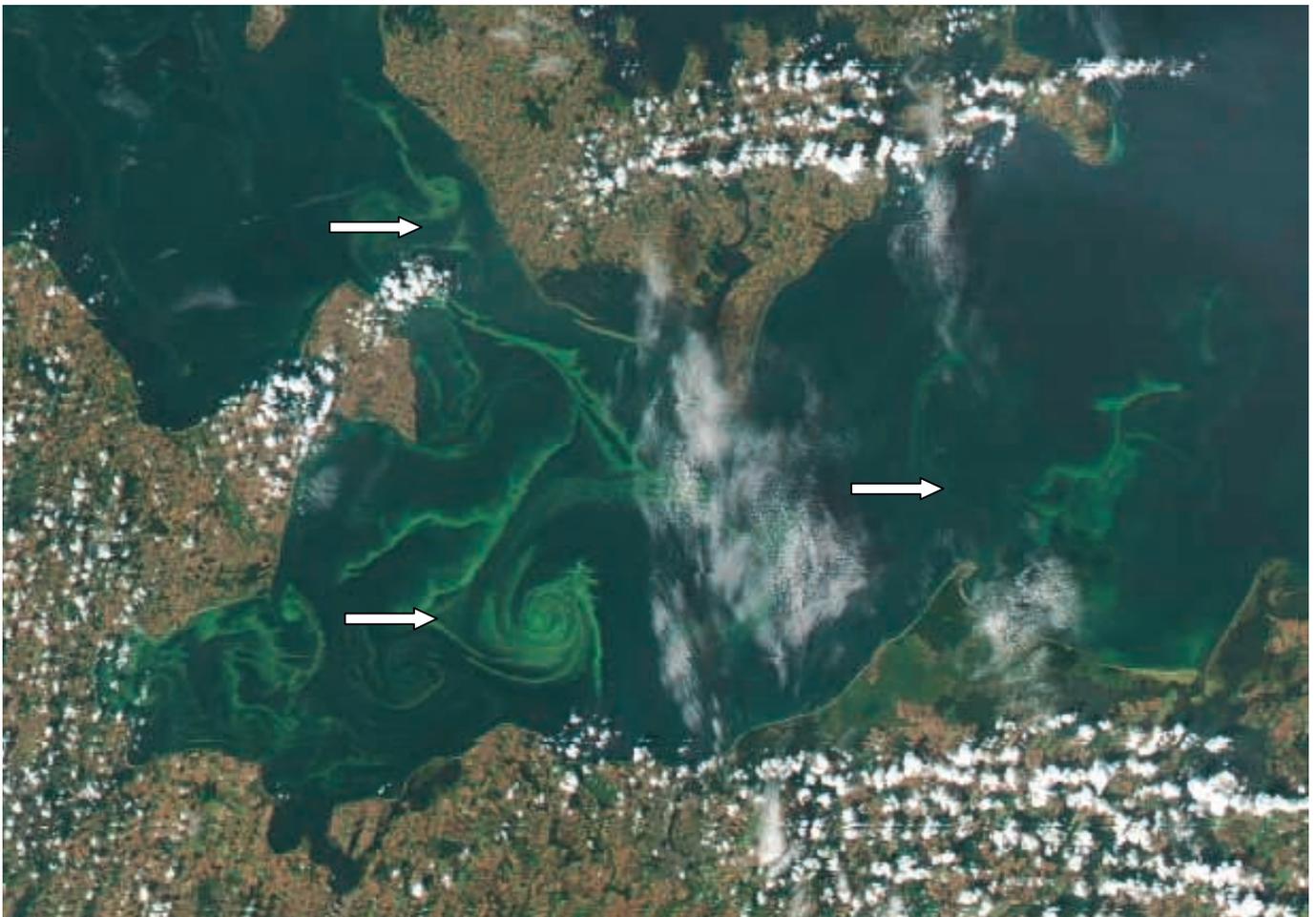
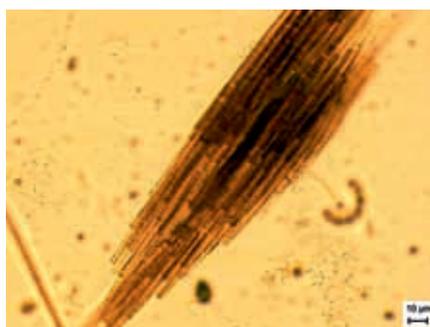


Abb. 5.11: Blaualgenentwicklung (grüne Filamente, Pfeile) am 19. August 2006 um 11:40 UTC in der Mecklenburger Bucht, im Fehmarnbelt und vor der HI Darß-Zingst (Daten: MODIS Rapid Response System, Wolkenschleier weiss-grau)

*Nodularia spumigena**Aphanizomenon sp.**Anabaena sp.***Abb. 5.12:** Dominante, blütenbildende und potentiell toxische Cyanobakterien-Arten in den Küstengewässern MV

Makrophyten

Eine systematische Untersuchung der Makrophytenbestände findet im Rahmen des Küstenmonitoring seit 1996 statt. Nach den Vorgaben der HELCOM wurden bis 2003 an 6 Transekten ausschließlich in den Wasserkörpern an der Außenküste Beprobungen durchgeführt. Die Umsetzung der WRRL erfordert jedoch eine Umstellung der Untersuchungsmethoden und Programme. 2004 und 2005 wurden die neuen Bewertungsmethoden nach den Vorgaben der WRRL erstmals in den Wasserkörpern der inneren und 2006 für die äußeren Küstengewässer getestet.

Sehr empfindlich reagiert die Unterwasservegetation auf hohe Nährstoffeinträge. Die damit verbundene höhere Trübung der Wassersäule durch das Phytoplankton führt zu einer Verschlechterung des Unterwasserlichtklimas und damit zu einer Verkleinerung des besiedelbaren Lebensraumes. Ein besonders deutliches Anzeichen ist die Verdrängung der Großalgen und Blütenpflanzen aus den tieferen Boden-

bereichen in die Flachwasserzonen der Küstengewässer, wie aktuelle Untersuchungen belegen (Schories et al. 2006). Die von Schories et al. zusammengetragenen historischen Verbreitungstiefen (**Tab. 5.2.16**) und die von der HELCOM festgelegten Referenz- und Orientierungswerte für die Tiefengrenze des Bewuchses mit Seegras (10/7,5 m) und Makroalgen (20/15 m) (HELCOM EUTRO 2005) werden für das Seegras *Zostera marina* und den Blasentang *Fucus vesiculosus* heute bei weitem nicht mehr erreicht. Die Verbreitungsgrenze des Seegrases liegt beispielsweise im Wasserkörper bei Klützhöved bei 5 m (dichter Bestand). Einzelpflanzen werden auch bis 7 m beobachtet, während Rotalgen vor Meschendorf bis in 13 m Wassertiefe anzutreffen waren (Meyer et al. 2004). Der Blasentang *Fucus fesciculosus*, früher eine sehr häufige Braunalge an der mecklenburg-vorpommerschen Küste, ist nach neuesten Untersuchungen kaum noch zu finden, ein besorgniserregendes Zeichen für den Zustand der Küstengewässer des Landes (Schories et al. 2006, Selig & Gehling mdl. Mitt. 2007).

Tab. 5.2.16: Vergleich historischer und rezenter Verbreitungstiefen von Seegras und Makroalgen in der Ostsee (aus Selig et al. 2006, Vortrag 11. Gewässersymposium)

Makroalgen / Angiospermen	historische Verbreitungstiefen	heutige (2004/2005) Verbreitungstiefen	Referenzen
allgemeine Algenuntergrenze	20 m	20 m	Schwenke (1964, 1965, 1969), Breuer (1989), Schories et al. (2006)
<i>Fucus vesiculosus</i> - Untergrenze	10 m	2 m 3,25 m 3,80 m*	Schwenke (1964, 1965, 1969), Vogt (1988), Schories et al. (2006)
<i>Zostera marina</i> - Untergrenze	8 - 10 m vereinzelt bis 17 m	6 m	Reinke (1889), Feldner (1977), Gründel (1975), Breuer (1989), Schories et al. (2006)
Rotalgen-Obergrenze		1 - 2 m	Breuer (1989), Schories et al. (2006)
<i>Laminaria saccharina</i> - Obergrenze	4 m	3,50 m**	Schwenke 1964, 1965, 1969, Schories et al. (2006)

* in Einzelfällen wurde *Fucus* noch bis in 6 m Wassertiefe gefunden; ** eventuell aus Outdoor-Kultur

In den Wasserkörpern der inneren Küstengewässer (Typ B1 und B2) wurden 2004 und 2005 erstmalig Makrophytenuntersuchungen mit den neuen Bewertungsmethoden nach den Vorgaben der WRRL durchgeführt (Fürhaupter et al. 2005, 2006) (**Tab. 5.2.17**). 2006 wurde das Verfahren

für die Außenküste (Typ B3) erstmalig erprobt (Fürhaupter et al. 2007). Da die Verfahren noch in der Erprobung sind, können sich die Bewertungen in gewissen Grenzen noch verändern.

Tab. 5.2.17: *Testung des Klassifizierungsansatzes für die QK Phytobenthos in den mecklenburgischen Küstenwasserkörpern (Klassifizierung nach dem ELBO-Ansatz (Schubert et al. 2003) für B1- und B2-WK)*

Wasserkörper	WK-Nr.	2004	2005
Wismarbucht, Nordteil	2	4	
Wismarbucht, Salzhaff	3	4	3-4

Makrozoobenthos

Unter dem Begriff Makrozoobenthos fasst man alle Tiere größer 1mm zusammen, die auf und im Meeresboden leben. Die Verbreitung des Makrozoobenthos in der Ostsee ist hauptsächlich von den Schwankungen dreier natürlicher Faktoren am Meeresboden abhängig: dem Salzgehalt, der Sauerstoffkonzentration und der Substratbeschaffenheit. Organische Verschmutzungen und erhöhter Nährstoffeintrag wirken nachweisbar auf die Lebensgemeinschaft. Durch das „Langzeitgedächtnis“ (lange Lebensdauer) der Bodentiere sind Änderungen der natürlichen Umweltparameter und negative Umwelteinflüsse, wie Sauerstoffmangel, auch wenn diese nicht direkt gemessen wurden, noch Monate nach dem Auftreten nachzuweisen. Demzufolge kommt dem Makrozoobenthos eine hohe Indikationsfunktion zu.

Das Monitoring des LUNG umfasste im Berichtszeitraum 7 Transekte mit 18 Stationen in 5 m, 10 m, 15 m und 20 m Wassertiefe entlang der Außenküsten Mecklenburg-Vorpommerns, davon liegen 4 Transekte mit 11 Stationen im mecklenburgischen Landesteil. Die Untersuchungen wurden im Auftrag des LUNG vom Institut für Angewandte Ökologie Neu Broderstorf durchgeführt (IfaÖ 2004, 2005, 2006, 2007).

In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns dominieren zahlenmäßig Meeresborstenwürmer (Polychaeten), Muscheln (Bivalvia) und Schnecken (Gastropoda). Der Hauptteil der Biomasse wird von den Muscheln gebildet. Von den über 200 bisher gefundenen Arten (**Abb. 5.13**) werden die meisten selten und in geringer Zahl angetroffen. Nur sehr wenige Arten dominieren in Anzahl und Biomasse.

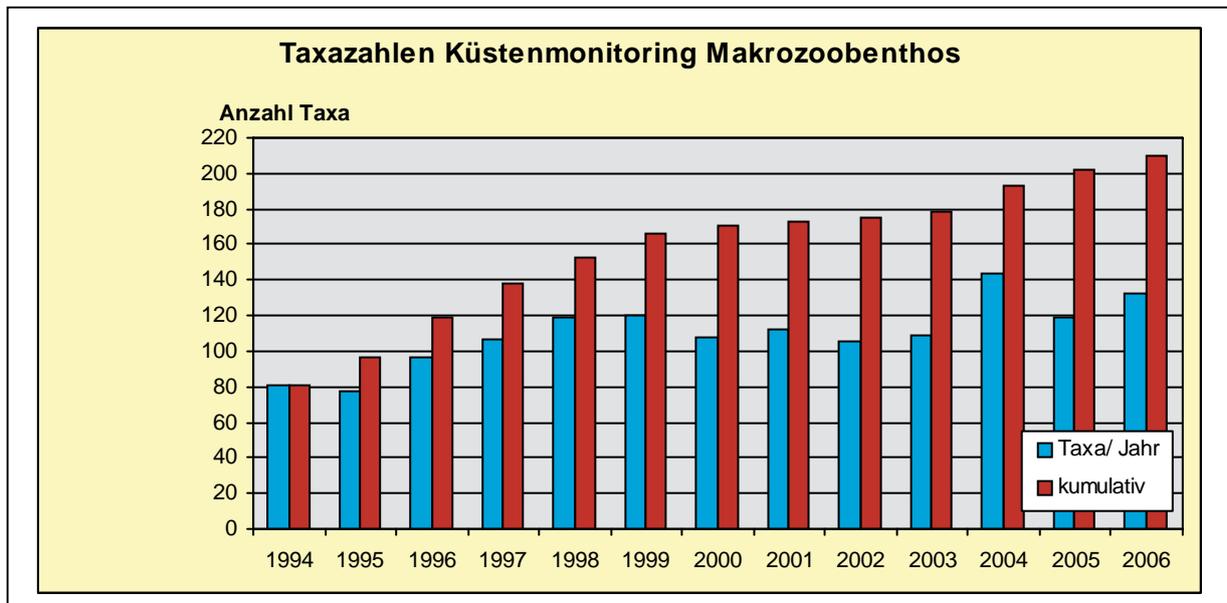


Abb. 5.13: *Gesamtanzahl der bisher in den Küstengewässern MV gefundenen Makrozoobenthos-Arten*

Sehr empfindlich reagieren die meisten Arten auf Schwankungen des Salzgehalts. So wurde nach Salzwassereintrüben aus der Nordsee, wie 1993/94 und 2003, regelmäßig ein Anstieg der Artenzahl beobachtet. Viele der aus der Nordsee vorgedrungenen Arten können sich jedoch unter den Brackwasserbedingungen der Ostsee nicht fortpflanzen. Die Abnahme des Salzgehalts von durchschnittlich 18 PSU im bodennahen Wasser der Lübecker Bucht auf 7 PSU in der Pommerschen Bucht führt deshalb zu einer deutlichen Artenverarmung von Westen nach Osten. Im Gebiet der Darßer Schwelle findet man mit ca. 70-80 Arten nur noch die Hälfte des Arteninventars der westlichen Mecklenburger Bucht, in der Pommerschen Bucht mit 40 Arten noch etwa ein Drittel. Zu diesem natürlichen Stressfaktor kommt in der westlichen Mecklenburger Bucht das Auftreten von Sauerstoffmangel (**Kap. 5.2.2**), der zu einem wesentlichen Teil durch anthropogen erhöhte Einträge von Nährstoffen induziert wird. Rumohr (1996) konstatiert für die Mecklenburger Bucht eine Verschlechterung des Zustands des Makrozoobenthos um 1 bis 2 Stufen anhand seines fünfstufigen Ostsee-Sukzessionsmodells, im Vergleich zum Zustand der 1930er Jahre.

Kaum eine der im Gebiet lebenden Arten toleriert über längere Zeiträume Sauerstoffkonzentrationen unter 2 mg/l. Die Ausprägung einer stabilen thermohalinen Schichtung führt im Wasserkörper unterhalb der sogenannten Sprungschicht in 12 bis 15 m Wassertiefe regelmäßig im Spätsommer und Herbst zu einer Sauerstoffverarmung, im Extremfall sogar zu anoxischen Verhältnissen mit der Bildung von giftigem Schwefelwasserstoff. Diese jährlichen mehr oder minder intensiven Perioden von Sauerstoffmangel in Gebieten tiefer 20 Meter führen zu einer Arten- und Individuenverarmung

in großen Bereichen der Mecklenburger Bucht. Diese verödeten Böden haben natürlich auch ein geringeres Nahrungsangebot für fischereiwirtschaftlich bedeutende benthophage (sich am Boden ernährend) Fischarten, wie Plattfisch oder Dorsch. Mit dem fünfstufigen Sukzessionsmodell von Rumohr lassen sich diese Regionen bestenfalls noch in die Stadien 3 bis 4 einordnen. Alle vier untersuchten Transekte A (Klützhöved, B (Poel), C (Kühlungsborn) und G (Kadetrinne) zeigen im Tiefenbereich ab 20 m deutliche Schädigungen durch Sauerstoffmangel. Im Spätsommer und Herbst bricht die Gemeinschaft regelmäßig zusammen (**Abb. 5.14**) und ist dadurch nach Rumohr (1996) permanent auf dem Niveau einer „biomassearmen durch Kleinpolychaeten charakterisierte Pioniergemeinschaft“ (Stadium 3) bzw. bereits „ohne Makrofauna mit *Beggiatoa*-Rasen (Schwefelbakterien) und vereinzelt noch vagiler Fauna auf der Sedimentoberfläche“ (Stadium 4). Das Sediment ist meist durch Schwefelwasserstoff vergiftet.

Auf den selben Transekten ist in 10 und 15 m Wassertiefe eine völlig andere Lebensgemeinschaft zu beobachten. Die sommerliche thermohaline Sprungschicht etabliert sich zwischen 12 bis 15 m Wassertiefe. Im Normalfall kommt es in dieser Tiefenzone zu keinem Sauerstoffmangel. Der Salzgehalt ist noch so hoch, dass ein Großteil der in der Mecklenburger Bucht vorkommenden marinen Arten hier gute Lebensbedingungen vorfindet. Diese Tiefenregion befindet sich nach dem Sukzessionsmodell im Stadium 2 und ist durch eine von Muscheln und langlebigen Polychaeten dominierte, Fluktuationen unterworfenen arten- und individuenreiche Gemeinschaft besiedelt (**Abb. 5.15**). Die Biomasse ist als Folge der Eutrophierung erhöht.

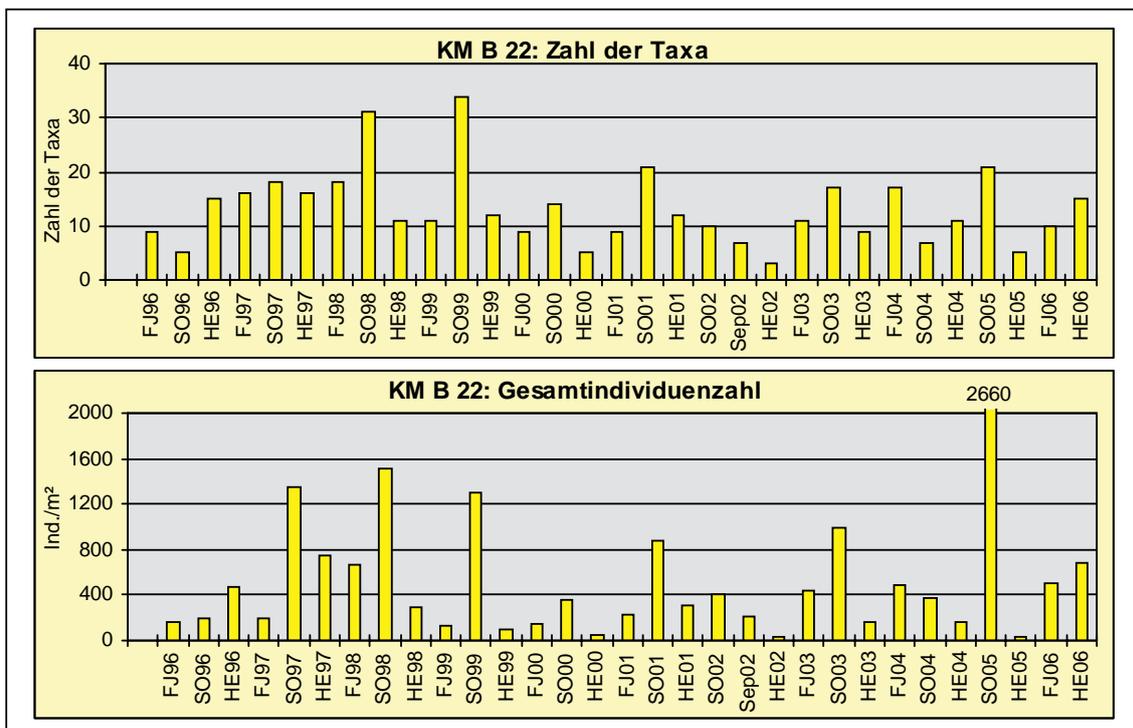


Abb. 5.14: Anzahl der Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMB - nördlich Poel in 20 m Wassertiefe von 1996 bis 2006

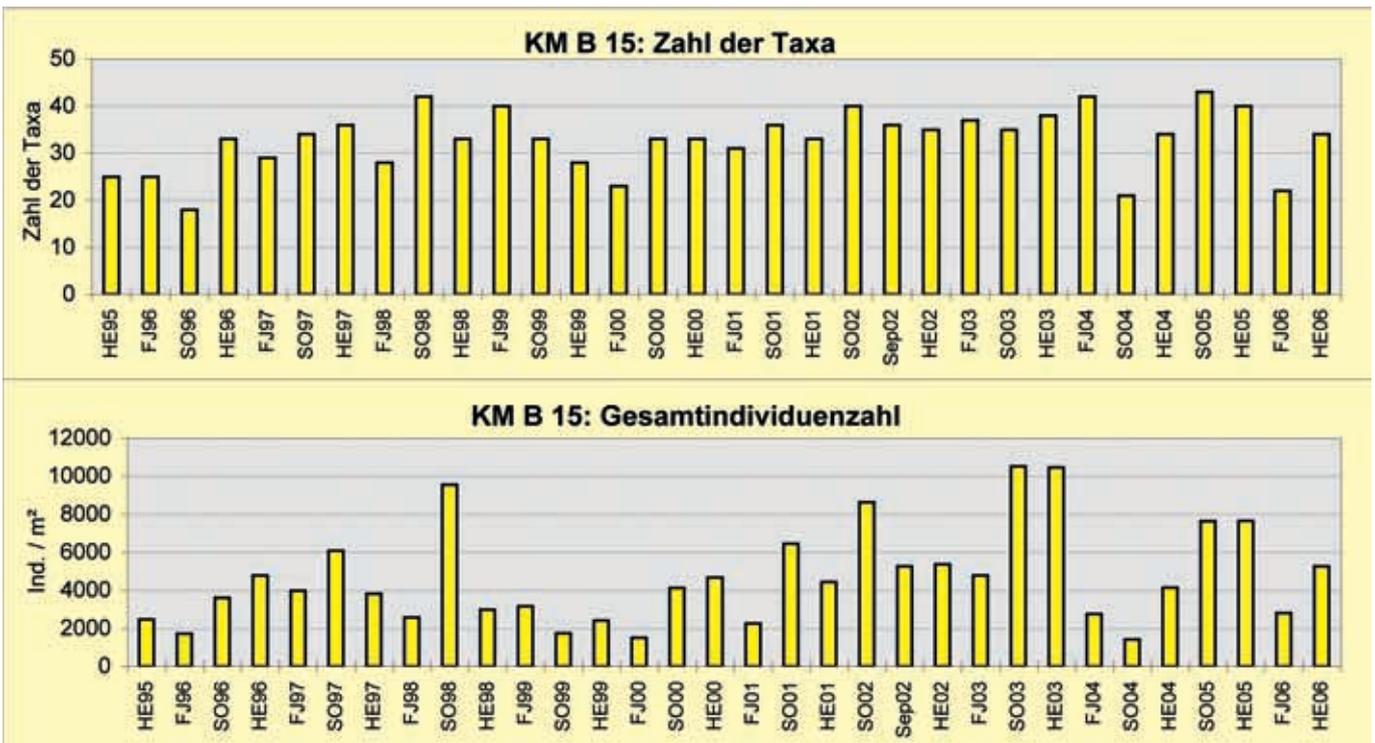


Abb. 5.15: Anzahl der Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMB - nördlich Poel in 15 m Wassertiefe von 1995 bis 2006

Seltene Arten, Rote Liste, Neozoen

Erstmals wurden **2003** in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern vor Klützhöved die Schnecke *Philine aperta* sowie die beiden Polychaeten *Pholoe assimilis* und *Pholoe baltica* und auf dem Transekt Poel die vom Aussterben bedrohte Große Pfeffermuschel *Scrobicularia plana* und der Flohkrebs *Pariambus typicus* gefunden. Diese sehr kleine Art lebt vorwiegend im Phytal. In der Kadetrinne wurde der Flohkrebs *Dexamine spinosa* zum ersten Mal beobachtet. Damit erhöht sich die Gesamtartenzahl im bisherigen Untersuchungszeitraum auf 180.

Von den im Untersuchungsjahr 2003 nachgewiesenen Taxa sind insgesamt 28 Arten in der Roten Liste Ostsee/ Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern (Gosselck et al. 1996) verzeichnet. Dabei werden 24 Arten in die Kategorien „gefährdet“ bzw. „potentiell gefährdet“ eingestuft. Zwei Arten sind als „vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1) eingestuft. Die Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* wurde seit 1997 regelmäßig in wenigen Exemplaren gefunden, vorwiegend auf den Transekten Klützhöved, Poel und Kühlungsborn. Die Große Pfeffermuschel *Scrobicularia plana* trat 2003 erstmals auf. Von dieser Art gibt es in Mecklenburg-Vorpommern nur einzelne aktuelle Nachweise.

In Folge eines Nordseewasserzustromes im Januar 2003 (Kap. 5.2.2) wurden **2004** deutlich mehr neue Arten nachgewiesen als in Jahren ohne starken Einstrom. Durch diesen Salzwassereinbruch wurde die 10 Jahre währende Stagnationsperiode unterbrochen. Letztmalig im Winter 1993/94 wurden die Becken der zentralen Ostsee durch salz- und sauerstoffreiches Wasser „reanimiert“.

Insgesamt wurden im Jahre 2004 140 Arten gefunden, davon waren 24 Arten und Taxa in den Proben enthalten, die zuvor noch nicht im Küstenmonitoring nachgewiesen wurden. Darunter fanden sich außer zahlreichen erstmals bestimmten Nesseltieren (Hydrozoen) und Schnurwürmern (Nemertini) auch die Pferdemoschel *Modiolus modiolus*, die beiden Schnecken *Bittium reticulatum* und *Lacuna parva* sowie die Muschel *Spisula subtruncata*.

Die Kadetrinne stand 2004 im Mittelpunkt der Untersuchungen. Neben der bisher untersuchten Station G26 wurden im Frühjahr und Herbst zwei weitere Stationen in unterschiedlicher Wassertiefe beprobt. Insgesamt wurden in den 18 Hols 85 Taxa bestimmt, davon 14 Taxa, die erstmalig hier gefunden wurden. Somit wurden - seit Beginn der Untersuchungen in der Kadetrinne im Frühjahr 1996 - insgesamt 107 Taxa nachgewiesen. Die Besiedlung der Kadetrinne war zwischen den verschiedenen Substraten als auch zwischen den Wassertiefen sehr unterschiedlich. In 18 m Tiefe war die kleine Muschel *Mysella bidentata* dominant, in 24 bis 27 m der Köcherwurm *Lagis koreni*. Saisonale Schwankungen in der Bestandsdichte zeigte vor allem der Cumaceen-Krebs *Diastylis rathkei*.

30 Arten der Roten Liste wurden im Jahr 2004 nachgewiesen. Mit *Scalibregma inflatum* gilt eine der nachgewiesenen Arten in der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern als „ausgestorben oder verschollen“. Drei weitere Arten (*Dendrodoa grossularia*, *Mya truncata* und *Pontoporeia femorata*) werden in der Roten Liste als „vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1) eingestuft.

Nach einer überdurchschnittlich intensiven und langen Sau-

erstoffmangelperiode im Jahr 2002, die im gesamten Gebiet der westlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis zur Mitte der Mecklenburger Bucht eine großflächige Defaunation in den Bodenbereichen tiefer als 20 m nach sich zog und einer anschließenden weitgehenden Wiederbesiedlung der Böden (Weber et al. 2005), führte ein starker Sauerstoffmangel im Jahr **2005** zu einem erneuten Zusammenbruch der Lebensgemeinschaft (Wasmund et al. 2005 und 2006, IFAÖ 2006). Davon waren alle Station unterhalb 10 m Wassertiefe von der Lübecker Bucht bis zum Profil H (Zingst) betroffen. An nur wenigen Stationen wurden direkte negative Auswirkungen auf die Besiedlung bereits deutlich.

Die Anzahl der im Jahr 2005 nachgewiesenen Taxa von 119 liegt unter der Artenvielfalt des Vorjahres 2004, aber trotz ausgefallener Frühjahrskampagne im Bereich früherer Jahre. Insgesamt wurden 7 Taxa erstmals in die Artenliste aufgenommen. Alle Erstfunde im Rahmen des Küstenmonitoring gelangen an den Stationen der beiden westlichsten Profile A und B. Von allen sieben Arten lagen an den jeweiligen Stationen nur Einzelfunde vor. Die Anzahl der insgesamt im Küstenmonitoring Benthos nachgewiesenen Taxa stieg damit auf 206 an.

31 Arten der Roten Liste wurden im Jahr 2005 gefunden. Wie in den Vorjahren wurden mit Ausnahme der Station Prorer Wiek Q 20 an allen untersuchten Stationen Rote-Liste-Arten nachgewiesen. Wie gehabt wurden auf den östl. der Darßer Schwelle gelegenen Stationen im Schnitt 1-3 gefährdeten Arten gefunden, an den westlich gelegenen Stationen lag die Zahl gefährdeter Arten deutlich höher. Außergewöhnlich war der Nachweis von insgesamt 17 Rote-Liste-Arten an der Station Klützhöved A 10. Als einzige Art der Kategorien 1 (vom Aussterben bedroht) und 0 (verschollen) wurde im Jahr 2005 die Polychaeten-Art *Scalibregma inflatum* nachgewiesen. Diese Art wurde in den vergangenen zehn Jahren an verschiedenen Stationen unregelmäßig in jeweils wenigen Exemplaren angetroffen. Interessant war der zeitgleiche Nachweis an vier verschiedenen Stationen im Jahr 2004. Im Sommer 2005 siedelte *S. inflatum* noch an drei der Monitoring-Stationen, davon an den Stationen Klützhöved A 20 und Poel B 15 in Dichten zwischen 10 und 25 Ind./m². An der Station Poel B 22 wurde im Sommer 2005 mit über 1.900 Ind./m² die mit Abstand höchste Siedlungsdichte dieser Art im Rahmen des Küstenmonitoring festgestellt. Aufgrund des lang anhaltenden Sauerstoffmangels verschwand die Art zum Herbst hin wieder vollständig und wurde an keiner Station mehr nachgewiesen.

Im Untersuchungsjahr **2006** wurden 132 Taxa determiniert. Das ist die zweithöchste Artenzahl seit 1994. Nur 2004 wurden mehr Taxa bestimmt. Sieben Arten wurden erstmalig nachgewiesen. Diese Erstfunde traten auf den drei Profilen in der Beltsee (A, B, C) und auf der östlichen der Darßer Schwelle gelegenen Station H20 auf. Erwähnenswert ist der Nachweis des neu eingewanderten Polychaeten *Mediomastus fragilis* auf insgesamt 5 Stationen. Dieser Capitellide wurde in der Ostsee erstmals 2001 gefunden (Wasmund et al. 2002). Der Fund auf Station H20 im November ist der bisher östlichste Nachweis. Besonders bemerkenswert war der

Fund von 2 Jungtieren der Porzellankrabbe *Pisidia longicornis* (**Abb. 5.16**) im März ebenfalls auf der Station H20 nördlich Zingst. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um den ersten Fund dieser Art für das gesamte Gebiet der Ostsee. Heimisch ist die Art jedoch in den Küstengewässern rund um die britischen Inseln. Sie benötigt einen Salzgehalt über 30 PSU, deshalb ist der Fund in der Ostsee wahrscheinlich ein Kuriosum.

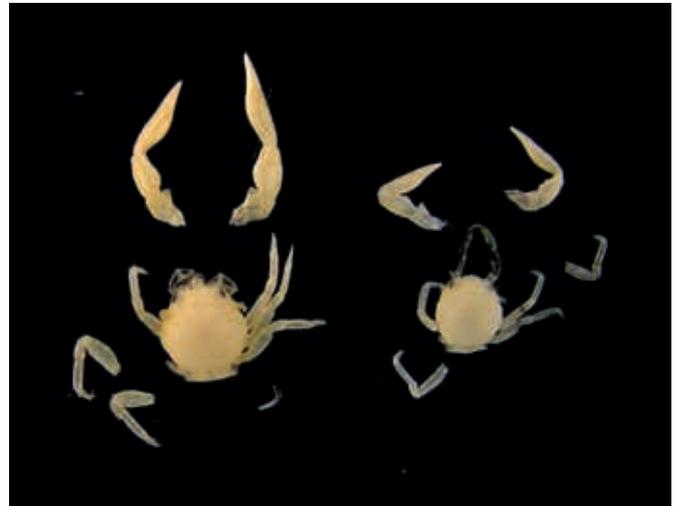


Abb. 5.16: Zwei Jungtiere der Porzellankrabbe *Pisidia longicornis*, gefunden im März 2006 auf der Station KMH nördl. Zingst in 20 m Wassertiefe

33 Arten der Roten Liste wurden in den Proben nachgewiesen. Rote Liste-Arten wurden im Frühjahr und Herbst auf allen untersuchten Stationen gefunden. Die Mehrheit der Arten trat auf den Profilen westlich der Darßer Schwelle auf, einschließlich der Kadetrinne. Die höchste Zahl gefährdeter Arten wurde vor Kühlungsborn auf der Station C15 mit 14 Arten im Herbst und 13 Arten im Frühjahr nachgewiesen. Auch vor Poel auf der B15 waren im Herbst 13 Arten vertreten. Diese Stationen sind fast nie von Sauerstoffmangel betroffen. Auf den östlichen Stationen war die Zahl der gefährdeten Arten je Station durch den niedrigen Salzgehalt deutlich geringer. In der Pommerschen Bucht wurden zwischen 0 bis 3 Rote Liste-Arten je Station und Termin gefunden.

Mit *Macoma calcarea* und *Mya truncata* wurden zwei Muschelarten nachgewiesen, die in Mecklenburg-Vorpommern der Kategorie „1 - vom Aussterben bedroht“ zuzuordnen sind. Juvenile Individuen (3-5 mm lang) von *Macoma calcarea* traten auf Station C20 (Kühlungsborn) sowie in geringerer Dichte auf B15 (Poel) und G18 (Kadetrinne) auf. Auch im März 2007 kamen in Proben aus dem Seegebiet vor Kühlungsborn zahlreiche Jungtiere vor (IfAÖ 2007). Der Bestand dieser Art war in der Mecklenburger Bucht Ende der 1980er Jahre durch eine verheerende Sauerstoffmangelperiode vernichtet worden, seitdem gilt die Art als verschollen. Im Rahmen des Zoobenthos-Küstenmonitorings wurden erstmals im Herbst 2000 und im Sommer 2001 einzelne, größere Exemplare von *M. calcarea* wiedergefunden. Weitere Nachweise gelangen in den Folgejahren jedoch

nicht. Der Fund von Jungtieren lässt auf eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Art in der Mecklenburger Bucht hoffen. Von der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* wurde im Herbst ein mittelgroßes Exemplar auf der Station B15 gefunden. Die Art trat seit 1997 fast jedes Jahr in Einzelexemplaren auf. Zur Kategorie „0 - ausgestorben oder verschollen“ zählen die Polychaeten *Euchone papillosa* und *Scalibregma inflatum* sowie die Netzreusenschnecke *Nassarius reticulatus*. Die Netzreusenschnecke ist eine marine Art, die mindestens 15 PSU benötigt und daher in der Mecklenburger Bucht ihre Verbreitungsgrenze erreicht. Auch der

röhrenbauende Polychaet *Euchone papillosa* ist eine marine Art, die in der Mecklenburger Bucht nur auf den Weichböden unterhalb der Salzgehaltssprungschicht vorkommt. Der Fund von 2 Exemplaren in der Kadetrinne (G26) ist der dritte Nachweis seit 1998 (B22) und 1999 (C20). Auf derselben Station war im Herbst 2006 auch der Keulenborstenwurm *Scalibregma inflatum* vertreten. Auch diese marine Art wird die auf den tieferen Stationen in der Beltsee unregelmäßig nachgewiesen (IfAÖ 2005, 2006).

5.3 Vorpommersche Küstengewässer in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder

Die vorpommerschen Küstengewässern erstrecken sich von der Darßer Schwelle im Westen bis zur Staatsgrenze zu Polen im Osten. In diesem Küstengebiet kommen 3 Gewässertypen vor, und zwar oligohaline und mesohaline innere Küstengewässer sowie mesohaline äußere Küstengewässer. Zu den oligohalinen inneren Küstengewässern gehören Saaler, Bodstedter und Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom, Achterwasser und Kleines Haff. Mesohaline innere Küstengewässer sind Barther Bodden und Grabow, Nord- und Westrügensch Bodden (Vitter, Breeger, Breetzer, Großer Jasmunder, Schaproder und Kubitzer Bodden), Strelasund und Greifswalder Bodden. Den inneren Bodden- und Haffgewässern vorgelagert sind die mesohalinen äußeren Küstengewässer. Sie umfassen die Prerowbucht, die Nord- und Ostrügensch Gewässer und die Pommersche Bucht. Für die inneren Küstengewässer sind 10 Wasserkörper und für die äußeren Küstengewässer 4 Wasserkörper ausgewiesen worden (siehe **Abb. 5.3**). Die meisten der o. g. Gewässer gehören zur Flussgebietseinheit Warnow/Peene, das Kleine Haff ist der Flussgebietseinheit Oder zuzuordnen. Als Kleines Haff wird der deutsche Teil und als Großes Haff der polnische Teil des Stettiner Haffs bezeichnet.

Alle Fließgewässer in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder münden nach dem Sprachgebrauch der HELCOM in die eigentliche Ostsee (Baltic Proper = BAP), zu der auch alle vorpommerschen Küstengewässer zählen. Der mit Abstand wichtigste Zufluss zu den pommerschen Küstengewässern ist die Oder mit einem mittleren Abfluss (MQ) von etwa 540 m³/s. Die auf vorpommerschem (deutschem) Gebiet befindlichen Fließgewässer erreichen nicht annähernd die Abflussmengen der Oder. Die größten vorpommerschen Fließgewässer sind Peene (MQ: 23 m³/s), Uecker (MQ: 7,65 m³/s), Recknitz (MQ: 4,41 m³/s) und Zarow (MQ: 2,54 m³/s). Zwischen diesen Flüssen münden eine Reihe kleinerer Bäche und Gräben (siehe Kapitel 3.3.3 und 3.4).

5.3.1 Belastungseinschätzung

Die Hauptbelastung der vorpommerschen Küstengewässer erfolgt erwartungsgemäß über die Oder. Deren Frachten passieren überwiegend auf direktem Wege das Große Haff und erreichen über die Swine die Pommersche Bucht, die

verschiedentlich auch als Oderbucht bezeichnet wurde. Mit dem Ausbau der Swina und des Piastowski-Kanals sind die Austauschbedingungen zur Pommerschen Bucht erleichtert worden, so dass der Durchstrom durch das Große Haff vermutlich beschleunigt und der durch das Kleine Haff verlangsamt und verringert worden ist (Lampe 1998, Minning 2004). Nach Berechnungen von Buckmann et al. (1998) erfolgt der Oderabfluss zu etwa 70 bis 80 % durch die Swina und zu jeweils etwa 10 bis 15 % durch Kleines Haff/Peenestrom und Dziwna. Gegenüber der Oder weisen die Zuflüsse aus dem vorpommerschen Gebiet geringe Frachten auf. Eine Gegenüberstellung der **Nährstoffeinträge** aus den Zuflüssen und aus Direkteinleitungen in die vorpommerschen Küstengewässer zeigt die Dominanz der Oder in dieser Region an (**Tab. 5.3.1**). Dabei wurden die jeweils wichtigsten Eintragsquellen für einzelne, relativ abgeschlossene Boddengewässerbereiche gesondert aufgeführt. Für das gesamte Stettiner Haff liegen von Wielgat (2002) und für das Kleinen Haff von Bachor & Schöppe (2004) umfassende Belastungseinschätzungen vor.

Zwar sind die Frachten der kleinen vorpommerschen Küstenbäche gegenüber den Oderfrachten vernachlässigbar gering, für die Belastungsbilanz des Boddens, in den sie münden aber durchaus bedeutsam. So wird die Nährstoffbelastung der nordvorpommerschen Boddengewässer (Darß-Zingster Bodden, Rügensch Bodden, Strelasund), die von der Odermündung weit entfernen sind, durch die Einträge aus ihren Einzugsgebieten bestimmt. Dabei zeigen aktuelle Abschätzungen, dass kleine Bäche, die intensiv landwirtschaftlich genutzte Ackerflächen durchfließen, überproportional hohe Nährstofffrachten aufweisen (Bachor et. al. 2007). Für die Darß-Zingster Bodden ergab eine Bilanzierung der Nährstoffeinträge, dass die Frachten kleinerer Küstenbäche (Körkwitzer Bach, Saaler Bach, Klosterbach, Uhlenbäk, Zipker Bach) über 50 % der Stickstoffeinträge und etwa 30 % der Phosphoreinträge ausmachen (http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/publikation/publikation_download.php3). Maßnahmen zur Verringerung der landseitigen Nährstoffbelastung der Darß-Zingster Bodden, insbesondere der Stickstoffbelastung, sollten demzufolge bevorzugt in diesen kleinen Gewässern ansetzen.

Die jährlichen Stickstoffeinträge in die Küstengewässer werden generell durch die Frachten der Zuflüsse dominiert, die in Abhängigkeit von den meteorologisch-hydrologischen Bedingungen in einem großen Bereich variieren. Die höchsten Stickstofffrachten wurden im Berichtszeitraum in den abflussreichen Monaten Februar 2004, Februar bis April 2005 und Februar bis April 2006 registriert. Insbesondere im überdurchschnittlich abflussreichen März 2005 waren sehr hohe Stickstoffeinträge in die Küstengewässer zu verzeichnen, die ganz wesentlich die Jahresfrachten bestimmten.

Gegenüber den Frachten der Zuflüsse sind die Stickstoffeinträge aus den kommunalen Direkteinleitern gering (**Tab. 5.3.1**). Die größeren Kläranlagen, wie z. B. in Stralsund, Greifswald und Bergen, verfügen alle über eine Stufe zur Stickstoffelimination. Eine Reduzierung der Stickstoffeinträge, wie sie der neue Ostseeaktionsplan der HELCOM (Baltic Sea Action Plan 2007, http://www.helcom.fi/BSAP/en_GB/intro/) fordert, kann also nur über eine Verminderung der Flusswassereinträge erreicht werden. Dies trifft prinzipiell auch auf die Phosphoreinträge zu.

Tab. 5.3.1: Nährstoffeinträge aus Hauptbelastungsquellen an der vorpommerschen Küste

Gewässerbereich / Eintragsquelle	Gesamt-N in Tonnen				Gesamt-P in Tonnen			
	2003	2004	2005	2006	2003	2004	2005	2006
Darß-Zingster Bodden								
Recknitz	242	363	399	383	8,1	10,7	10,4	14,9
Barthe	158	396	599	424	3,2	2,7	9,5	6,1
Körkwitzer Bach	61	52	137	129	1,2	0,7	1,4	1,5
Saaler Bach	39	95	143	137	0,4	0,5	1,4	1,4
KA Körkwitz	10	9	9	12	0,7	1,0	1,2	1,1
Rügenschke Bodden / Strelasund								
Prohner Bach	41	69	160	133	0,6	0,7	0,8	0,9
Sehrower Bach	49	92	165	104	1,0	1,0	1,6	2,2
Duvenbäk	35	58	99	86	0,7	0,8	1,5	2,3
Karower Bach	14	19	30	30	0,3	0,4	0,5	0,8
KA Stralsund	39	30	61	68	3,3	3,4	2,3	2,6
KA Bergen	10	18	18	29	1,0	1,0	1,0	0,9
Greifswalder Bodden / Peenestrom / Achterwasser								
Peene	1.262	1.772	3.138	2.139	47,5	45,7	54,2	70,6
Ryck	132	336	494	130	1,6	1,9	4,7	2,6
Ostziese	30	56	76	46	1,3	1,4	1,2	1,5
KA Greifswald	27	31	42	36	1,0	1,0	1,4	1,7
KA Anklam	4	4	3	3	0,6	0,6	0,2	0,2
Stettiner Haff								
Oder (Krajnik Dolny)*	42.459	43.376	47.551		2.666	2.685	3.008	
Uecker	351	462	647	609	13,2	18,1	20,2	24,2
Zarow	108	164	282	205	3,1	4,2	5,8	6,0
Summe (Gesamteintrag)	45.071	47.402	54.053		2.755	2.781	3.127	

* Daten aus dem Bericht IKZM-Oder II

Beim Phosphor ist zudem auf die nährstoffreichen Sedimente der Bodden- und Haffgewässer hinzuweisen. In den zurückliegenden Jahren überhöhter Nährstoffeinträge haben sich hier erhebliche Phosphormengen akkumuliert, die eine hohes internes Nährstoffpotential darstellen, welches in diesen Flachgewässern leicht remobilisiert werden kann. Trotz der in den letzten Jahren erzielten erheblichen Reduzierungen der externen Phosphoreinträge verhindern die internen Phosphorquellen ein schnellere Remesotrophie-

rung der Bodden (Schlungbaum et al. 2001, Dahlke 2003, 2006, Bachor 2004, 2005, Biele et al. 2007). Im Rahmen von Sonderuntersuchungen in den Darß-Zingster Bodden ermittelte Dahlke (2006) durch sequentielle Extraktion der P-Verbindungen aus 30 cm langen Sedimentkernen den bioverfügbaren Phosphor. Im Ergebnis resultierten 6 - 47 g bioverfügbarer Phosphor je m² in den Schlicksedimenten. Aus in der Literatur genannten Abbauraten von 0,1-0,3 a⁻¹ berechnete Dahlke jährliche Freisetzungsraten zwischen

105 und 285 t Phosphor für die gesamte Boddenkette. Allein für den Saaler Bodden steht damit einem externen P-Eintrag von rund 17 t eine interne Belastung zwischen 88 bis 212 t gegenüber (Biele et al. 2007). Das Gros davon liegt im Ribnitzer See, dem südwestlichen Appendix des Saaler Bod-

dens, in den die Recknitz mündet (**Abb. 5.17**). Dieser Gewässerbereich zählt zu den am stärksten von der Eutrophierung betroffenen Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (siehe Kap. 5.3.2) und weist starke Verlandungstendenzen auf.



Abb. 5.17: Blick über den Ribnitzer See auf Ribnitz (Foto: Kleeberg)

Bei der Umsetzung von Sanierungsstrategien ist diesem Umstand Rechnung zu tragen. Zu den technologischen Möglichkeiten einer Sedimententnahme und -unterbringung liegt ebenfalls eine umfangreiche Studie vor, die vom Landkreis Nordvorpommern in Auftrag gegeben wurde (Quandt 2007).

Ähnlich nährstoffreiche Schlickareale finden sich in weiteren oligohalinen inneren Küstengewässern, wie insbesondere im Kleinen Jasmunder Bodden, im Achterwasser und im Kleinen Haff (Lampe et al. 1998, Leipe et al. 1998, Dahlke 2003, Schernewski & Dolch 2004).

Wie bei den Nährstoffen dominiert auch bei den **Schwermetallen** der Eintrag über die Oder. Hier sind die regionalen Unterschiede sogar noch stärker ausgeprägt. Der Schwermetalleintrag aus der Oder macht zwischen 92 % (Ni) und 99 % (Cd) des gesamten landseitigen Eintrages in der betrachteten Küstenregion aus. Auch wenn nur etwa 10 % der

Oderfrachten in das westliche Oderästuar mit Kleinem Haff und Peenestrom gelangen, übersteigt dies den Eintrag aus den vorpommerschen Zuflüssen (Peene, Uecker, Zarow) um ein Vielfaches (**Tab. 5.3.2**). Die Emissionen aus den Kläranlagen an der vorpommerschen Küste sind demgegenüber vernachlässigbar.

Die regional sehr differenzierten landseitigen Schwermetallbelastungen dokumentieren sich auch in den Schwermetallgehalten der Gewässersedimente (siehe Kap. 5.3.3). Die Sedimente des Kleinen Haffs weisen die mit Abstand höchsten Schwermetallgehalte an der vorpommerschen Küste auf. Besonders starke Anreicherungen sind bei Cadmium, Zink, Kupfer und Blei festzustellen. Abschätzungen zum Schwermetallinventar für die Schlicksedimente des Stettiner Haffs in der ersten und zweiten Hälfte der 1990er Jahre ergaben bei einigen Elementen eine abnehmende Belastung (**Tab. 5.3.3**).

Tab. 5.3.2: Schwermetalleinträge aus Hauptbelastungsquellen an der vorpommerschen Küste, alle Angaben in kg/a für den Zeitraum 2003-2006

Eintragsquelle	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni
Oder (Hohenwutzen)*	k. A.	3.273	13.640	52.070	174.605	6.353	25.628
Peene	2,90	24,5	159	1.421	6.585	181	1.457
Uecker	0,54	7,1	68	368	2.068	78	218
Recknitz	0,23	3,6	42	97	377	63	295
Zarow	0,17	1,8	15	81	475	25	138
KA Stralsund	0,10	0,7	3,2	44	112	8	23
KA Greifswald	0,09	0,2	1,4	32	45	4	10
KA Bergen	0,05	0,2	2,0	17	48	7	6
KA Körkwitz	0,07	0,2	0,6	18	30	3	7
Summe		3.311	13.931	54.148	184.345	6.722	27.782

* aus Daten des LUA Brandenburg für den Zeitraum 2003-2005 berechnet, k. A. = keine Angaben

Die Minderbefunde in der 2. Hälfte der 1990er Jahre, insbesondere bei Quecksilber und Cadmium, können zum Teil auf geringere Frachten der Oder zurückgeführt werden. Zudem vermuten Leipe et al. (1998), dass das Haff und ähnlich beschaffene andere Küstengewässer in zunehmendem Maße als Quellen für den Eintrag partikulären Materials in

die Ostsee in Erscheinung treten. Als Gründe hierfür werden eine fortgeschrittene Verflachung des Gewässers, der starke Rückgang der Makrophyten und der durch die Eutrophierung geförderte mobile Charakter des weichen Schlicks genannt, die zu einer Zunahme der Resuspension und damit zum Materialexport führen.

Tab. 5.3.3: Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs (aus Bachor, 2004), alle Angaben in t

Gewässerbereich	Literaturquelle	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Gesamtes Haff	Leipe et al. (1998)	1993-1994	8.604	605	1.210	45	10,0
davon Großes Haff			4.239	321	641	24	5,3
davon Kleines Haff			3.825	284	569	21	4,7
Kleines Haff	Bachor (2004)	1995-2001	3.203	282	483	16	2,2

Wie für das westliche Küstengebiet ist auch für die vorpommerschen Küstengewässer eine Abschätzung der Eintragsmengen an **organischen Schadstoffen** aufgrund der hohen Zahl von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenzen schwierig. Die Untersuchungen in den vorpommerschen Zuflüssen zeigten ganz überwiegend unauffällige Befunde (siehe Kap. 3.6.2). Aber auch in den vorpommerschen Küstengewässern haben in der Vergangenheit die schwebstoffgebundenen Frachten der Ostseezuflüsse bei verschiedenen Substanzklassen (PAK, PCB, Chlorpestizide) lokal zu einer Akkumulation dieser Schadstoffe in den Sedimenten der Küstengewässer geführt. Dies trifft insbesondere auf Küstengewässerbereiche zu, die von der Oder durchflossen werden (siehe Kap. 5.3.3). Die Oder ist insbesondere durch Kontaminationen mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) dominiert (Meyer et al. 2002).

Demgegenüber ist die aktuelle Belastung mit organischen Schadstoffen in den vorpommerschen Fließgewässern gering und damit auch der Eintrag in die Küstengewässer. Die an die Schifffahrt und den Sportbootverkehr gebundenen Belastungen sind in den Boddengewässern deutlich geringer einzuschätzen als in den mecklenburgischen Küsten-

gewässern. Sie beschränken sich im Wesentlichen auf die Werft- und Hafenstandorte in Stralsund, Greifswald und Wolgast.

An der vorpommerschen Küste fanden kürzlich auch Schadstoffuntersuchungen in ausgewählten Kläranlagen (Stralsund, Körkwitz, Bergen, Greifswald, Wolgast, Anklam, Eggesin) statt. In den Abläufen dieser 7 Kläranlagen wurden zwischen Mai und November 2007 insgesamt 42 Abwasserproben gewonnenen, die auf 72 Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und 3 Weichmacher aus der Gruppe der Phthalate untersucht wurden. In 4 Kläranlagen (Stralsund, Greifswald, Eggesin und Wolgast) wurden darüber hinaus 11 Arzneimittelwirkstoffe und in der Kläranlage Stralsund polyfluorierte Tenside (PFOS, PFOA) sowie polybromierte Diphenylether (6 Kongenere) untersucht. Um die Belastungsabschätzung zu komplettieren, sollen die Ergebnisse nachfolgend kurz vorgestellt werden.

Von den PSM-Wirkstoffen wurden Mecoprop (3 x), Diuron und Metolachlor (je 2 x) sowie Dichlorprop, Dichlorprop-P und Simazin (je 1 x) nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen waren für Mecoprop (0,51, 0,23 und 0,11 µg/l),

Diuron (0,42 und 0,22 µg/l) und Metolachlor (0,12 und 0,09 µg/l) zu verzeichnen, wobei die Befunde für Diuron und Metolachlor Überschreitungen der für Oberflächengewässer aufgestellten LAWA-Zielvorgaben darstellen.

Von den Phthalaten wurde Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) in 4 Abwasserproben (0,12-1,20 µg/l) und Benzylbutylphthalat in einer Abwasserproben (0,16 µg/l) nachgewiesen. Die Befunde lagen damit unter der Umweltqualitätsnorm für DEHP von 1,3 µg/l gemessen am Jahresmittel.

Auffälliger waren die Arzneimittelbefunde. In den untersuchten 8 Abwasserproben aus 4 Kläranlagen wurden in jeder Probe Arzneimittelwirkstoffe nachgewiesen. In relativ hohen Konzentrationen kamen das Antiepileptikum Carbamazepin (1,9-4,3 µg/l), das Schmerzmittel Diclofenac (1,9-4,8 µg/l) und der Betablocker Metoprolol (1,4-6,9 µg/l) vor.

Von den in 2 Abwasserproben aus der Kläranlage Stralsund untersuchten 2 Leitkomponenten der polyfluorierten Tensiden war Perfluoroktansulfonat (PFOS) einmal (0,019 µg/l) und Perfluoroktansäure (PFOA) bei Bestimmungsgrenzen von jeweils 0,01 µg/l nicht nachzuweisen. Die 5 Kongenere der polybromierten Diphenylether (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154) kamen nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l vor.

Die Untersuchungen organischer Schadstoffe in den Abläufen von Direkteinleitern an der Küste zeigen für Arzneimittel- und einige PSM-Wirkstoffe sowie DEHP ein gewisses Gefährdungspotential für die betroffenen Küstengewässer an.

5.3.2 Ergebnisse der allgemein physikalisch-chemische Untersuchungen

In den vorpommerschen Küstengewässern wurden die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter im Oberflächenwasser und in Grundnähe an 46 Messstellen gemessen. Davon liegen 36 Messstellen in den inneren und 10 in den äußeren Küstengewässern. 2003 und 2006 kam es zu größeren Ausfällen bei der Probenahme.

Die für den Zeitraum 2003 bis 2006 aggregierten Daten sind für Wassertemperatur, Salz- und Sauerstoffgehalt in der **Anlage 5-3** für alle untersuchten Küstengewässer-Messstellen enthalten.

Die besten Lichtverhältnisse werden mit im Mittel 5 m **Sichttiefe** an der Außenküste vor Zingst und Hiddensee vorgefunden (**Tab. 5.3.4**). Hier wurden zeitweise sogar maximale Werte bis 10 m gemessen. Der Einfluss der Oderfahne macht sich bereits östlich Saßnitz bemerkbar. Die Sichttiefe lag in den ostrügenschen Gewässern im Mittel bei 4 m und sank in der Pommerschen Bucht auf mittlere Werte unter 3 m. Abhängig von den Wasseraustauschbedingungen sind in den inneren Küstengewässern deutlich geringere Sichttiefen zu verzeichnen. Phytoplanktonentwicklung und Trübungsfahnen durch Sedimentaufwirbelung in sehr flachen Bodden führen hier zu Werten von i. d. R. unter 2 m Sicht. Extrem schlecht ist die Transparenz in den oligohalinen Wasserkörpern mit geringem Wasseraustausch. Im Saaler, Barther und Kleinen Jasmunder Bodden sowie im Kleinen Haff werden im Mittel unter 1 m Sicht gemessen. Die Maxima waren im gesamten Berichtszeitraum nicht höher als 1 bis 2 m. Dieses schlechte Lichtklima schränkt die Wiederansiedlungsbedingungen für höhere Unterwasserpflanzen sehr stark ein (s. u. Makrophyten).

Tab. 5.3.4: Licht- und Temperaturverhältnisse in den vorpommerschen Küstengewässern 2003-2006

Gewässerbereich / Gewässer	Sichttiefe in m		Oberflächenwassertemperatur in °C		
	Mittel	Maximum	Mittel	Maximum	Datum
Darß-Zingster Bodden					
Saaler Bodden DB16	0,3	0,9	10,9	23,7	10.07.2006
Barther Bodden DB6	0,5	1,0	11,8	22,4	05.07.2006
Rügensche Bodden / Strelasund					
Vitter Bodden RB2	2,3	3,2	12,1	24,3	07.08.2003
Breetzer Bodden RB6	1,5	3,0	14,2	24,1	07.08.2003
Großer Jasmunder Bodden RB10	1,0	2,5	14,0	23,8	07.08.2003
Kleiner Jasmunder Bodden RB15	0,3	0,5	12,5	25,1	13.08.2003
Kubitzer Bodden KB90	1,4	2,5	11,8	24,1	07.08.2003
Strelasund S66	1,2	2,0	10,7	24,5	19.07.2006
Greifswalder Bodden					
Greifswalder Bodden GB2	1,6	3,1	10,4	23,7	04.08.2003
Greifswalder Bodden GB7	1,65	2,8	10,5	23,5	04.08.2003
Greifswalder Bodden GB19	1,55	3,0	11,3	23,1	04.08.2003
Peenestrom/Kleines Haff					
Peenestrom P20	1,0	2,0	12,8	25,3	27.07.2006
Peenestrom P42	0,8	1,6	13,2	26,0	27.07.2006
Kleines Haff KHM	0,7	2,0	12,2	22,5	04.08.2004
Kleines Haff KHJ	0,8	1,8	12,2	21,9	21.06.2006
Ostsee / Pommersche Bucht *					
Ostsee Darßer Schwelle O7 *	5,1	10,0	10,1	22,2	02.08.2006
Ostsee nw. Hiddensee O9 *	5,0	10,0	10,2	18,6	06.08.2003
Ostsee ö. Saßnitz O11 *	3,9	7,0	11,0	23,7	24.07.2006
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133 *	2,9	7,0	10,7	23,5	25.07.2006
Pommersche Bucht OB4 *	2,6	6,0	11,0	24,5	25.07.2006

Für den Zeitraum 2003 bis 2006 wurden mittlere **Wassertemperatur** zwischen 10,1 °C auf der Darßer Schwelle und 14,2 °C im Breetzer Bodden registriert (**Tab. 5.3.4**). Die flachen und kleineren Wasserkörper der Bodden reagieren schneller auf veränderte Lufttemperaturen als die mit der offenen Ostsee in Verbindung stehenden äußeren Küstengewässer. Im Vergleich zum langjährigen Mittelwert für den Zeitraum 1975 bis 2000 liegen die Mittelwerte der Messungen der 4 Jahre um etwa 0,8 Grad höher. Die Spannweite der Abweichungen der einzelnen Stationen liegt zwischen 0,3 bis 1,5 Grad. Neue Maximalwerte wurden in dem besonders heißen August 2003 in den Rügensch Bodden und im Juli 2006 im Peenestrom gemessen. Diese Werte sind in der Tabelle 5.3.4 fett hervorgehoben.

Die Typisierung nach WRRRL (Reimers et al. 2005) unterscheidet für die deutsche Ostseeküste nach oligohalinen (0,5 bis 5 PSU) und mesohalinen (5 bis 18 PSU) Wasserkörpern. Oligohaline Wasserkörper sind nach dem mittleren **Salzgehalt** Saaler Bodden, Bodstedter Bodden, Kleiner

Jasmunder Bodden, Peenestrom, Achterwasser und Kleines Haff. Diese inneren Küstengewässer sind gegen die Ostsee stark abgeschottet und haben zumeist einen hohen Flusswasserzustrom. Alle übrigen Wasserkörper sind dem mesohalinen Typ zuzuordnen. Sie haben i. d. R. einen geringen Süßwasserzustrom und einen guten Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee. Das 4-Jahresmittel zeigt an den meisten Stationen nur sehr geringe Abweichungen zum langjährigen Mittelwert für den Zeitraum 1975 bis 2000. Die Abweichungen liegen zwischen +0,2 bis -0,5 PSU. Stärkere Anomalien wurden im Peenestrom (+1,1) und Kleinen Haff (+0,7) gefunden. Neue Maximalwerte (fett) wurden im Vitter und Breetzer Bodden erreicht. Für einzelne Messstellen des vorpommerschen Küstengebietes sind Mittelwerte und Spannweiten des Salzgehalts nachfolgend zusammengestellt (**Tab. 5.3.5**).

Tab. 5.3.5: Salinitätsverhältnisse in den vorpommerschen Küstengewässern 2003-2006

Gewässerbereich	Oberflächenwasser		Grundnahes Wasser	
	Mittel	Spannweite	Mittel	Spannweite
Darß-Zingster Bodden				
Saaler Bodden DB16	3,8	1,7-5,7	n.u.	n.u.
Barther Bodden DB6	7,0	3,3-9,9	n.u.	n.u.
Rügensche Bodden / Strelasund				
Vitter Bodden RB2	9,0	7,8-11,8	n.u.	n.u.
Breetzer Bodden RB6	8,6	7,8-11,9	n.u.	n.u.
Großer Jasmunder Bodden RB10	8,0	7,6-8,5	8,1	7,5-8,6
Kleiner Jasmunder Bodden RB15	5,1	4,4-5,8	n.u.	n.u.
Kubitzer Bodden KB90	8,3	6,7-10,9	8,4	6,8-12,3
Strelasund S66	8,0	6,4-11,7	n.u.	n.u.
Greifswalder Bodden				
Greifswalder Bodden GB2	7,1	6,0-8,1	7,2	6,4-8,1
Greifswalder Bodden GB7	7,1	6,0-8,3	7,2	6,2-8,1
Greifswalder Bodden GB19	7,1	6,1-8,0	7,2	6,3-8,0
Peenestrom / Kleines Haff				
Peenestrom P20	4,0	1,5-7,0	4,7	1,6-7,1
Peenestrom P42	3,4	1,6-6,9	3,6	1,5-7,0
Kleines Haff KHM	1,9	0,8-3,5	1,9	0,8-3,5
Kleines Haff KHJ	2,1	0,6-3,8	2,2	0,6-4,4
Ostsee / Pommersche Bucht				
Ostsee Darßer Schwelle O7	10,2	7,9-16,2	12,1	8,3-18,9
Ostsee nw. Hiddensee O9	8,7	7,0-11,1	9,7	7,4-15,8
Ostsee ö. Saßnitz O11	7,8	6,7-9,0	8,9	7,4-13,7
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133	7,3	6,0-8,3	7,4	6,5-8,3
Pommersche Bucht OB4	6,9	5,5-7,9	7,2	6,1-8,0

n.u. nicht untersucht

Der Wasseraustausch mit der Nordsee hat auf der Darßer Schwelle, mit der nur 18 m tiefen Kadetrinne eine natürliche Barriere (Kap 5.2.2). Schwächere Einstromlagen enden deshalb für gewöhnlich an der Darßer Schwelle. Diese natürliche Begrenzung und der hohe Süßwasserzustrom in die Ostsee führen dazu, dass der Salzgehalt nach Osten hin stetig abnimmt. So werden vor Darßer Ort im langjährigen Mittel noch 10,2 PSU gemessen, dagegen vor Ahlbeck nur noch knapp 7. Die höchsten Salzgehalte in den inneren vorpommerschen Küstengewässern wurden mit 9 PSU im Vitter Bodden gefunden. Alle übrigen Bodden haben Werte zwischen 7 und 8 PSU. Fast limnische Verhältnisse werden mit 1 bis 2 PSU im Kleinen Haff angetroffen. Das hat erhebliche Auswirkungen auf Flora und Fauna.

In den relativ flachen gut durchmischten äußeren Küstengewässern östlich der Darßer Schwelle bis zur Pommerschen Bucht ist **Sauerstoffmangel** seltener als in der Mecklenburger Bucht (Kap. 5.2.2). Im August 2003 wurden im Bo-

denwasser der Pommerschen Bucht auf den Stationen OB2, OB4, O133 und O14 kritische Sauerstoffgehalte zwischen 0,4 und 2,9 mg/l gemessen (**Tab. 5.3.6** und **Abb. 5.6**). Östlich Saßnitz wurden an der Station O11 in allen 4 Jahren im Spätsommer Sauerstoffwerte zwischen 4 bis 6 mg/l registriert. Die kritischen Werte auf der 40 m tief liegende Station O10 im südlichen Arkonabecken in den Jahren 2005 und 2006 sind ein Hinweis auf die wieder einsetzende Stagnationsperiode in den tiefen Becken der Ostsee, nach dem Nordseewasserzustrom im Januar 2003. In den inneren Küstengewässern tritt Sauerstoffmangel zumeist nur lokal und zeitlich sehr begrenzt auf. Kritische Sauerstoffgehalte wurden im Beobachtungszeitraum im Großen Jasmunder Bodden, im südlichen Greifswalder Bodden sowie im Peenestrom und Kleinen Haff gemessen. Erhöhte Sauerstoffsättigungen im Oberflächenwasser weisen im gesamten Untersuchungsgebiet auf starke Algenentwicklungen hin. Besonders hohe Übersättigungen waren in den inneren Boddengewässern zu verzeichnen (**Tab. 5.3.6**).

Tab. 5.3.6: Sauerstoffsättigungen im Oberflächenwasser (SSI in % O₂) und Sauerstoffgehalte im grundnahen Wasser (in mg/l) ausgewählter vorpommerschen Küstengewässern 2003-2006

Gewässerbereich / Gewässer	Oberflächenwasser		Grundnahes Wasser	
	SSI-Mittel	Spannweite	O ₂ -Mittel	O ₂ -Minimum
Darß-Zingster Bodden				
Saaler Bodden DB16	100	76-131	n.u.	n.u.
Barther Bodden DB6	101	86-152	n.u.	n.u.
Rügensche Bodden / Strelasund				
Vitter Bodden RB2	100	87-128	n.u.	n.u.
Breetzer Bodden RB6	101	88-126	n.u.	n.u.
Großer Jasmunder Bodden RB10	105	87-127	9,4	2,9
Kleiner Jasmunder Bodden RB15	107	82-153	n.u.	n.u.
Kubitzer Bodden KB90	101	89-125	10,3	8,0
Strelasund S66	101	88-128	n.u.	n.u.
Greifswalder Bodden				
Greifswalder Bodden GB2	101	92-145	10,7	7,9
Greifswalder Bodden GB7	101	89-137	10,4	2,8
Greifswalder Bodden GB19	101	93-135	10,6	6,5
Peenestrom / Kleines Haff				
Peenestrom P20	107	80-163	10,1	3,2
Peenestrom P42	112	93-191	11,1	8,0
Kleines Haff KHM	103	82-181	10,4	4,1
Kleines Haff KHJ	104	84-164	10,2	4,3
Ostsee / Pommersche Bucht				
Ostsee Darßer Schwelle O7	100	89-110	10,2	3,7
Ostsee nw. Hiddensee O9	101	89-116	10,6	7,5
Ostsee ö. Saßnitz O11	102	85-123	9,5	4,3
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133	102	93-122	10,2	1,3
Pommersche Bucht OB4	102	91-123	10,3	2,9
Pommersche Bucht OB2	105	92-121	8,7	0,4

n.u. nicht untersucht, Messwerte < 4 mg/l sind kritisch und wurden fett hervorgehoben

Die Klassifizierung anhand der Referenz- und Orientierungswerten für **Nährstoffe** (BLMP 2007) werden in der **Tabelle 5.3.7** gezeigt. Die Referenzwerte für Gesamtphosphor (GP) und Gesamtstickstoff (GN) werden in keinem der vorpommerschen Küstengewässer erreicht. Der Orientierungswert „guter Zustand“ wird nur im Seegebiet zwischen Darßer Ort und Hiddensee für Gesamtstickstoff eingehalten (GN). Problemgebiete mit Überschreitungen um mehr als das 4-fache sind die inneren Boddengewässer (Saaler, Bodstedter und Barther Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom und Kleines Haff). Der landseitige Eintrag erfolgt dabei hauptsächlich über die Flussfrachten, wobei die Oder eine besonders dominante Belastungsquelle ist. Die Emissionen über Direkteinleitungen aus Kläranlagen spielen nur eine sehr untergeordnete Rolle. In einigen Gewässern, insbesondere in den inneren Darß-Zingster Bodden und im Kleinen Jasmunder Bodden, ist die interne P-Belastung durch Remobilisierung und/oder P-Freisetzung aus den Schlicksedimenten höher einzuschätzen als die aktuelle externe Belastung (siehe Kap. 5.3.1).

An ausgewählten Messstellen, an denen eine Wassertiefe von mehr als 4 m erreicht wird, wurden die Nährstoffe auch im grundnahen Wasser untersucht (**Tab. 5.3.8**). Zeitweise wurden im grundnahen Wasserkörper deutliche höhere Phosphatkonzentrationen gemessen als an der Oberfläche, was als ein Hinweis auf P-Freisetzungsprozesse gewertet werden kann. Auf solche Ereignisse, die bevorzugt bei länger anhaltenden Stagnationsperioden während der Sommermonate auftreten, wurde auch von anderen Autoren bereits hingewiesen (z. B. Lampe 1998, Schernewski & Wielgat 2001). Innerhalb weniger Tage können unter ungünstigen Bedingungen (hohe Wassertemperaturen, niedrige Sauerstoffgehalte in der Sediment/Wasserkontaktzone bzw. anoxische Verhältnisse im Sediment) erhebliche Mengen an löslichem Orthophosphat und/oder Ammonium freigesetzt werden. Diese gelösten Nährstoffverbindungen stehen dann dem Phytoplanktonwachstum wieder zur Verfügung.

Tab. 5.3.7: Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser ausgewählter vorpommerscher Küstengewässer 2003-2006

Gewässer	Mittelwerte 2003-2006 in µM				
	PO ₄ -P	GP	DIN	GN	SiO ₄ -Si
Saaler Bodden DB16	0,18	4,89	38,6	205	96,59
Barther Bodden DB6	0,15	2,90	22,7	102	39,13
Vitter Bodden RB2	0,19	1,20	2,0	31,0	9,67
Breetzer Bodden RB6	0,12	1,55	2,6	41,3	26,62
Großer Jasmunder Bodden RB10	0,17	2,19	2,3	53,9	44,83
Kleiner Jasmunder Bodden RB15	0,16	5,22	13,6	171,2	76,75
Kubitzer Bodden KB90	0,21	1,45	7,0	37,7	17,90
Strelasund S66	0,61	1,99	6,0	38,8	22,94
Greifswalder Bodden GB2	0,46	1,40	4,4	32,7	25,94
Greifswalder Bodden GB7	0,47	1,55	4,4	32,1	25,82
Greifswalder Bodden GB19	0,45	1,60	3,9	33,4	26,30
Peenestrom P20	0,79	3,88	13,9	79,9	75,81
Peenestrom P42	1,21	5,38	14,2	92,7	86,77
Kleines Haff KHM	2,97	6,96	23,0	90,1	111,44
Kleines Haff KHJ	3,15	6,85	28,6	91,4	112,20
Ostsee Darßer Schwelle O7	0,39	0,97	2,3	18,6	8,95
Ostsee nw. Hiddensee O9	0,35	0,88	2,0	18,2	8,10
Ostsee ö. Saßnitz O11	0,26	0,96	2,0	20,1	9,63
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133	0,52	1,13	6,4	27,8	18,28
Pommersche Bucht OB4	0,58	1,30	8,6	28,9	22,57

Tab. 5.3.8: Nährstoffkonzentrationen im grundnahen Wasser vorpommerscher Küstengewässer

Gewässer	Mittelwerte 2003-2006 in µM				
	PO ₄ -P	GP	DIN	GN	SiO ₄ -Si
Großer Jasmunder Bodden RB10	0,26	2,54	3,1	56,7	45,7
Kubitzer Bodden KB90	0,23	1,42	6,9	37,3	17,7
Greifswalder Bodden GB19	0,51	1,74	4,1	34,8	27,0
Peenestrom P42	0,76	5,23	13,8	106,8	84,0
Kleines Haff KHM	2,95	7,31	22,9	94,3	112,1
Ostsee Darßer Schwelle O7	0,40	0,86	3,1	18,3	9,4
Ostsee nw. Hiddensee O9	0,38	0,94	2,0	17,9	8,6
Ostsee ö. Saßnitz O11	0,48	1,09	3,0	18,9	14,5
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133	0,60	1,25	6,0	25,9	18,6
Pommersche Bucht OB4	0,61	1,31	6,7	26,3	20,0

Grün: Orientierungswert nach BLMP (2007) eingehalten
 Gelb: Orientierungswert um bis zum 2-fachen überschritten
 Orange: Orientierungswert um das 2- bis 4-fache überschritten
 Rot: Orientierungswert um mehr als das 4-fache überschritten

Klassifizierung nach MV-Richtlinie

Im Berichtszeitraum wurden die vorpommerschen Küstengewässern nach der „Richtlinie zur Klassifizierung der Seegewässer“ klassifiziert (siehe Kap. 5.2.2, **Abb. 5.7**). Die Ergebnisse der Klassifizierung der seit 1985 untersuchten Messstellen enthält die **Anlage 5-2** im Anhang.

Für eine Auswahl von Messstellen sind die mittleren Klassen für den Zeitraum 2003 bis 2006 in **Tabelle 5.3.9** zusammen-

gestellt. Erwartungsgemäß ist in den inneren oligohalinen Küstengewässern aufgrund des stark eingeschränkten Wasseraustausches, eines hohen internen Nährstoffpotentials und hoher landseitiger Nährstoffeinträge die Eutrophierung am weitesten fortgeschritten (Bachor 2007). Diese Gewässer weisen nach wie vor die Güteklassen 4 bis 5 auf, was stark eutrophen bis polytrophen Verhältnissen entspricht.

Tab. 5.3.9: Klassifizierungsergebnisse für die vorpommerschen Küstengewässer (Mittelwert 2003 bis 2006)

Gewässertyp / Gewässer	Messstellenname (örtliche Lage)	Kurzbezeichnung	Klasse*
Oligohaline innere Küstengewässer			
Ribnitzer See	Nördlich Ribnitz	DB19	4
Saaler Bodden	Nordwestlich Saal	DB16	4
Bodstedter Bodden	Zentralbereich	DB10	4
Kleiner Jasmunder Bodden	Zentralbereich	GB14	4
Peenestrom	Südlich Peenemünde	P20	4
Peenestrom	Peenemündung	P74	5
Achterwasser	Trockenort	AW1	4
Kleines Haff	Zentralbereich	KHM	4
Kleines Haff	Grenze zu Polen	KHJ	5
Mesohaline innere Küstengewässer			
Barther Bodden	Nördlich Bodstedt	DB6	4
Grabow	Sundische Wiese	DB2	3
Vitter Bodden	Vitte	RB2	2
Breetzer Bodden	Östlich Wittower Fähre	RB6	3
Großer Jasmunder Bodden	Nördlich Lietzow	RB10	3
Kubitzer Bodden	Östlich Klausdorf	KB90	3
Strelasund	Stralsund	S66	3
Greifswalder Bodden	Südlich Insel Vilm	GB2	3
Greifswalder Bodden	Höhe Struck	GB7	3
Greifswalder Bodden	Zentralbereich	GB19	3
Mesohaline äußere Küstengewässer			
Ostsee Darßer Schwelle	Nördlich Darßer Ort	O7	2
Ostsee nw. Hiddensee	Nordwestlich Hiddensee	O9	2
Ostsee ö. Saßnitz	Östlich Saßnitz	O11	2
Ostsee sö. Greifswalder Oie	Südöstlich Greifswalder Oie	O133	3
Pommersche Bucht	Nördlich Zinnowitz	OB4	3

* Klasse 1 - oligotroph, Klasse 2 - mesotroph, Klasse 3 - eutroph, Klasse 4 - stark eutroph, Klasse 5 - polytroph, Klasse 6 - hypertroph

Von den inneren mesohalinen Küstengewässern weisen die meisten die Güteklasse 3, also einen eutrophen Zustand, auf. Lediglich der Barther Bodden ist in Güteklasse 4 und der Vitter Bodden in Güteklasse 2 einzustufen. Beide Bodden unterscheiden sich hinsichtlich der landseitigen Nährstoffbelastung und der hydrographischen Bedingungen deutlich voneinander. Während der Barther Bodden durch die Barthe eine deutliche Nährstoffzufuhr erfährt, fehlen beim Vitter Bodden Süßwasserzuflüsse. Außerdem sind im Vitter Bodden durch die Nähe zur Ostsee – der Bodden ist lediglich durch die Insel Hiddensee von der Ostsee getrennt – wesentlich günstigere Wasseraustauschbedingungen gegeben als im Barther Bodden.

Den geringsten Trophiegrad weisen die äußeren mesohalinen Küstengewässer auf. Zwischen Darßer Schwelle und östlich Saßnitz konnte stabil die Güteklasse 2 vergeben werden. Dies entspricht nach der o. g. Klassifizierungsrichtlinie Mesotrophie. In der Pommerschen Bucht machen sich die Nährstoffeinträge aus der Oder bemerkbar. Hier ergab die Klassifizierung eutrophe Verhältnisse.

Auch im Vergleich zu den mecklenburgischen Küstengewässern sind die inneren oligohalinen vorpommerschen Boddengewässer hinsichtlich der Trophie als Problemgebiete anzusehen. Während in den ehemals stark belasteten inneren Küstengewässern an der mecklenburgischen Küste (Unterwarnow, Wismarbuch) nach dem starken Rückgang der landseitigen Nährstoffeinträge deutliche Anzeichen einer Remesotrophierung erkennbar sind (siehe Kap. 5.2.2), fallen solche Anzeichen für die vorpommerschen Bodden wesentlich schwächer aus. Und dies, obwohl in diesen Gewässern ähnlich deutliche Lastreduzierungen erreicht wurden. Die Gründe für die verzögert einsetzende Reaktion auf Lastreduzierungen liegen in den besonderen hydrographischen Bedingungen der Boddengewässer. Über Jahrzehnte waren die vom Wasseraustausch stark eingeschränkten Bodden Nährstoffsinken für Festlandsabflüsse und Direkteinleitungen. In der Folge wurden hier enorm große Nährstoffmengen in den Sedimenten abgelagert. In

diesen Gewässern wurden die höchsten Sedimentationsraten an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns registriert. Die in den Sedimenten lagernden Nährstoffe sind aber nicht gänzlich aus dem Nährstoffkreislauf verschwunden, sondern werden unter bestimmten Bedingungen in diesen wieder eingespeist (s. o.).

5.3.3 Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen

Schadstoffuntersuchungen fanden im Untersuchungsgebiet nur an wenigen Messstellen statt. Schwermetalle wurden an 3 Messstellen, und zwar in der Pommerschen Bucht (OB4), im Kleinen Haff (KHM) und Greifswalder Bodden (GB19) durchgeführt (siehe Abb. 5.1 unten). In der Pommerschen Bucht und im Kleinen Haff sollten die Einträge aus der Oder erfasst werden. Die Messstelle im zentralen Greifswalder Bodden repräsentiert bereits einen Wasserkörper, der von der Oderfahne kaum noch erreicht wird. Organische Schadstoffe wurden nur im Kleinen Haff gemessen.

Schwermetalle und Metalloide

Die Ergebnisse der Bestimmung der Schwermetalle in **Wasserproben** sind für die drei untersuchten Messstellen in der **Anlage 5-5** zusammengefasst. Nachfolgend soll eine Bewertung dieser Ergebnisse für die zu den prioritären Stoffen zählenden Elemente Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel vorgenommen werden. Für diese Elemente liegen Umweltqualitätsnormen (UQN) vor (siehe **Tab. 5.2.9**).

Diese Umweltqualitätsnormen wurden an keiner der drei untersuchten Messstellen überschritten (**Tab. 5.3.10**). Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen sehr deutlich unter den UQN. Im Haff wurden mehr als doppelt so hohe Nickel- und Quecksilber-Konzentrationen wie in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden gemessen. Auch für Blei und Cadmium wurden die höhere Werte im Kleinen Haff bestimmt.

Tab. 5.3.10: Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Nickel-Gesamtkonzentrationen in vorpommerschen Küstengewässern im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in µg/l

Gewässer	Messstelle	Cadmium		Blei		Quecksilber		Nickel	
		50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P	50-P	90-P
Kleines Haff	KHM	0,035	0,110	0,70	2,90	0,008	0,030	1,24	1,83
Greifswalder Bodden	GB19	0,023	0,060	0,35	1,79	0,003	0,017	0,56	1,63
Pommersche Bucht	OB4	0,023	0,034	0,14	0,46	0,001	0,011	0,37	0,72

Aus dem Landesumweltamt Brandenburg (LUA) liegen u. a. Ergebnisse von Schwermetalluntersuchungen in Wasserproben der Oder vor (z. B. LUA 1999). Für Cadmium wurden dabei Maximalwerte bis 0,37 µg/l angegeben; die Mehrzahl der Messwerte lag aber unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l. Die Medianwerte für Blei (2-3 µg/l), Quecksilber (0,07-0,09 µg/l) und Nickel (um 4 µg/l) liegen deutlich über den Befunden für das Kleine Haff. Zeitweise wurden

Maximalkonzentrationen von 11,6 µg Pb/l, 7,4 µg Ni/l und 0,42 µg Hg/l gemessen.

Neben den Untersuchungen im Wasser fanden in den vorpommerschen Küstengewässern im Berichtszeitraum auch Sedimentuntersuchungen statt. Untersucht wurden **Sedimente** aus dem Kleinen Haff und dem Peenestrom (2003) sowie aus dem Greifswalder Bodden (2004). Vergleicht man die mittleren Schwermetallgehalte in den Oberflächensedi-

menten dieser zum Oder-Ästuar zählenden Küstengewässern mit denen aus der Oder, sind bei allen Elementen deut-

liche Konzentrationsgradienten festzustellen (**Tab. 5.3.11**).

Tab. 5.3.11: *Schwermetallgehalte in Oberflächensedimenten (Fraktion < 20 µm) der Oder und des vorpommerschen Oder-Ästuars, Medianwerte in mg/kg TM*

Gewässer	Jahr (n)	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Oder ¹⁾	1996 (38)	200	6,80	167	193	84	3,80	1.628
Oder ²⁾	1997 - 2000	167	7,92	111	121	51	1,48	1.057
Kleines Haff	2003 (12)	110	3,32	50	58	31	0,34	694
Peenestrom	2003 (9)	58	1,23	26	37	24	0,25	241
Greifswalder Bodden	2004 (12)	110	1,70	40	36	32	0,19	208

1) Angaben aus LUA (1999), 2) Angaben aus Meyer et al. (2002)

Dunkelblau: unbelastet
 Hellblau: sehr gering belastet
 Grün: mäßig belastet
 Hellgrün: deutlich belastet

Gelb: erhöht belastet
 Orange: hoch belastet
 Rot: sehr hoch belastet

Gleichzeitig fand eine Bewertung der Ergebnisse anhand des von der LAWA aufgestellten Klassifikationsansatzes (siehe Tabelle 3.6.8 in Kapitel 3.6) statt. Die höchsten Belastungen sind danach für die Elemente Zink, Cadmium und Quecksilber zu verzeichnen. In den Odersedimenten wurden bei allen Elementen deutlich höhere Schwermetallbelastungen als in den Sedimenten aus dem westlichen (vorpommerschen) Oder-Ästuar registriert. Bei sinkenden Schwermetallfrachten der Oder, die sich insbesondere bei Quecksilber und Zink abzeichnen, prognostizieren Leipe et al. (1998) für das Haff einen innerhalb von wenigen Jahrzehnten durchlaufenden „Reinigungsprozess“, der die kontaminierte Deckschicht des Sedimentes sukzessive durch neu eingetragenes Material „verdünnt“, austauscht und in die Ostseebecken abtransportiert. Vor der Küste Vorpommerns ist das bis zu 40 m tiefe Arkonabecken. Wegen der zeitlichen Verzögerung der Wirkung von Umweltschutzmaßnahmen im gesamten Odereinzugsgebiet wird dieser Prozess jedoch längere Zeiträume in Anspruch nehmen.

In den Sedimenten des Kleinen Haffs werden nach wie vor erhöhte Zn- und Cd-Belastungen angetroffen, die sich im Vergleich zu den Vorjahren (siehe Bachor 2004, Gewässergütebericht 2000/2001/2002) kaum verändert haben. Im Peenestrom und Greifswalder Bodden wurden wesentlich niedrigere Gehalte beider Elemente bestimmt, die nach dem LAWA-Sprachgebrauch noch als deutlich belastet einzustufen sind. Bei Quecksilber ist gegenüber den Vorjahren ein Konzentrationsrückgang zu verzeichnen, der konform zur Abnahme in den Odersedimenten verläuft. Die LAWA-Zielvorgabe wird in allen drei Gewässern des Oder-Ästuars ein-

gehalten, wobei im Greifswalder Bodden sogar der Schwellenwert zur Güteklasse I (0,2 mg/kg TM) erstmals leicht unterschritten wurde. Bei Blei sind im Oder-Ästuar keine signifikanten Veränderungen gegenüber den Vorjahren zu verzeichnen. Im Kleinen Haff und im Greifswalder Bodden sind nach wie vor deutliche Pb-Belastungen festzustellen, während im Peenestrom die Zielvorgabe für Blei – Güteklasse II (mäßige Belastung) – eingehalten wird. Für Kupfer ist zwischen Kleinem Haff und den anderen beiden Gewässern wieder ein signifikanter Belastungsgradient festzustellen, wenn auch auf deutlich niedrigerem Belastungsniveau. Die LAWA-Zielvorgabe wird für Kupfer, wie auch für Chrom und Nickel in allen drei Gewässern eingehalten, dürfte in der Oder aber aktuell noch überschritten werden.

Bei der Bewertung der Sedimentbefunde im Oder-Ästuar müssen die unterschiedlichen hydrographischen und morphologischen Bedingungen der drei betrachteten Gewässer berücksichtigt werden. Während Kleines Haff und Greifswalder Bodden große, flache Becken darstellen, in denen eine mehr oder weniger ungestörte Sedimentation von eingetragenen Schwebstoffen bzw. von autochthon gebildeter Phytoplanktonbiomasse stattfinden kann, bildet der relativ schmale Peenestrom (siehe **Abb. 5.18**) die Verbindung zwischen beiden, in dem durch abfließendes Oderwasser oder einströmendes Ostseewasser erhebliche Fließgeschwindigkeiten auftreten können. Hier lagern sich Schwebstoffe nur zeitweise und in den Randzonen ab. Bei starkem Ausstrom werden diese in die Pommersche Bucht transportiert.



Abb. 5.18: Peenestrom bei Wolgast, Blick vom Gewässerüberwachungsschiff „Strelasund“ auf die Wolgastbrücke, die das Festland mit der Insel Usedom verbindet (Foto: von Weber)

Zudem fanden in den letzten Jahren umfangreiche Baggerungen statt, die der Unterhaltung und Vertiefung der Fahrrinne zum Hafen Wolgast dienten und die zu einer Intensivierung des Wasseraustausches zwischen Haff und Pommerscher Bucht geführt haben dürften.

Neben den Schwermetalluntersuchungen in Wasserproben und im Sediment fanden im Untersuchungsgebiet in zwei Regionen Schadstoffuntersuchungen in **Miesmuscheln** (*Mytilus edulis*) statt, und zwar in der Prerowbucht nördlich von Zingst und auf der Oderbank in der Pommerschen Bucht nordwestlich von Usedom. In den Miesmuscheln von der Oderbank wurden die höchsten Chrom-, Cadmium- und Bleigehalte aller untersuchten Regionen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns registriert. Allerdings fallen die Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten nicht so deutlich aus, wie es die Abschätzungen der landseitigen Belastungen erwarten lassen sollten. Bei Zink und Kupfer wurden sogar die etwas höheren Werte in den Tieren aus der Prerowbucht festgestellt (siehe **Tab. 5.2.12** in Kap. 5.2.3).

Organische Schadstoffe

Untersuchungen auf organische Schadstoffe in **Wasserproben** fanden nur im Kleinen Haff (KHM) statt. Im Zeitraum 2003-2006 wurden insgesamt 163 Einzelstoffe untersucht; die Mehrzahl davon waren Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM). Von der Vielzahl der Stoffe waren lediglich 3 PSM in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachzuweisen. Dies waren 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)

in 3 von 15 untersuchten Wasserproben sowie Isoproturon und Atrazin in je einer von 17 untersuchten Wasserproben. 2,4-D wurde dabei zweimal in Konzentrationen über 0,1 µg/l gemessen, und zwar am 12.05.2004 (0,25 µg/l) und 30.06.2004 (0,14 µg/l). Isoproturon wurde am 16.07.2003 (0,044 µg/l) und Atrazin am 13.10.2004 (0,01 µg/l) in Spuren nachgewiesen. Chlorpestizide, wie z. B. DDT und seine Metabolite und die HCH-Isomere, kamen nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen von 5 bis 10 ng/l vor. Aktuelle Untersuchungen in großen deutschen Flüssen durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde, darunter auch in der Oder, zeigen für diesen Grenzfluss leicht erhöhte Konzentrationen für 2,4-D an (Keller frdl. Mitteilung).

Die Untersuchungsergebnisse in **Sedimenten**, die im Auftrag des LUNG von einer aus mehreren Privatlaboren bestehenden Bietergemeinschaft in vorpommerschen Küstengewässern durchgeführt wurden (Brüggemann, 2004, 2005), zeigen für die untersuchten Schadstoffklassen ein ähnliches Muster der räumlichen Schadstoffverteilung. Die höchsten Belastungen wurden generell in den Sedimenten aus dem Kleinen Haff, die niedrigsten aus den Sedimenten des Greifswalder Boddens angetroffen. Wie in den mecklenburgischen Küstengewässern (siehe Kap. 5.2.3) kamen die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in den mit Abstand höchsten Konzentrationen vor. Für diese Stoffgruppe sind auch die stärksten Konzentrationsgradienten zwischen Oder und Greifswalder Bodden zu verzeichnen (**Tab. 5.3.12**).

Tab. 5.3.12: Gehalte organischer Schadstoffe in Oberflächensedimenten der Oder und des vorpommerschen Oder-Ästuars, Medianwerte in $\mu\text{g}/\text{kg TM}$, ZOV = zinnorganische Verbindungen in $\mu\text{g Sn}/\text{kg TM}$

Gewässer	Jahr (n)	HCH-Summe	DDT-Summe	PCB-Summe (21)	ZOV-Summe	PAK-Summe (16)
Oder ¹⁾	1996	ca. 5-10	ca. 10-20	ca. 20-40	n.u.	5.000-10.000
Kleines Haff	2003 (12)	1,74	16,6	22,8	75,4	2.371
Peenestrom	2003 (9)	1,73	17,8	19,3	46,8	1.806
Greifswalder Bodden	2004 (12)	0,46	6,7	7,2	25,2	720

1) aus Graphiken einer Studie des Landesumweltamt Brandenburg (LUA 1999) abgeschätzte Werte, n.u. = nicht untersucht

Bei den PAK und auch bei den PCB sind gegenüber den Befunden der Vorjahre (siehe Gewässergütebericht 2000/2001/2002) nur geringfügige Veränderungen festzustellen. Dies trifft auch auf die Summe der HCH-Isomere zu, deren Konzentrationen sich auf einem niedrigem Niveau eingependelt haben. Im Greifswalder Bodden lagen die Lindankonzentrationen (g-HCH) zwischen 0,04 und 0,30 $\mu\text{g}/\text{kg TM}$. Eine deutliche Abnahme ist bei den DDT-Gehalten zu verzeichnen.

Auch bei den zinnorganischen Verbindungen ist ein Belastungsgradient zwischen Kleinem Haff und Greifswalder Bodden auszumachen. Für das Haff wurden um etwa 3-fach höhere Medianwerte als für den Greifswalder Bodden ermittelt. Die Maximalwerte wurden allerdings in den Häfen am Greifswalder Bodden erfasst. Da es sich im Jahre 2004 um Wiederholungsuntersuchungen handelte, sollen die aktuellen Befunde mit den älteren Daten verglichen werden (**Tab. 5.3.13**).

Tab. 5.3.13: Gehalte zinnorganischer Verbindungen in Häfen am Greifswalder Bodden, alle Angaben in $\mu\text{g Sn}/\text{kg TM}$

Häfen am Greifswalder Bodden	Jahr	MBT	DBT	TBT	Summe
Museumshafen Greifswald	1997	109	453	1.600	2.162
	2004	53	106	348	506
Hafen Gager / Südostrügen	2000	451	69	149	315
	2004	42	141	209	492
Hafen Lauterbach / Südrügen	2000	48	42	114	204
	2004	35	43	142	220

Der Vergleich zeigt ein indifferentes Bild. Während im Museumshafen Greifswald eine deutliche Verringerung der Befunde im Vergleich zu 1997 zu verzeichnen ist, verharren die Befunde in den Häfen an der Süd- und Südostküste Rügens auf dem Niveau des Jahres 2000 bzw. steigen sogar leicht an.

Neben den Sedimenten wurden an 2 Standorten der Außenküste organische Schadstoffe in der **Miesmuschel** (*Mytilus edulis*) bestimmt (Meyer et al. 2004, 2005, 2006). Die Befunde sind zusammen mit den Befunden an den mecklenburgischen Standorten in den **Tabellen 5.2.14** und **15** in Kapitel 5.2.3 zusammengestellt worden.

Wie an der mecklenburgischen Küste haben die HCH-Befunde auch an der vorpommerschen Küste seit Mitte der 1990er Jahre kontinuierlich abgenommen (siehe **Abb. 5.10**). Seit 2001 sind die HCH-Isomere im Muschelfleisch nicht mehr nachweisbar.

Im Vergleich zu den Standorten in den inneren mecklenburgischen Küstengewässern weisen die Muscheln in den äußeren vorpommerschen Küstengewässern geringe DDT- und PCB-Befunde auf. Interessant wären allerdings Untersuchungen von Miesmuscheln aus mesohalinen inneren

Küstengewässern (z. B. aus dem nördlichen Peenestrom), die in nächster Zukunft geplant sind. In den oligohalinen inneren vorpommerschen Bodden kommen Miesmuscheln aufgrund des stark herabgesetzten Salzgehaltes nicht vor.

5.3.4 Ergebnisse biologischer Untersuchungen

Im Berichtszeitraum wurden in 12 der 14 vorpommerschen Wasserkörper (WK) mindestens eine der drei biologischen Qualitätskomponenten (QK) Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos untersucht. Nicht beprobt wurden die WK17 Achterwasser und WK19 Pommersche Bucht Südteil. Das Phytoplankton wurde an 6 Messstellen monatlich untersucht (Chlorophyll, Biovolumen und dominante Arten). Makrophytenuntersuchungen fanden im Rahmen des HELCOM-Monitorings bis 2003 an der Außenküste an 4 Transekten statt. Für die mittlerweile vorliegenden Bewertungsverfahren nach WRRL liegen vorläufige Testergebnisse für 7 Wasserkörper vor. Das Makrozoobenthos (HELCOM-Monitoring) wurde an der Außenküste nördlich Zingst, in der Proter Wiek und nördlich Zinnowitz untersucht. Eine umfangreiche Testung des WRRL-Bewertungsverfahrens MarBIT ist

für 2007/2008 in allen Wasserkörpern geplant.

Phytoplankton

Von der HELCOM wurden Referenz- und Orientierungswerten für Chlorophyll-a, Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe hergeleitet (HELCOM EUTRO 2005). Das Bewertungsverfahren nach WRRL für die QK Phytoplankton (Schubert et al. 2003, Selig et al. 2006) befindet sich noch in der Entwicklungs- und Testphase. Für mesohaline Wasserkörper mit Salzgehalten von 5-10 PSU (Typ B2) der inneren Ge-

wässer wurden jedoch schon Referenz- und Orientierungswerte erarbeitet. Für die oligohalinen WK mit geringerem Salzgehalt als 5 PSU (Typ B1), wie Saaler Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom und Kleines Haff, konnte aufgrund der geringen Datenbasis bisher kein Bewertungsmodell entwickelt werden.

Bis auf Ausnahmen wurden in den vorpommerschen Gewässern die Orientierungswerte für Sichttiefe und Chlorophyll nicht eingehalten (**Tab. 5.3.14**). Die Bewertungsergebnisse spiegeln den Trophiegradienten wider (siehe **Tab. 5.3.7**).

Tab. 5.3.14: Mittelwerte bzw. gemittelte Frühjahrswerte (März-Mai) 2003 - 2006 von Sichttiefe (m), Chlorophyll-a-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) und Biovolumen (mm^3/l) im Oberflächenwasser der vorpommerschen Küstenwasserkörper, Referenz- / Orientierungswerte (RW/OW) nach HELCOM EUTRO (2005), Schubert et al. (2003) und Selig et al. (2006)

Gewässer/Station	Sichttiefe	Chlorophyll	Biovolumen
RW/OW HELCOM EUTRO	11,3/8,5	1,0/1,6	0,13/0,2
RW/OW Schubert et al.	5/3	5/10	1/5
Darß-Zingster Bodden			
Saaler Bodden DB16*	0,3	112	
Barther Bodden DB6	0,5	50	
Rügensche Bodden/Strelasund			
Vitter Bodden RB2	2,2	3,5	
Breetzer Bodden RB6	1,6	11,1	
Großer Jasmunder Bodden RB10	1,1	2,6	
Kleiner Jasmunder Bodden RB15*	0,3	105	
Kubitzer Bodden KB90	1,5	10,3	
Strelasund S66	1,2	15,8	2,3
Greifswalder Bodden			
Greifswalder Bodden GB2	1,8	17,4	
Greifswalder Bodden GB7	1,7	17,4	
Greifswalder Bodden GB19	1,6	17,5	3,2
Peenestrom/Kleines Haff*			
Peenestrom P20	1,1	68	
Peenestrom P42	0,9	60	
Kleines Haff KHM	0,8	92	12,5
Kleines Haff KHJ	0,9	67	
Ostsee/Pommersche Bucht **			
Ostsee Darßer Schwelle O7	5,1	1,9	
Ostsee nw. Hiddensee O9	5,0	2,3	0,2
Ostsee ö. Saßnitz O11	3,9	3,9	0,5
Ostsee sö. Greifswalder Oie O133	2,9	6,0	
Pommersche Bucht OB4	2,6	7,2	0,8

* vorläufige Bewertung der oligohalinen inneren Gewässer nach Schubert et al. 2003 (Anwendung der Klassifizierung für mesohaline WK)

** bewertet nach Orientierungswerten aus HELCOM EUTRO (2005)

Grün: Orientierungswert eingehalten

Gelb: Orientierungswert um bis zum 2-fachen überschritten

Orange: Orientierungswert um das 2- bis 4-fache überschritten

Rot: Orientierungswert um mehr als das 4-fache überschritten

Besonders von Eutrophierung betroffen sind die inneren oligohalinen Küstengewässer Saaler Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom mit Achterwasser und Kleines Haff. In letzteren werden häufig Chlorophyllwerte erreicht, die um mehr als das Vierfache über den Orientie-

rungswerten liegen. Die Ursache für diese Extremwerte ist vor allem das Oderwasser mit hohen Nährstofffrachten, welches zu ca. 15 bis 20 Prozent über das Kleine Haff, den Peenestrom und den südlichen Greifswalder Bodden in die Pommersche Bucht abfließt (siehe **Abb. 5.19**).

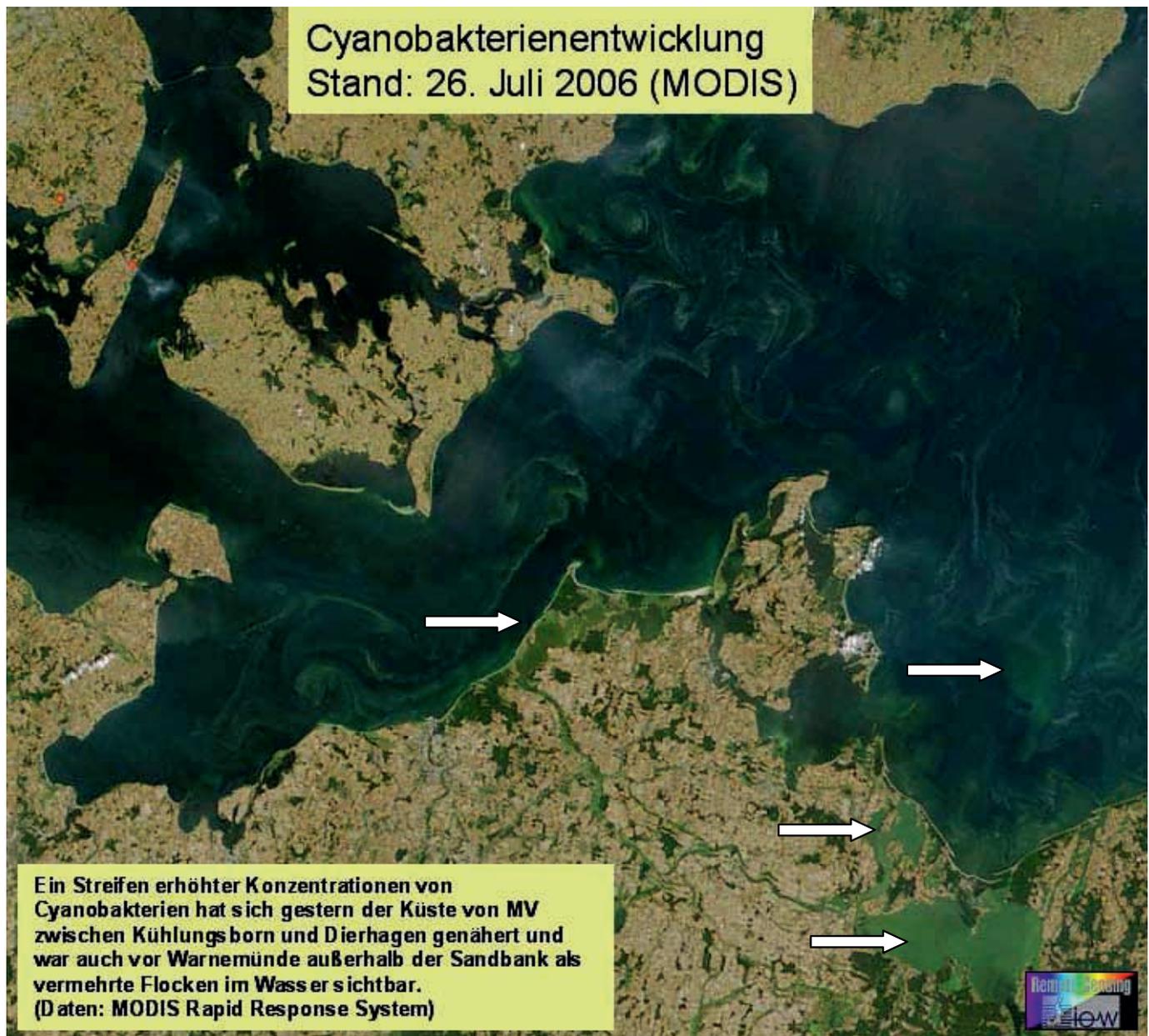


Abb. 5.19: Blaualgenentwicklung (grüne Filamente, Pfeile) am 26. Juli 2006 in der Pommerschen Bucht, den Darßer-Zingster Bodden, im Peenestrom und im Kleinen Haff
(Daten: IOW H. Siegel, MODIS Rapid Response System, Wolkenschleier weiss-grau)

In diesen vom Wasseraustausch mit der Ostsee stark abgeschotteten Gewässern werden die höchsten Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen (**Tab. 5.3.15**), und die

geringsten Sichttiefen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns angetroffen.

Tab. 5.3.15: Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen in oligohalinen inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1996-2000 und 2002-2006

Gewässer	WK-Nr.	Zeitraum	Ges.-P in μM	Ges.-N in μM	Chl-a in $\mu\text{g/l}$
Saaler Bodden	WP_07	1996 - 2000	4,5 - 4,9	172 - 196	81 - 93
		2002 - 2006	4,9 - 5,1	205 - 220	98 - 104
Kleiner Jasmunder Bodden	WP_14	1996 - 2000	5,0 - 5,5	145 - 164	61 - 65
		2002 - 2006	5,0 - 5,4	148 - 171	86 - 90
Kleines Haff	OD_01	1996 - 2000	4,4 - 5,1	101 - 108	43 - 57
		2002 - 2006	6,5 - 7,6	87 - 112	47 - 61

Modellrechnungen (Wielgat & Witek 2004, Schernewski & Neumann 2005, Schernewski et al. 2006) ergaben für das Kleine Haff für die Monate April bis September Referenzwerte von $0,8 \mu\text{M}$ Ges.-P und $30 \mu\text{M}$ Ges.-N, wobei den Berechnungen historische Nährstoffeinträge von vor 100 Jahren zugrunde gelegt wurden. Die für die Zeit von vor 100 Jahren simulierten Chlorophyll-a-Werte lagen im Frühjahr durchschnittlich bei $12 \mu\text{g/l}$ und im Sommer bei $17 \mu\text{g/l}$. Die Werte erreichen nur 30 % der aktuellen Konzentrationen. Momentan ist das Stettiner Haff wesentlich durch Licht limitiert und es werden auch während der Vegetationsperiode hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser gemessen (Schernewski et al. 2006). Nach den Modellberechnungen war dies vor einem Jahrhundert anders und Nährstoffe spielten eine dominierende limitierende Funktion. Allerdings war das Haff auch vor einem Jahrhundert in einem eutrophen Zustand.

Zwischen Gesamt-P und Chlorophyll-a, besonders aber zwischen Gesamt-N und Chlorophyll-a, konnte in den Küsten-

gewässern Mecklenburg-Vorpommerns ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden (siehe **Anlage 5-4**), der für andere Küstenregionen ebenfalls identifiziert wurde (Tett et al. 2003, Smith 2006).

Wie schon im Kap. 5.2.4 beschrieben, wurde durch die hohen Nährstoffkonzentrationen und begünstigt durch den heißen Sommer eine Massenentwicklung von Cyanobakterien (Blaualgen) in der Ostsee und den Boddengewässern hervorgerufen. Hohe Algenkonzentrationen wurden u. a. im Juli und August in der Pommerschen Bucht, den Bodden sowie im Kleinen Haff und Peenestrom gefunden (**Abb. 5.19**). Während in der Pommerschen Bucht vorwiegend fädige Arten wie *Nodularia*, *Aphanizomenon* sp. und *Anabaena* sp. auftraten, werden in den Bodden und im Haff häufig kugelige Arten wie *Microcystis* gefunden. Alle Arten sind als potentiell toxisch eingestuft (Kononen & Elbrächter 1996). Die Blaualgen können bei ruhiger Wetterlage dicke und schlierig wirkende blaugrün bis braun gefärbte Belege an der Wasseroberfläche bilden (**Abb. 5.20**).

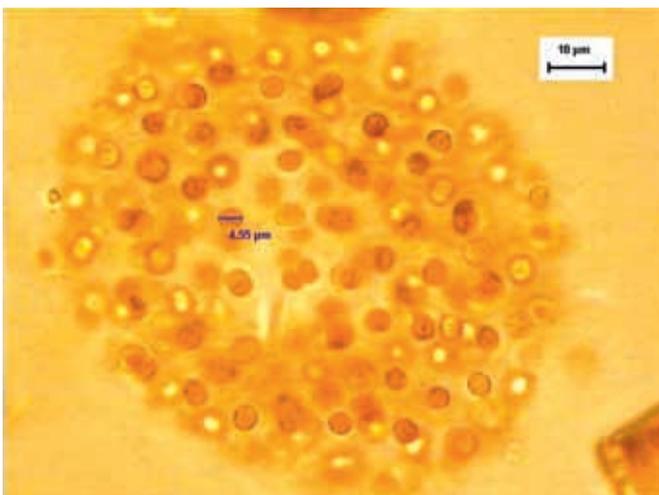


Abb. 5.20: Die kugelige *Microcystis* sp. als blütenbildende Cyanobakterien-Art in den Bodden und im Oderästuar (links), Aufrahmung von fädigen Blaualgen an der Wasseroberfläche im Greifswalder Bodden (rechts)

Makrophyten

Von 1996 bis 2003 wurde im Auftrag des LUNG eine systematische Untersuchung der Makrophytenbestände der vorpommerschen Außenküste an den 4 Transekten Zingst, Arkona, Saßnitz und Göhren durchgeführt (Meyer et al. 2003). Die Umsetzung der WRRL erfordert ab 2007 eine verstärkte Untersuchung auch der inneren Küstengewässer. 2004, 2005 und 2006 wurden dafür die neuen WRRL-Bewertungsmethoden in den inneren und 2006 in den äußeren Küstengewässern getestet (siehe **Abb. 5.2**).

Transekt Zingst (2003)

In der Prerower Bucht zwischen der Halbinsel Zingst und der Insel Hiddensee erstreckt sich eine lockere Seegraswiese auf dem feinsandigen Substrat auf etwa drei Kilometern Länge. Einzelne Pflanzen des Seegrases *Zostera marina* tre-



ten ab 2 m auf. Die größte Dichte erreicht die Seegraswiese bei 4-7 m Wassertiefe. Einzelne Exemplare sind noch bis in 9 m Tiefe zu finden. Zwischen dem Seegras liegen Klumpen von Miesmuscheln *Mytilus edulis*. Eine sehr auffällige Folge der Überdüngung der Küstengewässer sind in hohen Konzentrationen zwischen und auf dem Seegras siedelnde verschiedene fädige Algenarten, wie *Pylaiella littoralis*, *Ceramium* sp. *Polysiphonia* sp. Diese bilden z. T. ausgedehnte Matten und werden durch Strömungen bis an die Strände verdriftet, wo sich nach Stürmen oft große Haufen verwesender Algen auftürmen (**Abb. 5.21**). Das Seegras kann durch diese schnellwüchsigen, meist einjährigen Arten völlig überdeckt und niedergedrückt werden. Nach dem Absterben der Algen kommt es durch Zersetzungsprozesse unter den Matten zu Sauerstoffmangel im Sediment. Das schädigt vor allem wirbellose Bodentiere und führt zu einem Verlust des Lebensraums für Fische und deren Brut, die in den Seegraswiesen siedeln.



Abb. 5.21: Seegraspflanze inmitten Algenmatten vor Zingst in 6 m Wassertiefe (links), an den Strand von Hiddensee getriebene Algen mit totem Hecht (rechts, Foto: S. Dahlke, 2003)

Die bekannten historischen Verbreitungstiefen (Schories et al. 2006, **Tab. 5.2.17**) und die von der HELCOM (2005) festgelegten Referenz- bzw. Orientierungswerte für die Tiefengrenze des Bewuchses von 10 bzw. 7,5 m, werden für das Seegras an diesem Transekt nicht erreicht. Die dichteren Bestände der Seegraswiese liegen heute zwischen 4 bis 6 m.

Transekt Sassnitz (2003)

Die Außenküste östlich Rügen bei Sassnitz ist geprägt durch Hartsubstrat aus größeren Steinen und Blöcken die auf Grobsand liegen. Durch sturmbedingte größere Sandumlagerungen kommt es immer wieder zu Verschüttungen der Steine und Blöcke. Die Pflanzenbesiedlung an diesem Transekt ist durch das Hartsubstrat und die Störungen ganz anders zusammengesetzt als vor Zingst. Miesmuscheln und an Hartsubstrat gebundene Rot- und Braunalgen wie *Phyllophora* spp., *Furcellaria lumbricalis* und *Fucus* sp. konkurrieren um die beschränkte Besiedlungsfläche auf den Steinen und Felsblöcken (**Abb. 5.22**). Schnellwüchsige fädige Arten

wie *Ceramium* sp. und *Polysiphonia* sp. können sich dagegen auch auf den Miesmuscheln als sekundärem Hartsubstrat ansiedeln. Bemerkenswert war 2003 das Auftreten des Sägeranges *Fucus serratus* in 8 m Tiefe. Diese mehrjährige Braunalge wurde zum ersten Mal in den Proben gefunden. Allerdings trat der Blasentang *Fucus vesiculosus* und der Zuckertang *Laminaria saccharina* seit den Funden von 1995 und 1998 nicht wieder auf, vielleicht eine Folge der Verschüttungen. In den flacheren Bereichen finden sich verschiedene anpassungsfähige Grünalgen der Gattung *Cladophora* sp. oder auch der Darmtang *Enteromorpha* cf. *intestinalis* in den Proben (**Abb. 5.22**). Diese sind in der Lage Siedlungssubstrat nach Stürmen und Eisgang sehr schnell zu besiedeln, werden dann aber nach und nach von mehrjährigen konkurrenzstärkeren Arten verdrängt.

Insgesamt hat sich die Pflanzengemeinschaft auf diesem Transekt im Vergleich zu den Vorjahren wieder zugunsten von mehrjährigen Algenarten verschoben, die Artenvielfalt hat sich kaum verändert.

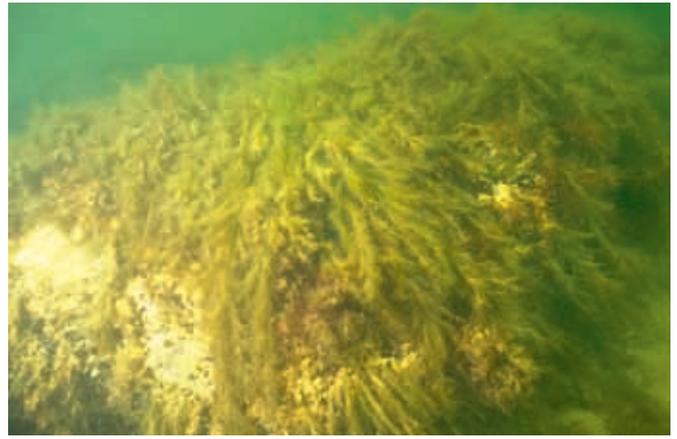
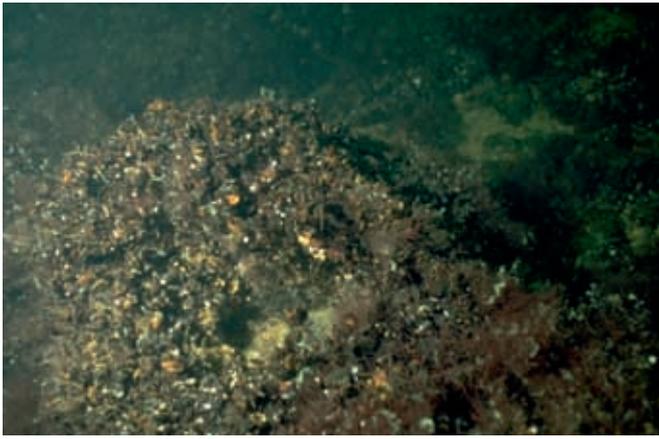


Abb. 5.22: *Miesmuscheln und Rotalgen konkurrieren im Tiefenbereich zwischen 6-10 m um das Hartsubstrat vor Sassnitz (links), im flacheren Wasser bis 4 m sind die Steine mit der Grünalge Cladophora bewachsen (rechts)*

In den inneren Küstengewässern des Typs B1 und B2 wurden 2004, 2005 und 2006 Makrophytenuntersuchungen zur Testung und Anpassung der neuen Bewertungsmethoden nach den Vorgaben der WRRL durchgeführt (**Abb. 5.2**, Fürhapter et al. 2005, 2006, 2007). Die Ergebnisse sind in der **Tabelle 5.3.16** dargestellt. 2006 und 2007 wurde das Verfahren für die Wasserkörper der Außenküste des Typs

B3 erstmalig erprobt (Fürhapter et al. 2006, 2008). Die Ergebnisse für die Außenküste können in diesem Bericht noch nicht präsentiert werden, da die Verfahren weiter angepasst und neu verrechnet werden. Auch die Bewertungen für die inneren Gewässer können sich in gewissen Grenzen noch verändern. Für 2008 ist ein Abschluss der Anpassungen geplant.

Tab. 5.3.16: *Testung des Klassifizierungsansatzes für die QK Phytobenthos in den vorpommerschen Küstenwasserkörpern (Klassifizierung nach dem ELBO-Ansatz nach Schubert et al. 2003 für B1- und B2-WK)*

Gewässer / Station / Wasserkörper	2004	2005	2006
Darß-Zingster Bodden			
Saaler Bodden/ SB-2/ WK7	3/4		
Bodstedter Bodden/BO-1/ WK8	3/4	3/4	
Barther Bodden/ BA-1/ WK 9	3/4	3/4	
Grabow/ GR-1/ WK9		3	
Grabow/ GR-2/ WK9			3
Rügensche Bodden / Strelasund			
Wieker Bodden/ WB-1/ WK11		2-3	
Breetzer Bodden/ JB-1/ WK11	3-4		
Gr. Jasmunder Bodden/ JB-7/WK11	3-4		
Kubitzer Bodden/ KB-1/ WK11		2-3	2-3
Strelasund Mitte/ ST-1		3-4	
Strelasund Süd/ ST-2		3-4	
Greifswalder Bodden			
Griestower Wiek/ R-1/ WK15	4		
Dänische Wiek/ G-3/ WK15	3-4		
Hagensche Wiek/ HW-1/ WK15	3		
Vilm/ VI-1/ WK15		3	
Having Nord, Süd/ HV-3/WK15		4-5	3
Peenstrom			
Peenestrom Nord/ PS-1/ WK16	5		

Das Verfahren zur Bewertung der Qualität der Makrophytenbestände der inneren Küstengewässer (Schubert et al. 2003) beruht zum einen auf dem Ausfall von Pflanzengemeinschaften und zum anderen auf der Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze (Wachstumsgrenze) bei schlechter werdender Wasserqualität. Dazu wurde in einem wesentlichen Arbeitsschritt der historische Makrophytenbewuchs an der deutschen Ostseeküste recherchiert (Blümel et al. 2002). In einem weiteren Schritt wurden die standorttypischen Lichteindringtiefen und die artspezifischen Lichtansprüche ermittelt. Daraus wurde ein Lichtmodell entwickelt, welches es ermöglicht, die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten in Abhängigkeit vom Lichtklima zu bestimmen. Beide Parameter werden, wie von der WRRL gefordert, in fünf Qualitätsklassen eingeteilt. Beide Parameter werden im Hinblick auf den von der WRRL geforderten Referenzzustand ermittelt, der nach der Definition wie folgt lautet: „Alle störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse“. Das Leitbild für die Bodden und Haffe entspricht demnach einem makrophytendominierten Gewässer mit sehr guten Sichtbedingungen, d.h. bis auf einige tiefere Bereiche ist eine fast durchgehender Besiedlung mit Makrophyten vorhanden. Die Ergebnisse der Praxistests zeigen plausible Bewertungen (**Tab. 5.3.16**), die mit den Ergebnissen der Nährstoffklassifikation, d.h. den aktuell sehr hohen Nährstoffkonzentrationen (**Tab. 5.3.7**) und der allgemein anerkannten Expertenmeinung gut korrelieren. Die aktuell vorgefundenen Zustände in den Gewässern weichen i. d. R. um mehrere Klassen von dem geforderten guten Zustand ab. In den Bodden mit sehr hoher Nährstoffbelastung und einem schlechten Lichtklima sind störungsempfindliche Arten, wie beispielsweise Characeen, nicht mehr zu finden. Die untere Verbreitungsgrenze liegt bei 1 bis maximal 2 Meter. Eine Verbesserung der Siedlungsbedingungen für Makrophyten in den Bodden ist nur durch eine deutliche Reduzierung der Nährstoffgehalte zu erwarten.

Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos-Monitoring des LUNG umfasste an der vorpommerschen Außenküste die drei Transekte KMH - nördlich Zingst, KMQ - Prorer Wiek und KMS - nördlich Zinnowitz mit insgesamt 7 Stationen (**Abb. 5.2**). Die Untersuchungen wurden im Auftrag des LUNG vom Institut für Angewandte Ökologie Neu Broderstorf durchgeführt (IfAÖ 2004, 2005, 2006, 2007).

Wie schon im Kap. 5.2.4 beschrieben, ist das Makrozoobenthos ein sehr guter Indikator für organische Verschmutzung und Sauerstoffmangel. Ebenso empfindlich reagieren die Organismen auf Veränderung des Salzgehalts. Auf der Darßer Schwelle (Transekt KMH) werden durch den reduzierten Salzgehalt nur noch die Hälfte der Arten und in der Pommerschen Bucht (Transekt KMS) noch etwa ein Drittel im Vergleich zu den Stationen der Mecklenburger Bucht gefunden. Der Anteil vollmariner Arten geht stark zurück, dafür treten einige Süßwasserarten und Neueinwanderer (Neozoen) stärker in Erscheinung.

Der Transekt KMH – nördlich Zingst liegt östlich der Darßer Schwelle. Er wird in 10 und 20 m Tiefe beprobt. Sauerstoffmangel wird an der 20m-Station sehr selten beobachtet, so dass hier eine relativ stabile Artengemeinschaft siedelt. Ständig anzutreffende Arten sind die in der Ostsee weit verbreiteten Muscheln *Macoma balthica*, *Mya arenaria* und *Mytilus edulis*, der Krebs *Diastylis rathkei*, der Meeresborstenwurm *Scoloplos armiger* und ein Wenigborster *Tubificoides pseudogaster*. Bisher wurden hier fast 70 Arten gefunden. In dieser Tiefe treten auch noch regelmäßig marine Arten auf, die höhere Salzgehalte bevorzugen. Interessant war der Nachweis des neu eingewanderten Polychaeten *Mediomastus fragilis* auf Station H20 im November 2006. Der Fund ist der bisher östlichste Nachweis. Sehr ungewöhnlich war der Fund von 2 Jungtieren der Porzellankrabbe *Pisidia longicornis* (**Abb. 5.15**) im März 2006. Der geringere Salzgehalt und das sehr homogene feinsandige Sediment auf der 10m-Station hat eine geringere Artenzahl zur Folge. Insgesamt wurden bisher knapp 50 Arten nachgewiesen. Es gibt kaum Nachweise von Arten aus der westlichen Ostsee. Von Sauerstoffmangel oder Salzgehaltsschichtungen ist diese Station nicht betroffen. Deshalb gibt es auf dieser Station seit 1994 kaum signifikante Änderungen der Gemeinschaftsstruktur.

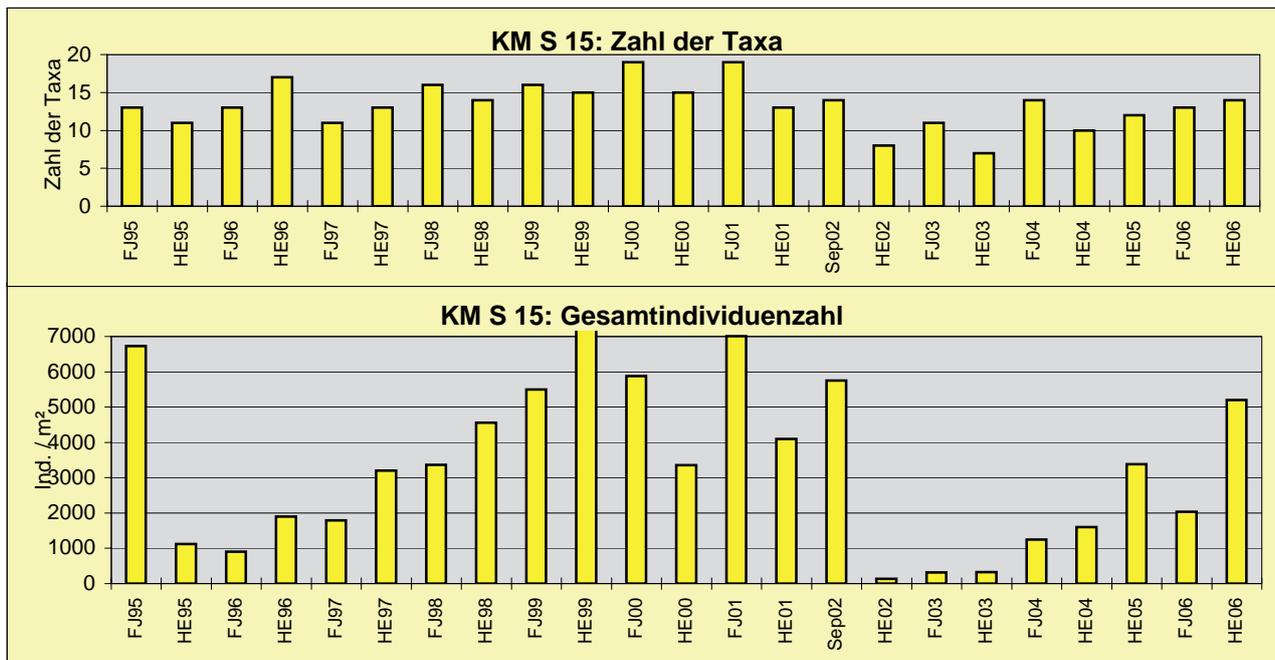


Abb. 5.23: Anzahl der Makrozoobenthos-Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMS - nördlich Zinnowitz in **15 m Wassertiefe** von 1995 bis 2006

Der Transekt KMS - nördlich Zinnowitz in der Pommerschen Bucht wird seit 1995 in 10 und 15 m Tiefe beprobt. Die Sedimentverhältnisse sind ähnlich wie vor Zingst, allerdings ist der Salzgehalt mit 6-7 PSU noch etwas geringer. Dadurch sinkt die Artenzahl weiter auf nur noch knapp über 30 Arten. Sauerstoffmangel wird in der Pommerschen Bucht seit den 80er Jahre immer wieder nachgewiesen, besonders stark 1995/96, während der Oderflut im August 1997 und 2002/03. Die Oder, mit ihren enormen Mengen an sauerstoffzehrendem organischem Material, ist die Hauptbelastungsquelle für die Pommersche Bucht. Das zeigt auch

die Gemeinschaftsstruktur, die vor allem in den Individuenzahlen immer wieder deutliche Einbrüche zeigt. Besonders stark war der Einbruch von Herbst 2002 bis Herbst 2003 mit nur noch 100 bis 300 Tieren pro m² (**Abb. 5.23**). von dem sich die Gemeinschaft bis 2006 erst langsam wieder erholte. Die häufigsten Arten waren i. d. R. der Meeresringelwurm *Pygospio elegans* und die Wattschnecke *Hydrobia ulvae*, gefolgt von der Muschel *Macoma balthica*, dem Wurm *Hediste diversicolor* und dem Einwanderer *Marenzelleria ssp.* Auf der 10m-Station wurden Störungen durch Sauerstoffmangel bisher nicht beobachtet.

5.4 Ausblick auf die zukünftige Überwachung und Bewertung der Küstengewässer

Mecklenburg-Vorpommern unterhält seit vielen Jahren ein Messnetz zur Überwachung der Gewässergüte der Küstengewässer des Landes. Für einige Gewässer existieren bis zu 40 Jahre lange Messreihen, die in einem Langzeitdatenspeicher abgelegt sind und die es erlauben, die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit dieser Gewässer abzubilden und die Ursachen nachzuvollziehen. Dieses Messnetz dient als Grundlage für Zustandseinschätzungen auf Landesebene und darüber hinaus auch zur Erfüllung nationaler (BLMP) und internationaler Verpflichtungen (HELCOM, EG-Nitratrichtlinie, Grenzgewässerabkommen mit der Republik Polen).

Mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind auch neue Anforderungen an das Küstengewässermonitoring entstanden, die nur zum Teil mit dem im Jahre 2005 existenten Messnetz geleistet werden konnten. So wurden einige der nach EG-WRRL ausgewiesenen 20 Wasserkörper mit dem bestehenden Messnetz nicht erfasst. In besonderem Maße erforderte aber die verstärkte Orientierung auf biologische Qualitätskomponenten eine Umstrukturierung und Neuorientierung der Überwachung der Küstengewässer.

Vor diesem Hintergrund wurde im Auftrage des LUNG ein Konzept zur „Neugestaltung der Überwachung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – Konfiguration nach WRRL“ erarbeitet, in dessen Ergebnis ein Vorschlag für ein Messnetz gemäß den Forderungen der WRRL vorgelegt wurde (Bioplan, 2006). In Fortschreibung des Gewässerüberwachungserlasses vom 10. März 2006 wurden wesentliche Teile dieses Konzeptes bereits umgesetzt (LU 2006). So werden seit Januar 2007 die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in allen 20 ausgewiesenen Wasserkörpern erfasst. Mit Ausnahme der Messstellen in der 1 - 12 Seemeilenzone, wo nur die Überwachung des chemischen Zustandes erforderlich ist, wurde auch mit der Untersuchung der biologischen Qualitätskomponenten in den bisher nicht untersuchten inneren Küstengewässern begonnen.

Für eine Bewertung bzw. Klassifikation der Küstengewässer von Nord- und Ostsee mit biologischen Qualitätskomponenten gibt es in Deutschland, anders als für Fließgewässer und Seen, keine langjährige Tradition. Deshalb erforderte es eine besondere Kraftanstrengung von Behörden, Universitäten und Forschungseinrichtungen sowie privaten biologischen Büros, innerhalb weniger Jahre Verfahren zu entwickeln und bis zur Anwendungsreife zu bringen. Eine Koordinierung der Arbeiten erfolgte im Rahmen des gemeinsamen Bund/Länder-Messprogramms zur Überwachung von Nord- und Ostsee (BLMP) in enger Abstimmung mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Auch die Planung der weiteren Überwachungsprogramme zur Umsetzung der europäischen Richtlinien und Meereschutz-Konventionen erfolgt in enger Abstimmung der Küsten-Bundesländer unter dem Dach des BLMP.

Das Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton befindet sich noch in der Entwicklungs- und Testphase. Für Gewässer mit einem Salzgehalt von 5 bis 10 PSU der Ostseetypen B2 und B3 wurde ein vorläufiger Bewertungsansatz entwickelt. Dieser deckt einen Großteil der Wasserkörper ab. Für die Wasserkörper mit einem Salzgehalt von 0,5 bis 5 und 10 bis 18 PSU ist weiterer Entwicklungs- und Untersuchungsbedarf notwendig.

Die Bewertung der Makrophyten ist mit Abschluss der Praxistests 2007 und 2008 in allen Wasserkörpern möglich. Die Verfahrensentwicklung für die Bewertung des Makrozoobenthos wurde 2007 abgeschlossen. Eine umfangreiche Testung und Optimierung des Bewertungsmodells ist 2007 und 2008 geplant. Erste Ergebnisse der Praxistests werden bereits in diesem Bericht vorgelegt.

Dadurch ist es nun erstmals möglich, neben der chemischen Qualität, auch die ökologische Qualität der Küstengewässer zu untersuchen. Mit Hilfe der neuen Bewertungsverfahren kann die Erreichung des guten chemischen und des guten ökologischen Zustands der Küstengewässer auch überprüft werden. Es kann ebenfalls festgestellt werden, ob weitere Maßnahmen eingeleitet werden müssen.

6. Die Beschaffenheit des Grundwassers

6.1 Messnetze, Messprogramme, Daten- und Bewertungsgrundlagen

Das vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (LUNG) im Zeitraum 2003 - 2006 betriebene **Messnetz** für die Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit bestand aus einem Grund- und einem Trendmessnetz. Das Grundmessnetz umfasste überwiegend Messstellen in tieferen Grundwasserleitern. Es sollte Auskunft über die natürliche und weitgehend unbeeinflusste Qualität des Grundwassers geben. Die Messstellen des Trendmessnetzes sind dagegen in oberflächennahen Grundwasserleitern verfiltert und sollen anthropogene Einflüsse widerspiegeln. Im Grundmessnetz wurden im Untersuchungszeitraum jährlich 76 bis 77 Messstellen, im Trendmessnetz 50 bis 51 Messstellen untersucht. Die Untersuchungen fanden im Frühjahr und Herbst eines jeden Untersuchungsjahres statt. Eine komplette Auflistung der im Jahre 2006 untersuchten Messstellen ist der **Anlage 6-1** zu entnehmen.

Zwischenjährliche Veränderungen im Messnetz ergaben sich überwiegend aufgrund technischer Probleme oder dem Neubau von Grundwasserbeobachtungsrohren. In der für das jeweilige Jahr gültigen Fortschreibung des Gewässerüberwachungserlasses des Umweltministeriums bzw. des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt sind die einzelnen Messstellen und Messprogramme benannt.

Das **Messprogramm (Anlage 6-2)** umfasste im wesentlichen folgende Hauptbereiche:

- Erfassung der Vor-Ort-Parameter
- Bestimmung von Hauptanionen und -kationen
- Bestimmung von Schwermetallen
- Bestimmung von Pflanzenschutzmitteln
- Bestimmung von Leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen

Die Beprobung der Messstellen erfolgte zweimal jährlich durch Auftragnehmer des LUNG. Die Bestimmung der Hauptanionen und -kationen, der Leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen und der Schwermetalle (Ausnahme 2006) erfolgte im Labor des LUNG. Die Untersuchung der Pflanzenschutzmittel wurde an Dritte vergeben.

Die sachgerechte Probenahme an der Messstelle wird sichergestellt, indem dem Probenehmer detaillierte Unterlagen und Informationen zur Probenahme und Messstelle bereitgestellt werden. In Auswertung der Beprobung gesammelte Informationen werden gesichtet und gegebenenfalls auftretende Unstimmigkeiten sofort geklärt. Alle Daten zu den Messstellen werden einerseits in der Landes-Bohrdatenbank gespeichert, wo schnell und unkompliziert das komplette Spektrum vom Ausbau der Messstelle über das Schichtenverzeichnis bis hin zu Güte- und Wasserstandsdaten abgefragt werden kann. Nutzer der Datenbank

sind außer dem Landesamt auch die Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur (StAUN). Weiterhin erfolgt die Eingabe aller Daten in die UDIS-Grundwasserbeschaffenheits-Datenbank, die schwerpunktmäßig auf die Erfüllung von Berichtspflichten ausgerichtet ist.

Ein Teil der Informationen zu einer Messstelle wird in einem sogenannten Messstellenpass dokumentiert. Die Messstellenpässe wurden im Jahre 2004 im Ergebnis der Beprobungen fertiggestellt. Sie enthalten konkrete und reproduzierbare Vorgaben für die Probenahme, die auch bei unterschiedlichen Auftragnehmern die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleisten soll. Die Vorgaben für eine ordnungsgemäße Probenahme werden u. a. an der Konstanz der Leitparameter, den Abpumpzeiten und Förderraten und gegebenenfalls stichprobenartig durch unangekündigte Kontrollen vor Ort überprüft.

Im Gegensatz zum Gewässergütebericht 2000/2001/2002, in dem in erster Linie Daten des Landesmessnetzes ausgewertet wurden und nur im Fall von Nitrat eine Gegenüberstellung mit Ergebnissen der Überwachung des Messnetzes „Steine und Erden“ erfolgte, soll in diesem Gütebericht auf eine Auswertung zur Beschaffenheit des Grundwassers im Rahmen der Bestandsaufnahme der seit Dezember 2000 geltenden EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eingegangen werden.

In einer grundlegenden Arbeit (Regionalisierung von stofflichen Grundwasserbelastungen in Mecklenburg-Vorpommern) wurde hierfür anhand ausgewählter Parameter ein räumlicher Überblick über die diffusen Belastungen des oberen, großräumig zusammenhängenden Grundwasserleiters, gegeben (HYDOR 2005).

Für die Regionalisierung wurde ein von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg als Freeware erhältliches Verfahren (Version des SIMIK+) genutzt, in das die beiden Haupteinflussfaktoren Landnutzung und Oberflächengeologie eingeflossen sind. Tiefe Messstellen mit einer Filterlage > 50 m wurden von der Auswertung ausgeschlossen. Einen Überblick über die verwendete Datengrundlage gibt **Abbildung 6.1**.

In die Regionalisierung sind mehr als 6.000 Datensätze eingegangen, was als gute Voraussetzung für eine geostatistische Analyse gelten kann. Es wurden Altdaten (vor 1990) verwandt, die zum Teil aus der hydrologischen Erkundung stammen, um den nahezu unbeeinflussten Hintergrund zu dokumentieren und aktuelle Daten bis 2003 von Wasserversorgern, Gesundheitsämtern zu Hausbrunnen, des Messnetzes „Steine und Erden“ und natürlich des Landesmessnetzes des LUNG.

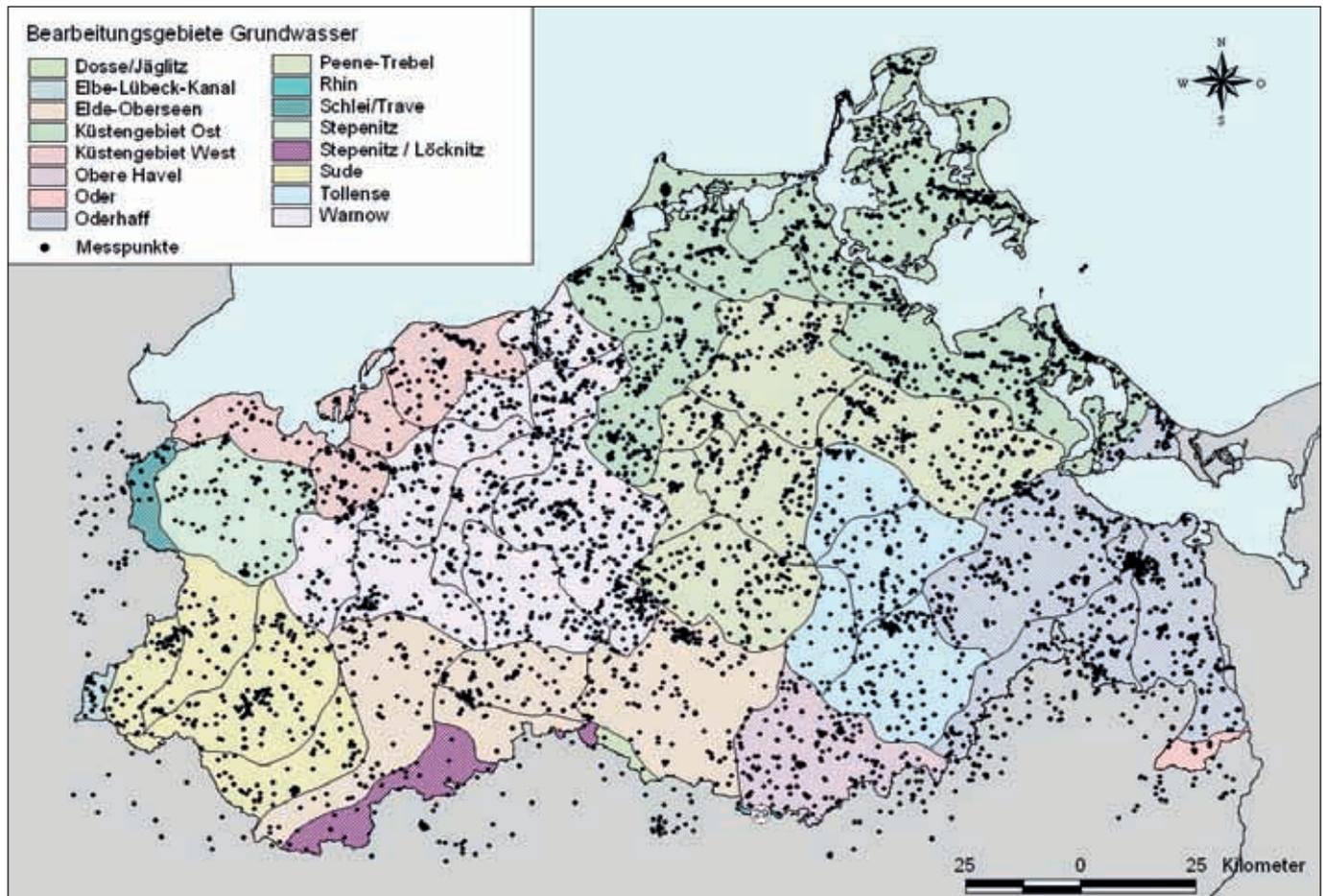


Abb. 6.1: Datengrundlage der Regionalisierung

Als Bewertungsgrundlage dienten bei dieser Arbeit in erster Linie die Hintergrundgehalte für die ausgewählten Stoffe Nitrat, Ammonium, Chlorid, Sulfat, Kalium und ferner Bor. Anhand derer wurden spezifische Schwellenwerte als Übergang zur deutlichen anthropogenen Belastung ermittelt. In der Darstellung der räumlichen Verteilung der Konzentrationen zu den einzelnen Stoffen sind demzufolge größere Bereiche hervorgehoben, als wenn nur eine Ausweisung der Flächen erfolgen würde, die die Qualitätsnormen bzw. Schwellenwerte der Grundwasserrichtlinie bzw. der Werte der „Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001“ (TrinkwV) überschreiten. Problemereiche sind aufgrund der farblichen Abstufung zu erkennen.

Betont werden muss, dass es sich bei den Rasterkarten um großräumige Belastungskarten handelt, die das allgemeine Belastungsniveau großflächig wiedergeben sollen. Darüber hinaus kann es kleinräumig zu starken Schwankungen in der Beschaffenheit des Grundwassers kommen, die aufgrund von Modellierungs- bzw. Regionalisierungsberechnungen nicht kleinräumig identifizierbar sind.

Die durch die Regionalisierung nicht abgedeckte Auswertung der Jahre 2004 - 2006 erfolgte hauptsächlich auf Grundlage der Daten des Landesmessnetzes, da in diesem Zeitraum die Vorbereitungen zur Umstellung auf ein verändertes WRRL-konformes Messnetz getätigt wurden. Vergleichend erfolgte eine Gegenüberstellung zu den Ergebnissen der Regionalisierung und eine erweiterte Auswertung hinsichtlich der Pflanzenschutzmittel.

Bezugseinheit für die Zustandseinstufung bei der Bestandsaufnahme waren die 60 in Mecklenburg-Vorpommern ausgewiesenen Grundwasserkörper (**Abb. 6.2**). Eine erstmalige Ausweisung erfolgte anhand folgender Kriterien:

- Wasserscheiden gemäß Grundwasserdynamik (2003 erfolgte eine Neubearbeitung des Grundwasserfließgeschehens und Anpassung der Grundwasserkörper)
- annähernde Übereinstimmung der Grundwasserkörpergrenzen mit Grenzen oberirdischer (Teil-) Einzugsgebiete
- wesentliche Änderungen hydrogeologischer Merkmale.

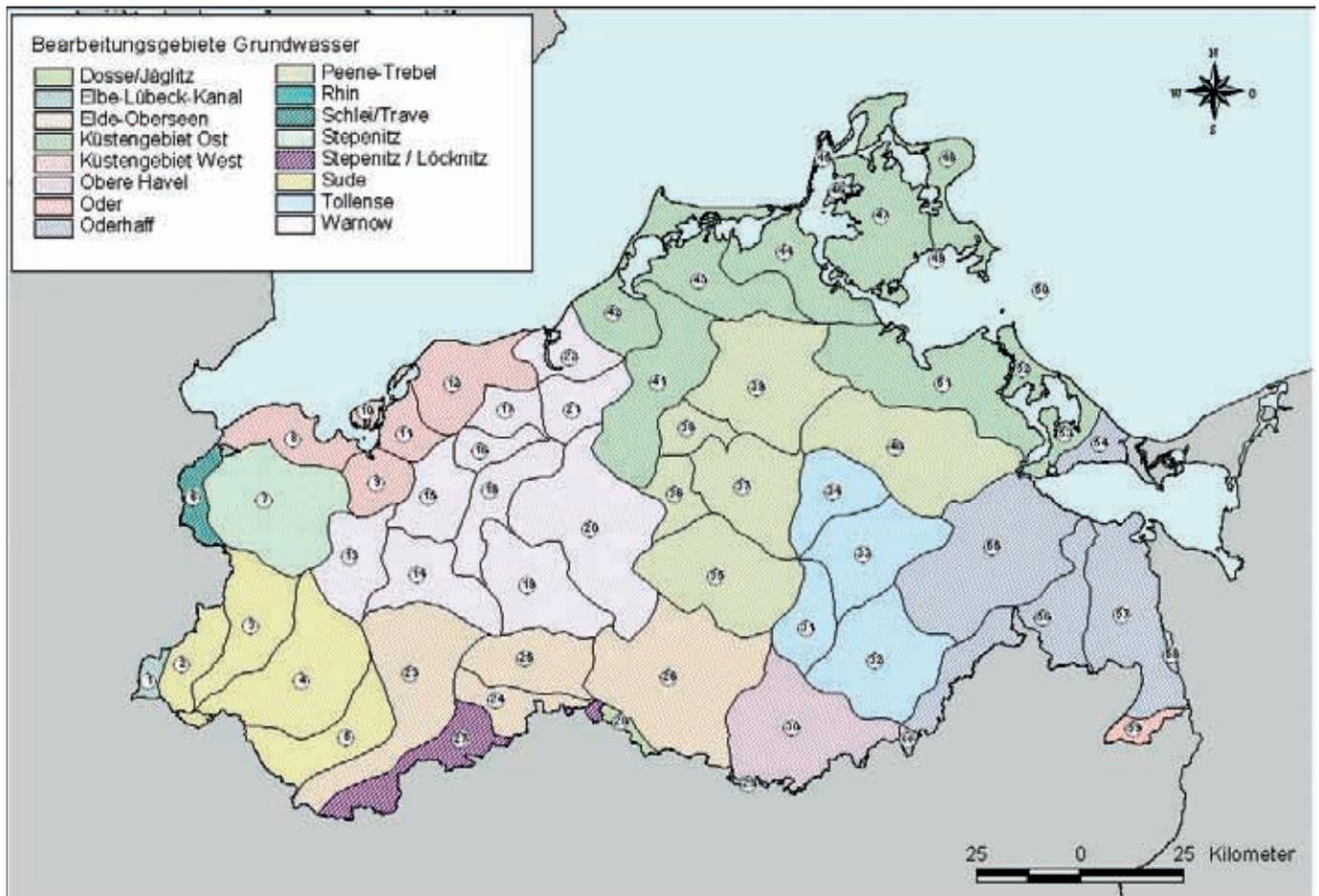


Abb. 6.2: Ausgewiesene Grundwasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern

6.2. Landesweite Zustandseinschätzung

6.2.1 Ergebnisse physikalisch-chemischer Untersuchungen

Von den Hauptan- und -kationen werden nachfolgend die Untersuchungsbefunde für Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid behandelt. Anders als in den Oberflächengewässern werden die Untersuchungsergebnisse für Nitrat und Ammonium im Grundwasser nicht auf Stickstoff, sondern bezogen auf das Ion angegeben. Dies ist bei einem Vergleich der Messwerte zu berücksichtigen. Die Einzelergebnisse für die genannten 4 Hauptionen sind für die einzelnen Messkampagnen im Frühjahr und Herbst der 4 Untersuchungsjahre in den **Anlagen 6-3, 6-4, 6-5 und 6-6** enthalten.

Aufgrund der hydrogeochemischen Besonderheiten kann bei **Nitrat** davon ausgegangen werden, dass natürliche Grundwässer in Mecklenburg-Vorpommern, die dem anthropogen bedingten diffusum Stoffeintrag nicht ausgesetzt waren, praktisch nitratfrei wären. Die Hintergrundgehalte liegen dementsprechend bei maximal 8 mg/l NO_3^- (entspricht etwa 1,8 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$) in Neubildungsgeprägten Wässern, in bedeckten Grundwasserleitern sogar unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l.

Die im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL durchgeführte Regionalisierung (**Abb. 6.3 oben**) gibt einen guten Überblick über die räumliche Verteilung der Belastungsschwerpunkte. Die berechneten Konzentrationswerte zeigen primär den Einfluss der Landnutzung und der Geologie, die als Haupteinflussfaktoren bei der Auswertung berücksichtigt wurden. In Gebieten mit überwiegender forstlicher Nutzung (z. B. im nördlichen Randow-Einzugsgebiet, im Oberlauf der Havel oder in der Rostocker Heide) liegen die Nitratwerte - sowohl punkt- als auch flächenbezogen - fast immer in sehr niedrigen Bereichen (zumeist < 5 mg/l). In landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen hingegen (z. B. im nördlichen Teil der Mittelelde, im Einzugsgebiet der Trebel nordwestlich von Demmin oder in den südlichen Teilen der Grundwasserkörper Schaale-West bzw. Schaale-Ost) finden sich sehr oft erhöhte Werte, die auf diffusen Stoffeintrag durch Bewirtschaftung hindeuten.

Zur Ausgrenzung der nitratspezifischen Belastungsgebiete wurde bei Nitrat nicht auf den als „natürlich“ erkannten Wert orientiert. Aufgrund der großen wasserwirtschaftlichen und umweltpolitischen Bedeutung dieses Stoffes wurde der doppelte Hintergrundwert als Schwelle zur Ausweisung der Belastungsgebiete herangezogen. Diese Konzentration liegt noch deutlich unterhalb des Grenzwertes von 50 mg/l nach der Trinkwasserverordnung, wodurch den hydrogeochemischen Besonderheiten bzw. dem notwendigen Schutz der Grundwasserleiter im Lockergestein vor dem Stickstoffeintrag Rechnung getragen wurde.

Wie in der **Abb. 6.3 oben** zu erkennen, konzentrieren sich größere zusammenhängende Flächen erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf den südwestlichen Teil des Landes. Hier befinden sich die hohen Nitratkonzentrationen ganz überwiegend in unbedeckten und oberflächennah anstehenden Grundwasserleitern, so dass der eingetragene Stickstoff temporär im Grundwasser bestehen kann, bevor er zu Ammonium umgewandelt oder lateral verfrachtet wird. Kleinräumig unterliegen die Nitratkonzentrationen jedoch größeren Schwankungen. Nordwestlich von Demmin sowie im Nordosten von Rügen hingegen finden sich sehr hohe Nitratwerte auch in Gebieten mit - z. T. nur geringmächtigen - bindigen Deckschichten. Denkbar ist, dass der Stickstoffeintrag hier an einer anderen Stelle stattgefunden hat und in die entsprechenden Bereiche durch das Fließgeschehen des Grundwassers verbracht worden ist. Dies kann nur durch eine detaillierte Analyse vor Ort geklärt werden.

Im Berichtszeitraum erfolgte die Auswertung der Beschaffenheitsdaten des Landesmessnetzes. Dieses umfasste ca. 129 Messstellen. Um die kurzfristigen Veränderungen darzustellen, wurde anhand der Jahresmittelwerte die Tendenz ermittelt und diese wiederum mit der Qualitätsnorm der Grundwasserrichtlinie abgeglichen (**Abb. 6.3 unten**). Es handelt sich hier nicht um eine Trendbetrachtung mit Signifikanzkriterien, sondern lediglich um eine Einschätzung der Entwicklung auf der Grundlage der linearen Regression. Ausschlaggebend für die Einhaltung der Qualitätsnorm ist der aktuellste Jahreswert, in diesem Fall für 2006. Die Lage der Messstellen in Bezug auf die ermittelten Nitratbelastungsflächen gibt eindeutig den Hinweis darauf, dass die alleinige Auswertung des Landesmessnetzes die räumliche Nitrat-Situation nicht umfänglich und abschließend ermöglicht.

Gleichzeitig erlaubt es aber auch die Schlussfolgerung, dass die Beschaffenheit des Grundwassers kleinräumig sehr unterschiedlich ist. Deshalb wurde in den Folgejahren mit der Umstellung des Landesmessnetzes auf ein WRRL-konformes Messnetz begonnen, das einerseits die neuen Anforderungen im Hinblick auf die Repräsentativität für den Grundwasserkörper, aber auch die Belastungssituation durch ein operatives Messnetz widerspiegelt.

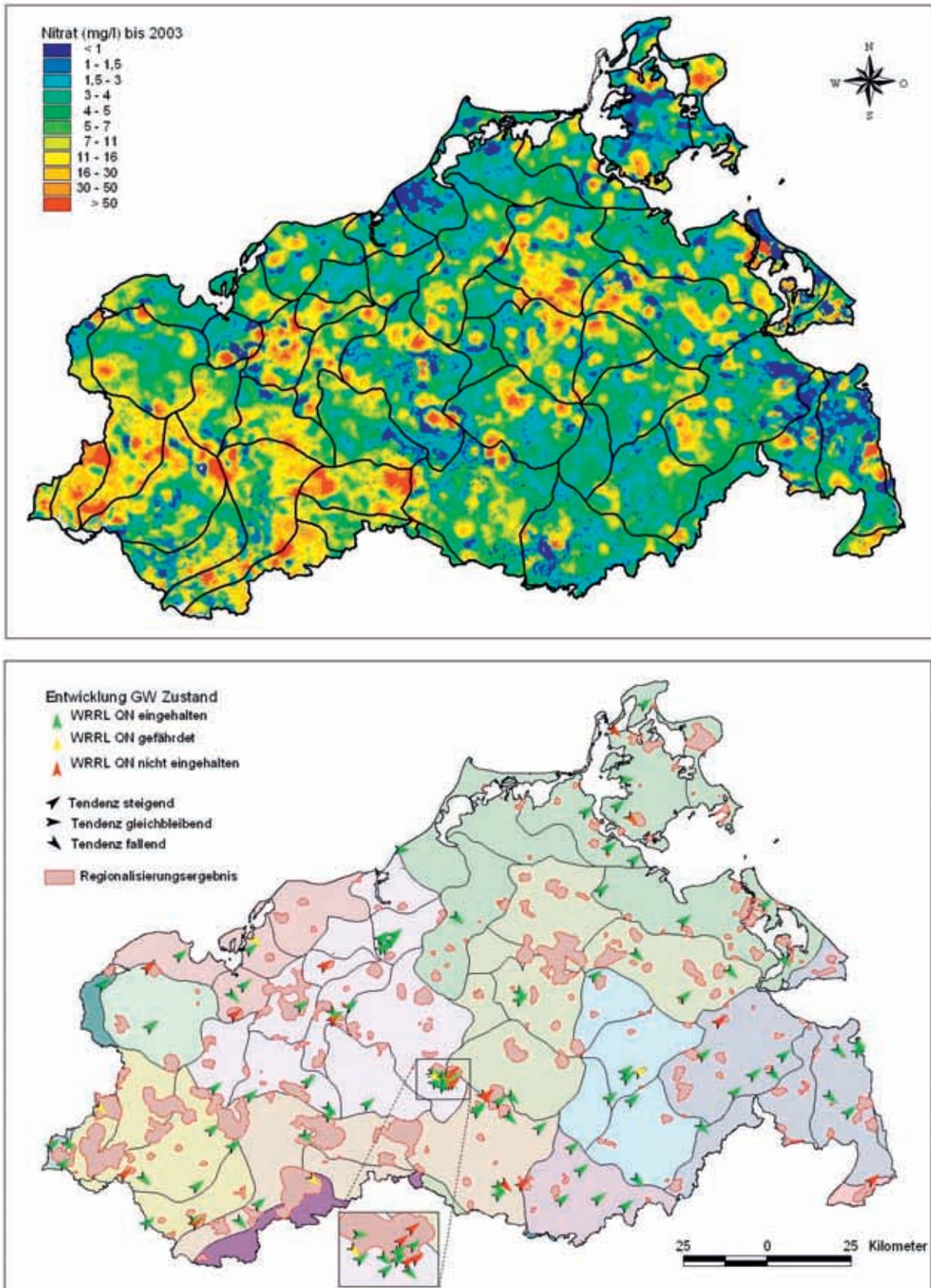


Abb. 6.3: Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 - 2006 (unten)

Die statistische Auswertung der Nitratwerte des Landesmessnetzes für die Jahre 2003 - 2006 (Abb. 6.4) ergibt gegenüber den Auswertungen im Gewässergütebericht 2000/2001/2002 eine leichte Verbesserung. Während im letzten Berichtszeitraum noch an 22 % der Messstellen der Grenzwert der TVO und nach dem neuen Bewertungskriterium der Grundwasserrichtlinie überschritten wurde, sind es in diesem Berichtszeitraum nur noch 19 %. Bei ca. 55 % der Überschreitungen wurden jedoch Nitratkonzentrationen von mehr als 100 mg/l festgestellt. Während sich im Bereich

< 37,5 mg/l für die Jahre 2003-2006 kaum Veränderungen ergeben, ist im Bereich > 100 mg/l ein leichter Zuwachs zu verzeichnen.

Die Grenzwert-Überschreitungen wurden fast ausnahmslos an den oberflächennahen Messstellen festgestellt. Die auch im Berichtszeitraum 2000 - 2002 auffällige tiefe Messstelle Düssin OP zeigt eine weitere Verschlechterung (Abb. 6.5). Hier erfolgt eine kontinuierliche Verlagerung auch in die tieferen Schichten.

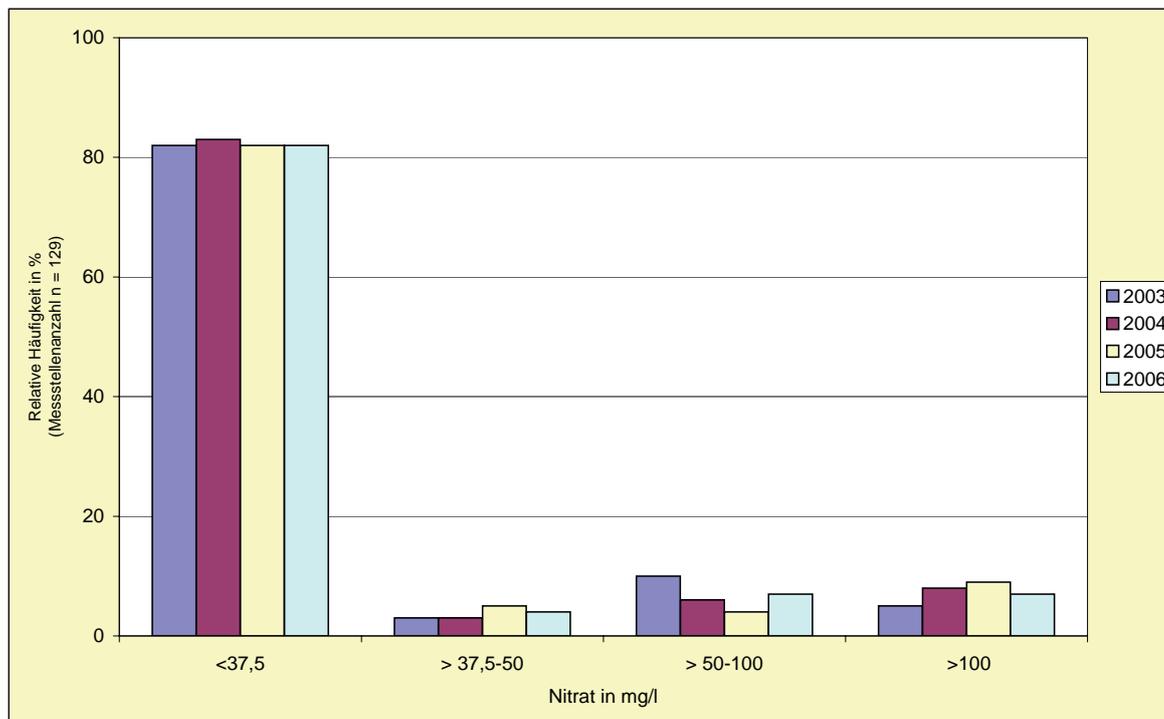


Abb. 6.4: Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen im Berichtszeitraum

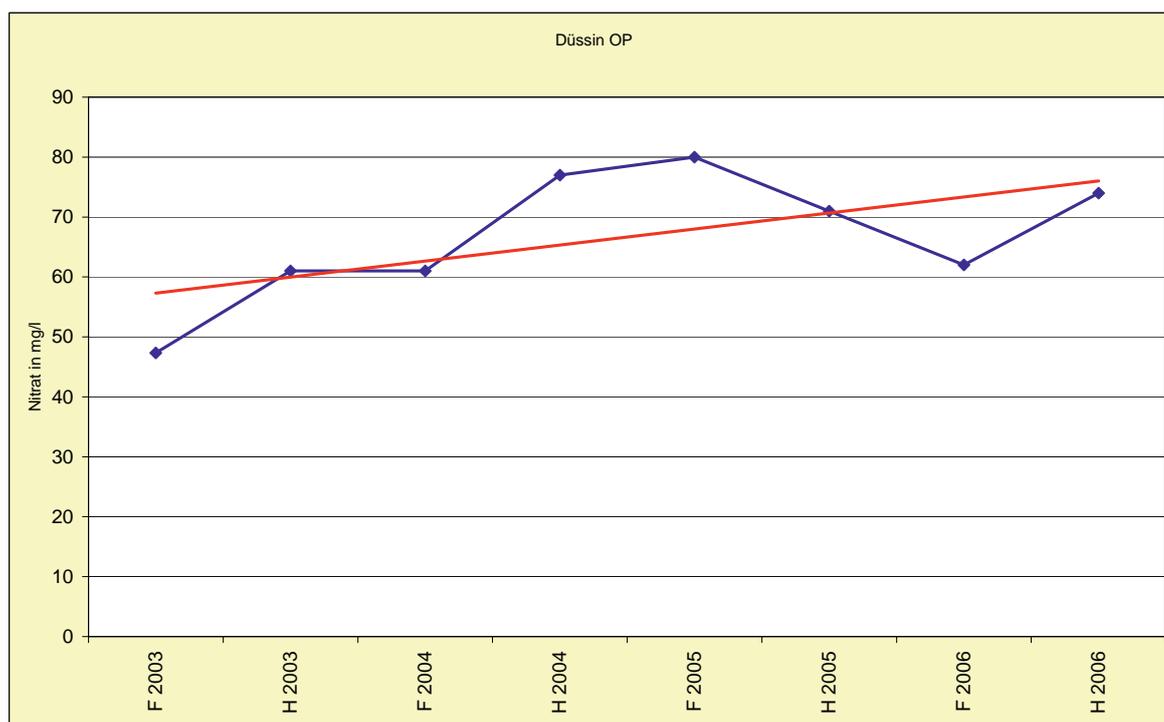


Abb. 6.5: Nitratkonzentrationen an der Messstelle Düssin im Zeitraum 2003 -2006

So wie in der Fläche kleinräumig Veränderungen schon in wenigen 100 m Abstand auftreten können, gibt es z. B. bei der mehrfach verfilterten Messstelle Grebs Konzentrations-sprünge auf wenigen Metern ohne merkliche Abnahme der Sauerstoffgehalte. Während der Oberpegel (**Abb. 6.6**), der in einer Tiefe von 11-13 m (GWLK 2) verfiltert ist, noch Belastungen oberhalb des Grenzwertes bzw. der Qualitätsnorm

aufweist, sind in den darunter liegenden Messstellen, die im gleichen unbedeckten Grundwasserleiter verfiltert sind (Filterlagen Mpo 19-21 m; GWLK 2, Mpu 31-33 m; GWLK 2) kaum noch Nitratkonzentrationen messbar (**Abb. 6.7**). Der Unterpegel der Messstelle Grebs ist im bedeckten Bereich in einer Filterlage von 38 - 41 m, GWLK 3, ausgebaut.

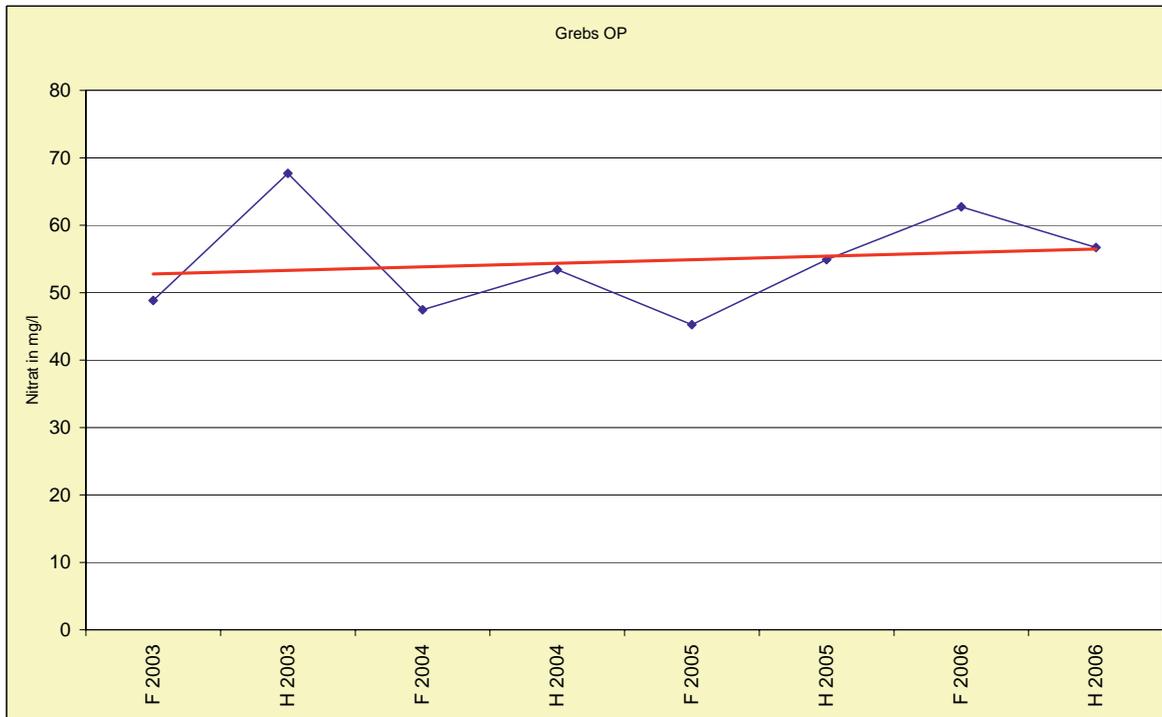


Abb. 6.6: Nitratkonzentrationen an der Messstelle Grebs OP im Zeitraum 2003 -2006

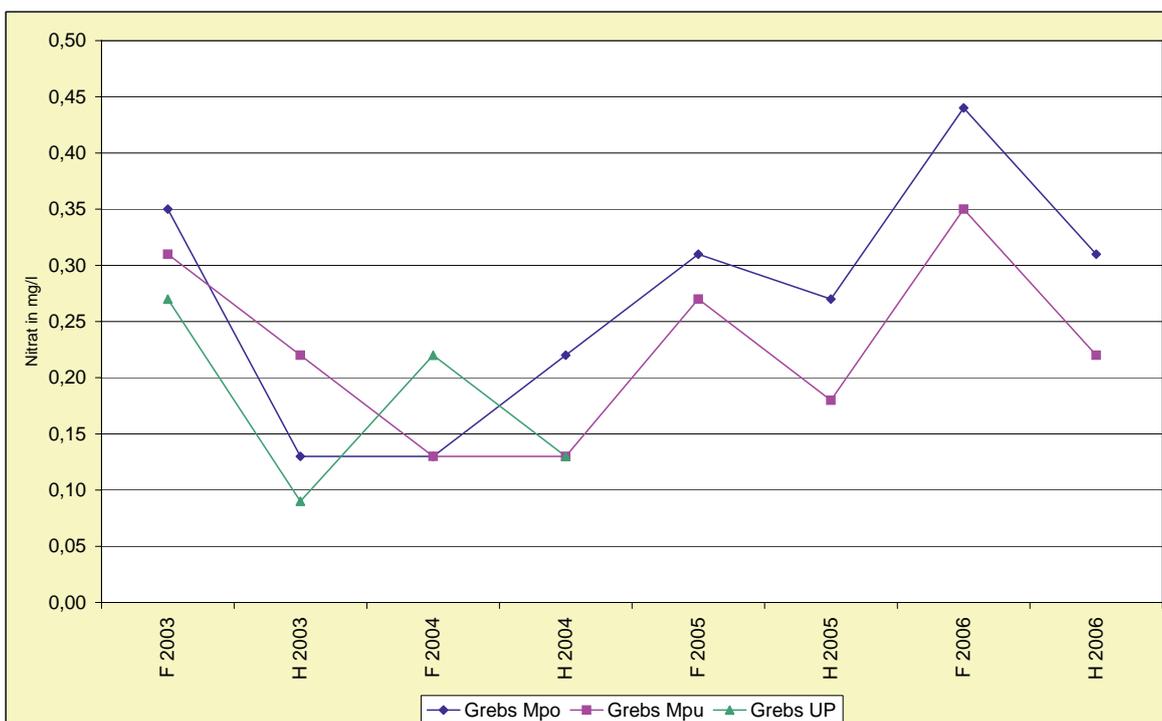


Abb. 6.7: Nitratkonzentration an den Messstellen Grebs Mpo, Mpu und UP im Zeitraum 2003 -2006

Generell muss davon ausgegangen werden, dass im oberflächennahen Grundwasserleiter in Bereichen starker landwirtschaftlicher Aktivitäten erhöhte Nährstoffkonzentrationen zu verzeichnen sind. Dies wurde, wie bereits schon in der Regionalisierung ermittelt, auch im Falle des Messnetzes „Hohen Wangelin“ (siehe **Abb. 6.8**) bestätigt.

Hier bestand von 1975 bis 1990 eine industrielle Rindermastanlage, aus der regelmäßig große Mengen Gülle auf den umliegenden Flächen ausgebracht wurden. Der Standort wird weiterhin landwirtschaftlich, aber auch zur Tierzucht

genutzt. In einem Gutachten (Sigeneger 1998) wurden auch 8 Jahre nach der intensiven Nutzung des Standorts noch sehr hohe Nitratgehalte festgestellt. Der Trend zu auffällig hohen Werten besteht fort.

Die an der Oberfläche verbreiteten Sande besitzen in diesem Bereich eine Mächtigkeit von 30 - 50 m. Das Liegende der Sande wird von Geschiebemergel gebildet. Der wassererfüllte Teil beträgt 20 - 30 m. Der unbedeckte Grundwasserleiter besteht aus Sanden und Kiesen.

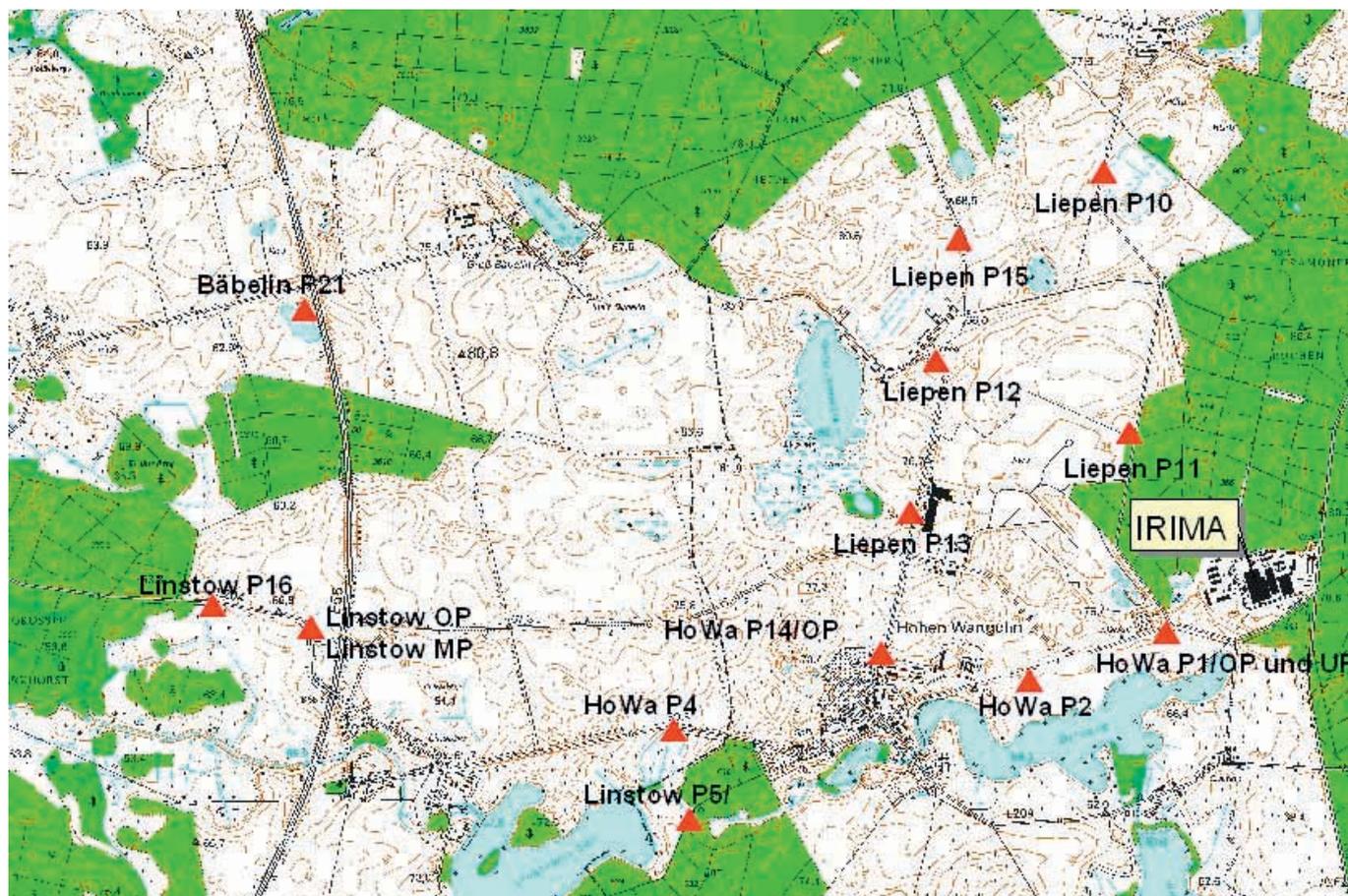


Abb. 6.8: Sondermessnetz „Hohen Wangelin“

Die im Durchschnitt höchsten Konzentrationen der Jahresmittelwerte für Nitrat wurden im Zeitraum von 1975 - 1991 an den Messstellen HoWa P1 OP (125,6 mg/l), HoWa P2 (119,1 mg/l) und Liepen P15 (115,6 mg/l) gemessen (Sigeneger 1998). Eine Überschreitung des Grenzwertes war im Mittel aber auch an den Messstellen HoWa P4 (86,2 mg/l), Liepen

P13 (61,3 mg/l), Liepen P14 (94,9 mg/l) und Linstow P16 (53,9 mg/l) zu verzeichnen.

Der Trend zu auffällig hohen Werten blieb auch in den Folgejahren bestehen (**Abb. 6.9**, **Abb. 6.10** und **Abb. 6.11**).

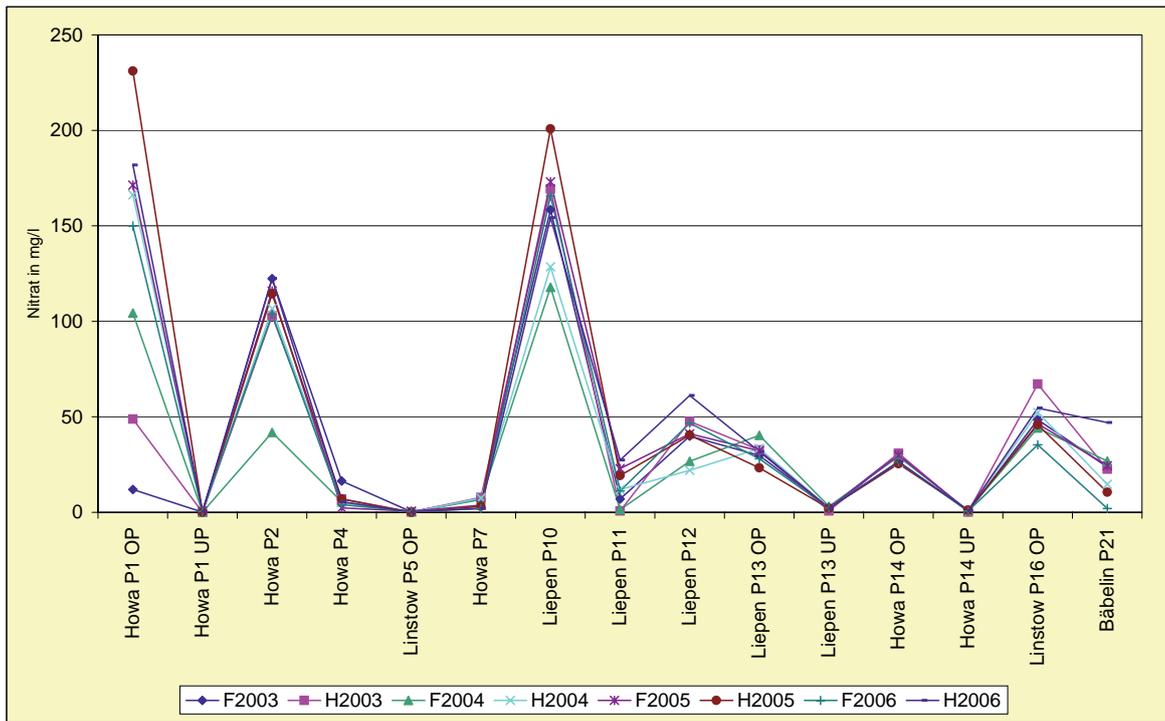


Abb. 6.9: Nitratkonzentrationen in Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin, messstellenbezogen für den Zeitraum 2003 - 2006

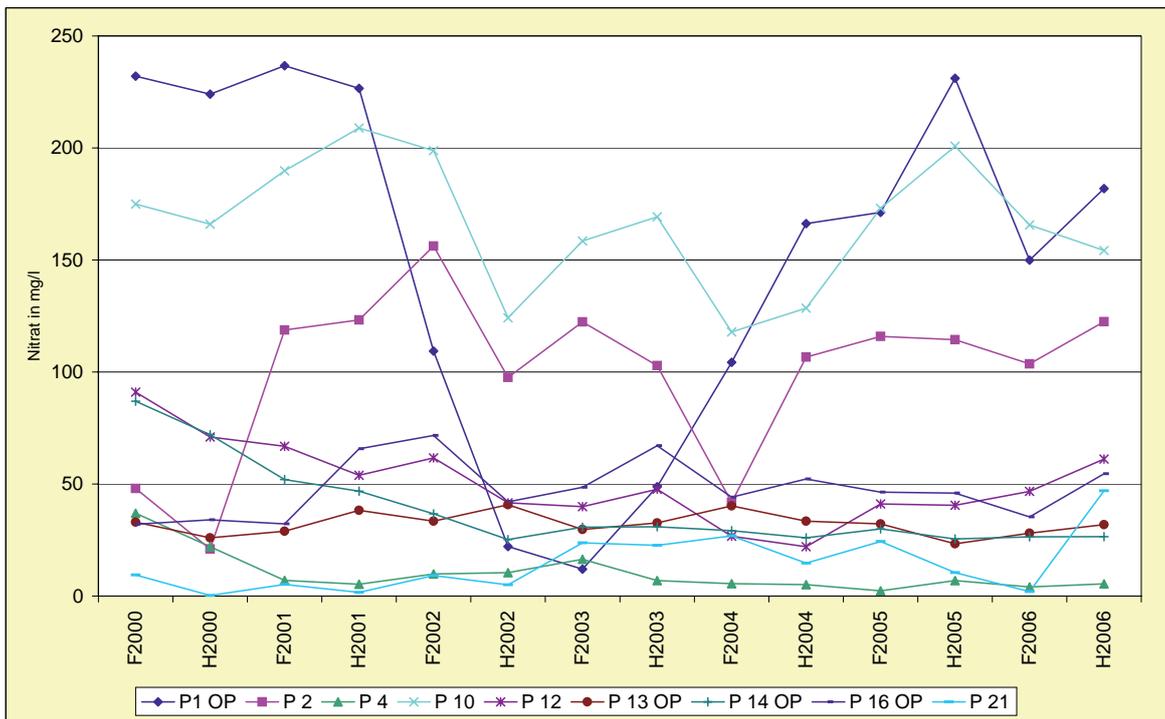


Abb. 6.10: Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausgewählter Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin im Zeitraum 2000 - 2006

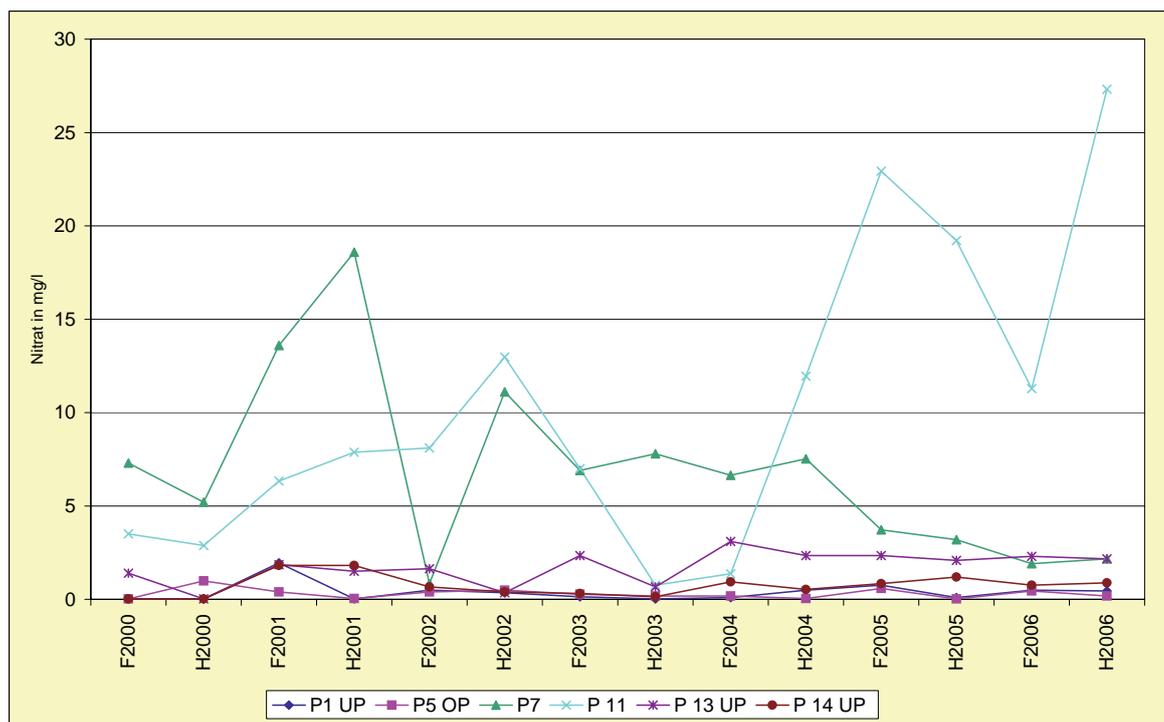


Abb.6.11: Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausgewählter Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin im Zeitraum 2000 - 2006

Im Berichtszeitraum können anhand der Darstellung in **Abbildung 6.9** nur geringfügige Änderungen in der Konzentrationshöhe festgestellt werden. Ersichtlich sind jedoch weiterhin auffällig hohe Konzentrationen an den Messstellen HoWa P1 OP, HoWa P2, Liepen P10, Liepen P12 und Linstow P16 OP. Hier sind die Grenzwerte der TrinkwV und die Qualitätsnorm der Grundwasserrichtlinie überschritten. Eine leichte Tendenz zur Erhöhung der Konzentrationen im Berichtszeitraum ist ebenfalls festzustellen (siehe **Abb. 6.3** unten).

Die Messstelle HoWa P1 OP zählt mit einem Durchschnittsnitratgehalt von ca. 133 mg/l im Berichtszeitraum weiterhin zu den hot-spots im Raum Hohen-Wangelin. Bei der Messstelle HoWa P2 ist für den Berichtszeitraum ein Jahresnitrat-Mittel von ca. 104 mg/l festzustellen. Im Vergleich zu den Werten aus der Zeit der intensiven Tierhaltung ist hier zwar ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Der Grenzwert von 50 mg/l wird aber noch wie vor deutlich überschritten.

Die auf der Karte gekennzeichnete Messstelle Liepen P10 ist die nordöstlichste Grundwassermessstelle im Untersuchungsraum. Während in den siebziger und achtziger Jahren hier noch keine Auffälligkeiten zu beobachten waren, findet nunmehr eine Verlagerung des Nitrats in diesen Bereich statt. Mit einem Durchschnittsnitratgehalt von ca. 158 mg/l zählt dieser Bereich zu den Konzentrationsschwerpunkten.

Große Unterschiede bestehen auch zwischen Ober- und Unterpegel, die etwa einen vertikalen Abstand von 10 m besitzen (**Abb. 6.11**). Im Bereich Hohen Wangelin – Liepen,

in welchem die hohen Nitratgehalte auftreten, wurden in den Unterpegeln vergleichsweise sehr geringe Nitratgehalte festgestellt (P1 OP durchschnittlich 133 mg/l, P1 UP ca. 0,31 mg/l). Auffällig in dieser Darstellung ist auch der starke Anstieg der Konzentrationen des Pegels Liepen P11, der analog zu den Verlagerungen im Pegel Liepen P10 festgestellt wurde.

Die in der **Abbildung 6.3** unten hervorgehobenen Messstellen mit Qualitätsnorm- bzw. Grenzwertüberschreitung Roggenstorf, Warnow OP, Rechlin, Sommerstorf, Losten, Roggenstorf und Groß Gischow zeigen auch in diesem Berichtszeitraum weiterhin steigende Tendenzen. Besonders auffällig sind die Steigerungen an der Messstelle Roggenstorf, wo 2003 noch ein Mittelwert von ca. 136 mg/l zu verzeichnen war, während er 2006 im Mittel auf 189 mg/l anstieg. Spitzenreiter bei der Höhe der Konzentrationen ist die Messstelle Sommerstorf mit einem mittleren Nitratgehalt von 344 mg/l. Dies bedeutet eine 7-fache Überschreitung des Grenzwertes mit, wie bereits erwähnt, steigendem Trend.

Die Messstellen GHGG 4/99, Trent, Vipperow und Poseritz zeigen im Mittel zwar noch Werte über 50 mg/l, dies aber wie bei GHGG 4/99 mit leicht, an den übrigen Messstellen, stärker fallender Tendenz.

Im östlichen Bereich des Landes werden 2 Messstellen mit hohen Nitratgehalten intensiver beobachtet. Es handelt sich um die Messstelle Wusseken und um die Messstelle Nadrensee. Hier gab es 2006 eine Untersuchung über die Grundwasserbeschaffenheit in diesem Gebiet mit einer Analyse

der möglichen Eintragungspfade (HYDOR 2006). Nadrensee OP führt nach der Messstelle Sommerstorf die hot-spot-Liste der höchsten Nitratkonzentrationen mit 227 mg/l im Herbst 2006 an.

Im Gegensatz zu Nitrat zeigen sich bei **Ammonium** räumlich stärker abgrenzbare Gebiete mit erhöhten Konzentrationen (**Abb. 6.12 oben**). Vor allem im Bereich der mittleren Sude sowie der Rostocker Heide werden in den oberflächennahen Grundwasserleitern großflächig stark erhöhte Ammoniumwerte angetroffen. Daneben fallen Gebiete südlich von Barth im Landkreis Nordvorpommern und der nördliche Teil der Insel Usedom durch erhöhte Ammoniumbelastungen im Grundwasser auf. Im Süden hingegen (Havel- bzw. Elde-Oberlauf, Elde und Mittelelde) liegen die Konzentrationen von Ammonium auf einem sehr niedrigen Niveau. Auch fast im gesamten Bereich der Insel Rügen sind sehr niedrige Werte ($< 0,2$ mg/l) erkennbar.

Die berechneten Konzentrationen lassen Bezüge zu den Lagerungspositionen erkennen: Im Bereich der Sander (z. B. nördlich der Müritz) mit oftmals größeren Kornfraktionen liegen die Ammoniumwerte oft niedrig, während sie in feinkörnigeren Grundwasserleitern bzw. Beckenbildungen (z. B. Rostocker Heide) in der Tendenz höhere Gehalte aufweisen (dafür aber nitratfrei sind).

Die Hintergrundgehalte von Ammonium liegen in neubildungsgeprägten Wässern bei 0,6 mg/l, der Grenzwert der Trinkwasserverordnung bei 0,5 mg/l. Hierdurch kommt zum Ausdruck, dass diese Form des Stickstoffes in Lockergesteinsgrundwasserleitern recht beständig und weit verbreitet ist. Die Konzentration von 0,6 mg/l wurde auch als Schwelle zur Ausgrenzung der Belastungsgebiete herangezogen (**Abb. 6.12 oben**).

In der **Abbildung 6.12 unten** ist in der Darstellung der tendenziellen Entwicklung bei Abgleich mit dem Grenzwert und dem in Diskussion befindlichem Schwellenwert bewusst im Gegensatz zur Regionalisierung der Wert von 0,5 mg/l gewählt worden. So kann flächendeckend der Überblick gegeben werden, an welchen Messstellen des Landesmessnetzes Überschreitungen zu verzeichnen sind. Die Diskussion zu den Ursachen, ob geogener oder anthropogener Natur, muss dann im Anschluss auf der Fachebene geklärt werden, vor allem im Hinblick auf notwendige Maßnahmen zur Erreichung des guten chemischen Zustandes nach WRRL.

Allein an 33 Messstellen ($\cong 26$ %) des Landesmessnetzes erfolgt eine Überschreitung des Grenz- bzw. Schwellenwertes in 2006 (**Abb. 6.13**). Der Maximalwert im Berichtszeitraum beträgt 7,75 mg/l und wurde an der Messstelle HoWa P14 UP gemessen. Der Oberpegel weist erhöhte Nitratkonzentrationen von durchschnittlich 28 mg/l auf. Es handelt sich um eine oberflächennah ausgebaute Messstelle, wo eingetragenes Nitrat temporär im Grundwasser bestehen kann. An 9 weiteren oberflächennah ausgebauten Messstellen kam

es im Berichtszeitraum zu Schwellenwertüberschreitungen. Dazu zählen die Messstellen Jabel-Nordost, Briest, Rothenklempenow, Quassel OP, Fahrbinde, Reez R2, Lebbin, Linstow P5/OP und Bützow OP.

Hohe Ammoniumwerte werden fast in allen Fällen dort gemessen, wo geringe oder keine Nitratkonzentrationen vorliegen. Dies ist ein Hinweis auf reduzierende Verhältnisse im Grundwasser. Eingetragenes Nitrat wird im Grundwasser in Ammonium umgewandelt. Es handelt sich vorrangig um tiefe Messstellen.

Sulfat ist ein Inhaltstoff des Grundwassers, der mit stark erhöhten Konzentrationen einerseits durch geogene Ursachen in das Grundwasser gelangen kann. Im Gegensatz zu Chlorid bestehen jedoch hierzu keine flächenhaft abgegrenzten Kenntnisse, zudem handelt es sich bei den meisten geogenen Salzwässern im quartären Untergrund des Norddeutschen Tieflandes um NaCl-betonte Wässer (LBGR 2002). Dennoch können sehr hohe geogene Sulfatkonzentrationen vereinzelt auftreten.

Sulfat kann auch aus Abbauprodukten tierischer und pflanzlicher Eiweiße stammen. Darüber hinaus kann Sulfat durch die Wechselwirkung von Eisensulfiden (Pyrit) mit im Aquifer vorhandenen Oxidationsmitteln (Sauerstoff, Nitrat) entstehen, so dass hohe Sulfatkonzentrationen im Grundwasser auf Denitrifikationsprozesse hinweisen können.

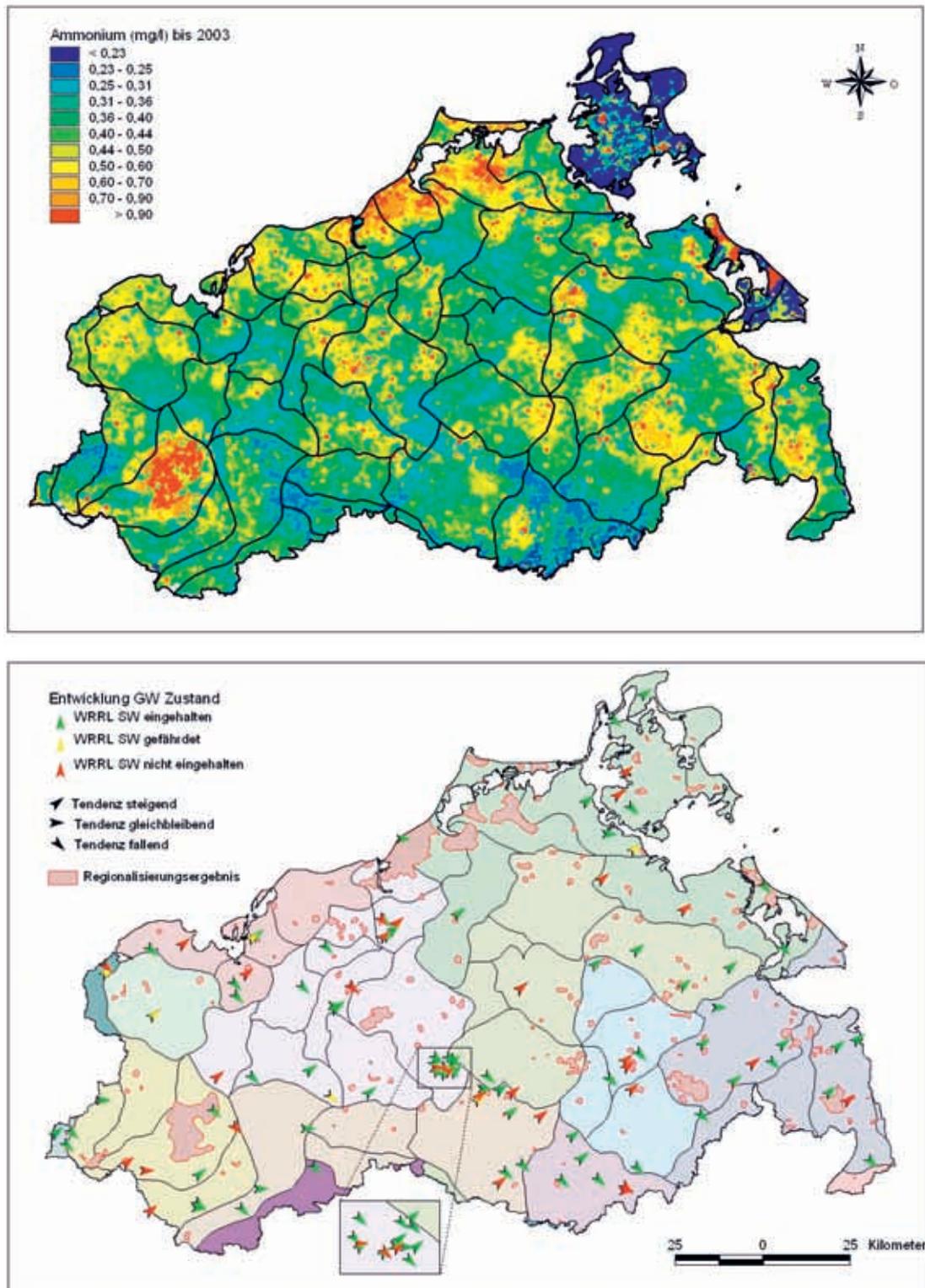


Abb. 6.12: Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Ammonium (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 - 2006 (unten)

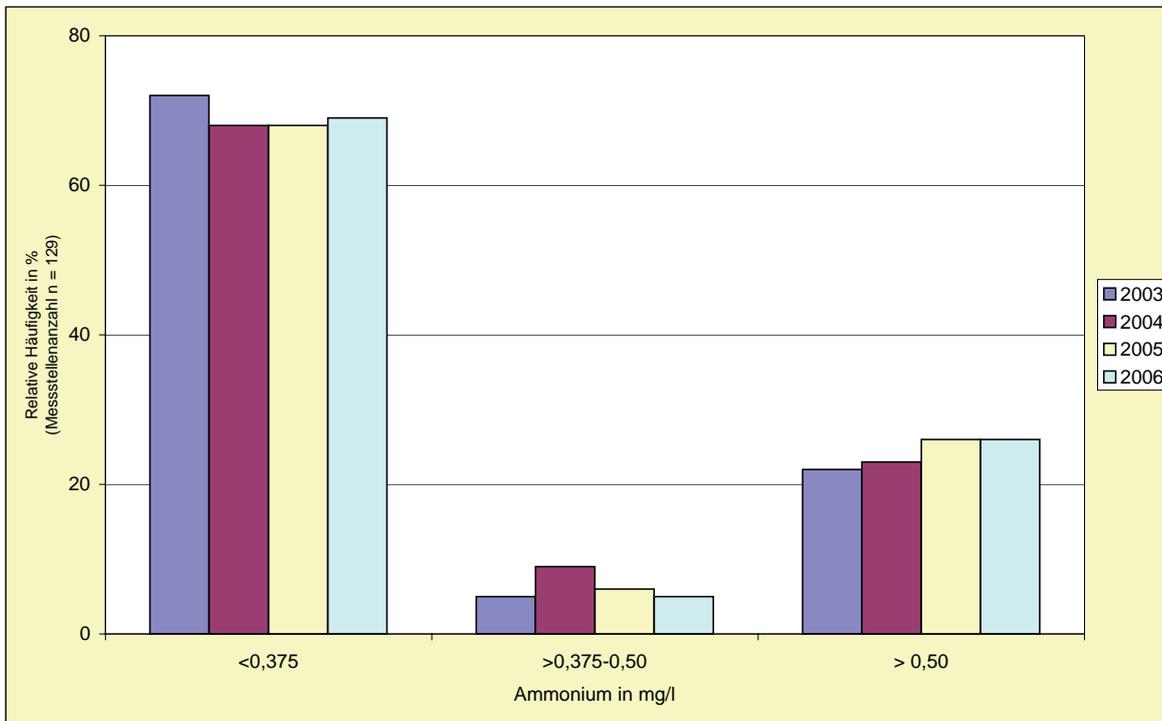


Abb. 6.13: Häufigkeitsverteilung der Ammoniumkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum

Bei Sulfat liegen die natürlichen Hintergrundgehalte nicht versalzener Wässer in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 86 mg/l (Neubildungsgebiete) und 115 mg/l (Entlastungsgebiete). Als Konzentrationsschwelle zur Ausweisung sulfatspezifischer Belastungsgebiete wurde der Wert 100 mg/l herangezogen. Die ausgewiesenen Belastungsgebiete liegen überwiegend in Bereichen ohne bzw. nur geringmächtig den Grundwasserleiter überlagernden bindigen Deckschichten. In den Grundmoränenbereichen hingegen liegen die Sulfatgehalte fast überall in Mecklenburg-Vorpommern in niedrigen bis sehr niedrigen Konzentrationen vor. Die ausgehaltenen Bereiche sind überwiegend recht kleinräumig (im Durchschnitt ca. 8,6 km²), insgesamt handelt es sich um 227 Einzelflächen mit einer Gesamtfläche von ca. 950 km², das sind ca. 4 % der Landesfläche.

Beispiele für Gebiete mit durch den diffusen Stoffeintrag erhöhten Sulfatwerten sind der Unterlauf der Uecker zwischen Pasewalk und Torgelow, das Gebiet nördlich von Altentreptow sowie im Südwesten die Gegend zwischen Parchim und Hagenow. Überwiegend niedrige Konzentrationen liegen entlang der Küste mit überwiegend bedeckten (Nordwesten) oder sehr feinkörnigen Grundwasserleitern (Rostocker Heide). Ausnahmen sind hier die Umgebung von Born (Darß), der Zingst sowie der nördliche Teil von Usedom (**Abb. 6.14**).

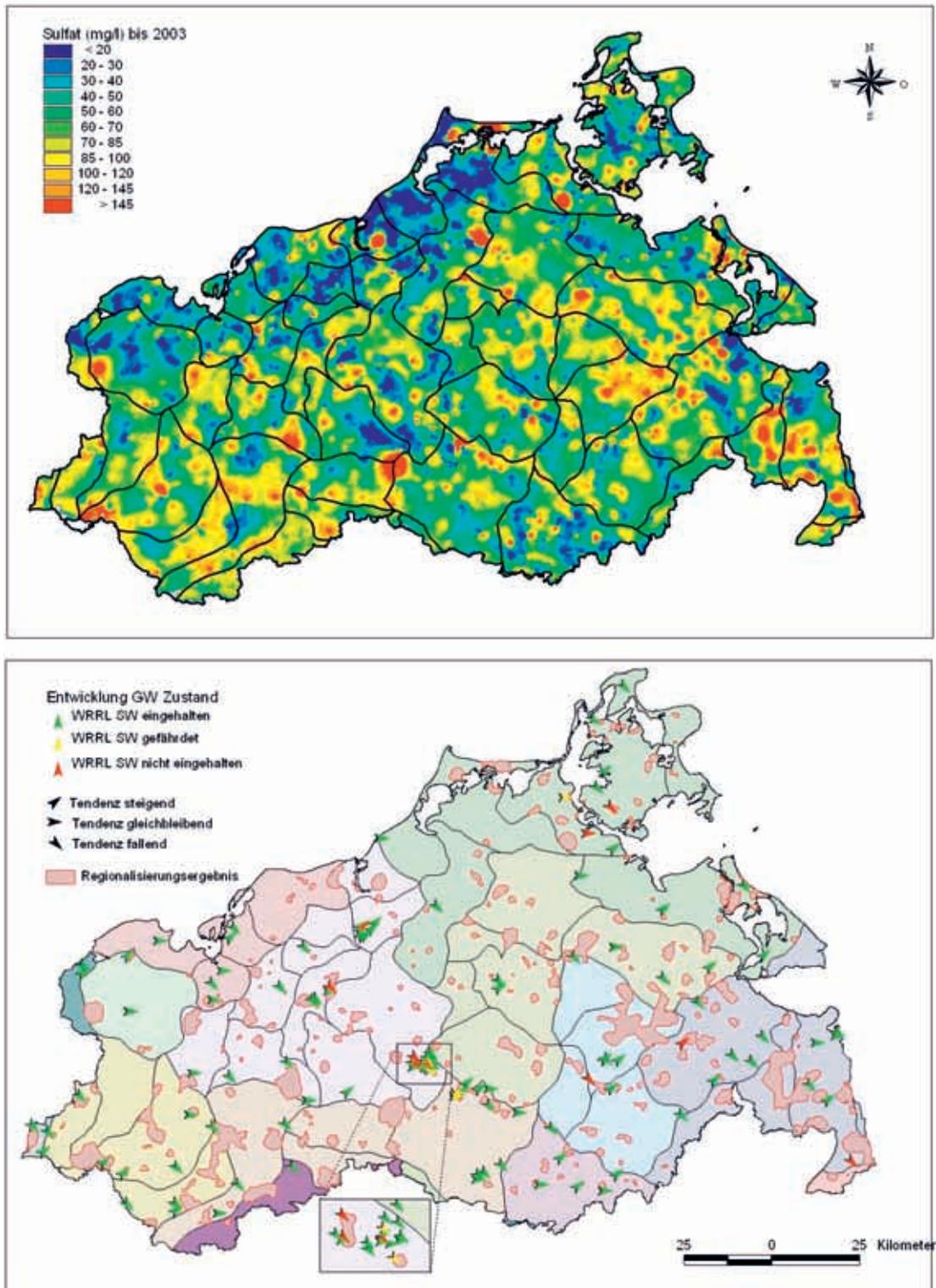


Abb. 6.14: Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Sulfat (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 – 2006 (unten)

Wie aus **Abbildung 6.15** hervorgeht, korreliert die Zahl der Schwellenwertüberschreitungen gut mit der prozentual ausgewiesenen Fläche der Belastung bei der Regionalisierung.

Im Durchschnitt überschreiten ca. 4 % der Messstellen den Wert von 240 mg/l. Ausschlaggebend für die Überschreitung des Schwellenwertes war wiederum der jeweils letzte Jahresmittelwert (2006).

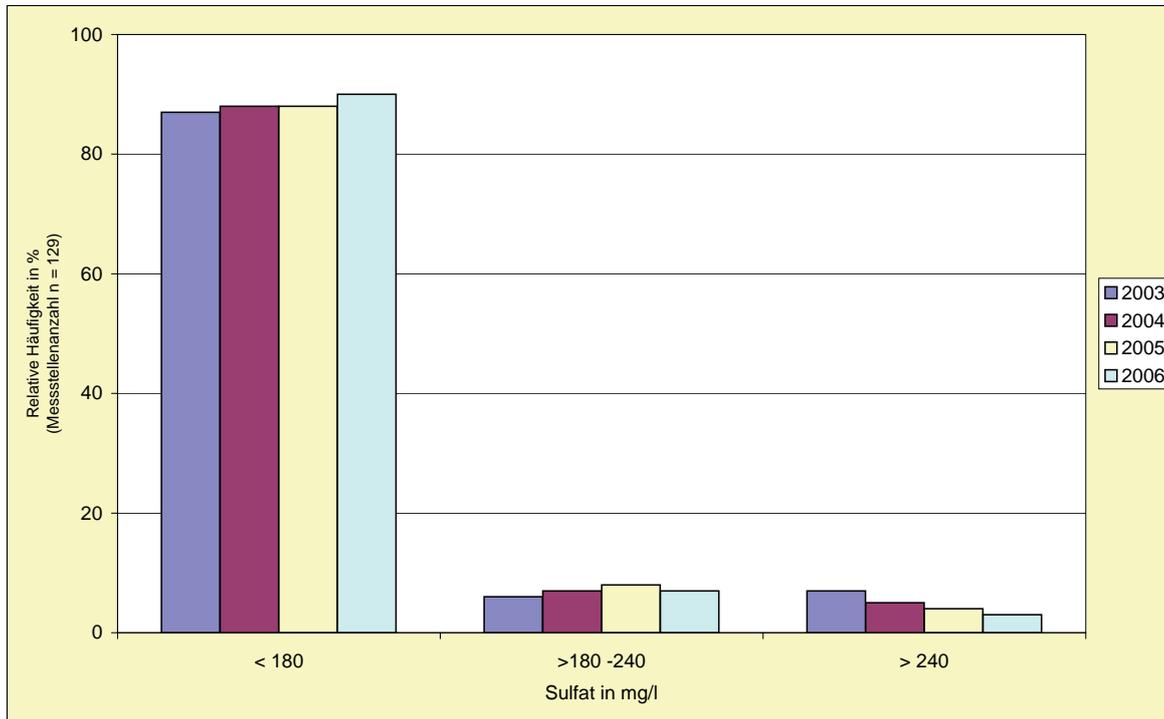


Abb. 6.15: Häufigkeitsverteilung der Sulfatkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum

Die auch im letzten Berichtszeitraum auffälligen Messstellen sind weiterhin durch hohe Werte gekennzeichnet (**Tab. 6.1**). Während der Pegel Friedland bei den anderen Elementen keine Auffälligkeiten zeigt, werden an den Pegeln Poseritz (OP und UP), HOWA P14 und Nadrensee auch hohe Nitratkonzentrationen gemessen, was auf eine diffuse Beeinflussung schließen lässt. Der Pegel HoWa P14 UP weist außerdem auch noch den Höchstwert der Ammoniumkonzentrationen im Berichtszeitraum auf, weil hier über den Oberpegel eingetragene größere Mengen Stickstoffs umgewandelt werden.

Tab. 6.1: Messstellen mit auffälligen Sulfatkonzentrationen, alle Angaben in mg/l

Messstelle	2000 - 2002	2003 - 2006
Friedland OP	180 - 470	276 - 468
Poseritz UP	um 290	269 - 355
HoWa P14	420 - 560	362 - 501
Nadrensee	350 - 600	657 - 799

Bei dem an der Messstelle Nadrensee OP festgestellten Wert von 799 mg/l handelt es sich um den ebenfalls höchsten gemessenen Wert im Berichtszeitraum.

Die noch im letzten Berichtszeitraum ebenfalls auffällige Messstelle HoWa P7 weist wie die Messstelle HoWa P14 ei-

nen fallenden Trend auf. Im Jahr 2006 wurden hier zwar noch Konzentrationen von 222 mg/l Sulfat festgestellt, dies stellt jedoch keine Überschreitung des Schwellenwertes mehr dar.

In den Bereich der höheren Konzentrationen ist auch die Messstelle Reez UP hinzugekommen. Mit durchschnittlichen Konzentrationen von 290 mg/l in 2006 ist auch hier bereits die Norm überschritten. Wie aus **Abbildung 6.14** unten hervorgeht, steigen in diesem Gebiet südlich von Rostock, wo sich neben der Messstelle Reez UP noch weitere Messstellen befinden, alle gemessenen Sulfatkonzentrationen von 2003 bis 2006 an. Weitere Beispiele von Messstellen mit stark ansteigenden Sulfatkonzentrationen sind in **Abbildung 6.16** dargestellt.

Es gibt jedoch auch Messstellen mit deutlich abnehmenden Konzentrationen (**Abb. 6.17**). Bei den Messstellen Liepen P12 und Möderitz geht die Abnahme einher mit einer Abnahme der Nitratkonzentrationen. Die Messstelle Liepen P11 zeigt dagegen seit 2005 wieder auffällig steigende Nitratkonzentrationen, die auch mit einem Anstieg der Sulfatkonzentrationen verbunden ist.

Es gibt jedoch eine Reihe von Messstellen, die einen nahezu unveränderten Trend aufweisen, der sich zwar unterhalb avisiertter Schwellenwerte, jedoch deutlich über dem natürlichen Hintergrundgehalt in M-V befindet. Einige dieser Messstellen sind in (**Abb. 6.18**) dargestellt.

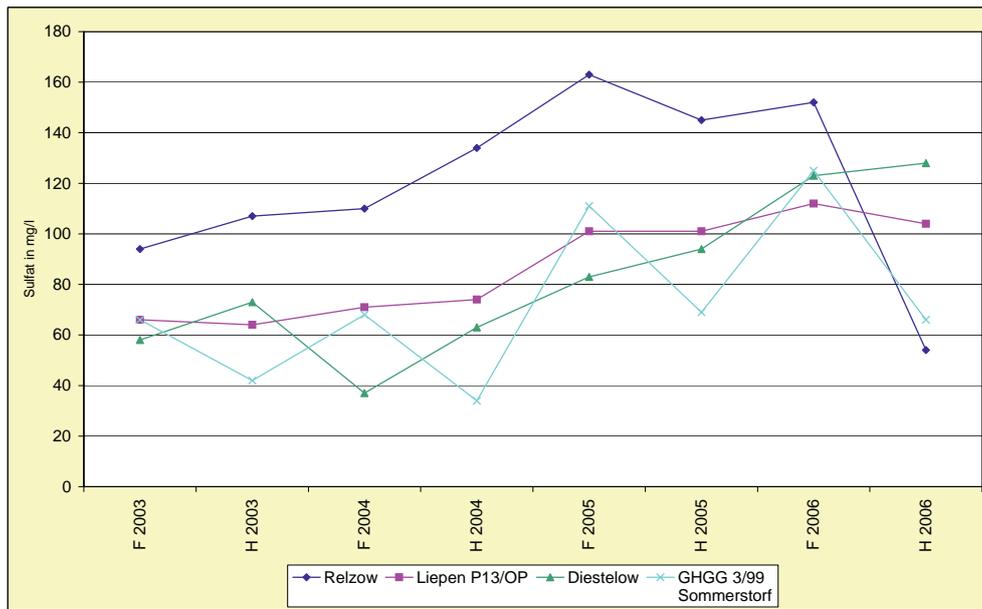


Abb. 6.16:
Messstellen mit stark ansteigenden Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum

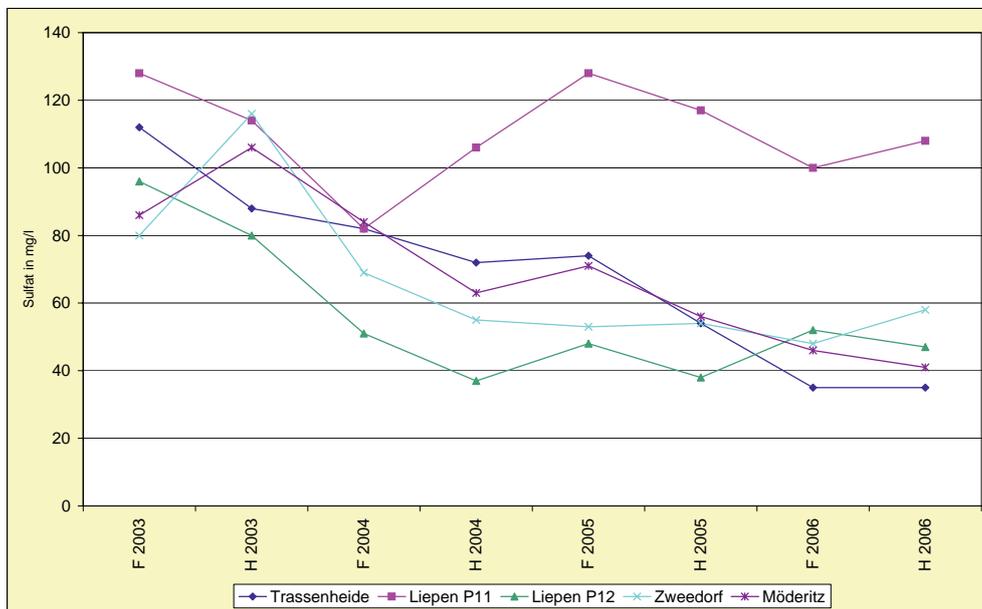


Abb. 6.17:
Messstellen mit stark abnehmende Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum

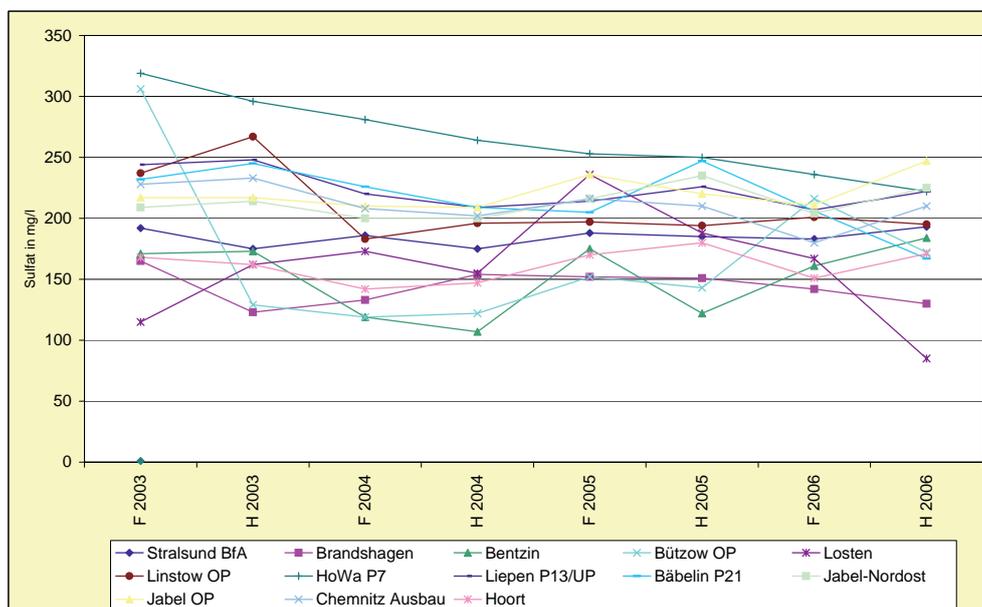


Abb. 6.18:
Messstellen mit gleichbleibenden Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum

Auch **Chlorid** ist ein Hauptbestandteil des Grundwassers, der sowohl durch anthropogenen Eintrag als auch durch geogene Prozesse in erhöhten Konzentrationen auftreten kann. Dies ist insbesondere für Mecklenburg-Vorpommern relevant, da sowohl im Untergrund als auch von den Küsten her Salz potenziell vorhanden ist und in die Grundwasserleiter gelangen kann. In diesen Gebieten sind hohe Konzen-

trationen mit großer Wahrscheinlichkeit auf geogene Ursachen zurückzuführen und können nicht als diffus wirksame, anthropogene Verschmutzung interpretiert werden. In Gebieten ohne geogene Versalzungserscheinungen können entsprechende Anomalien dagegen auf den Eingriff des Menschen zurückgeführt werden.

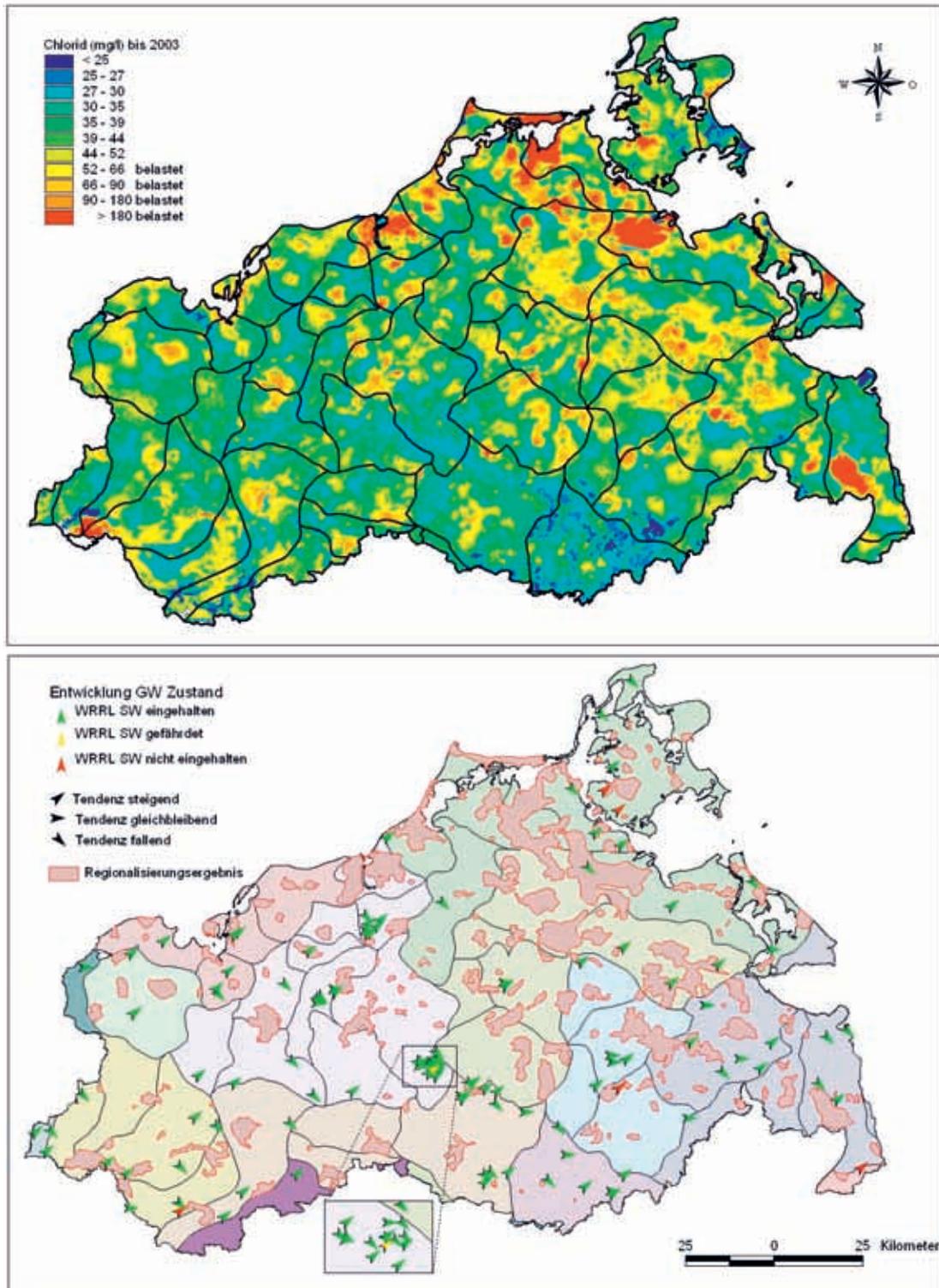


Abb. 6.19: Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Chlorid (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 - 2006 (unten)

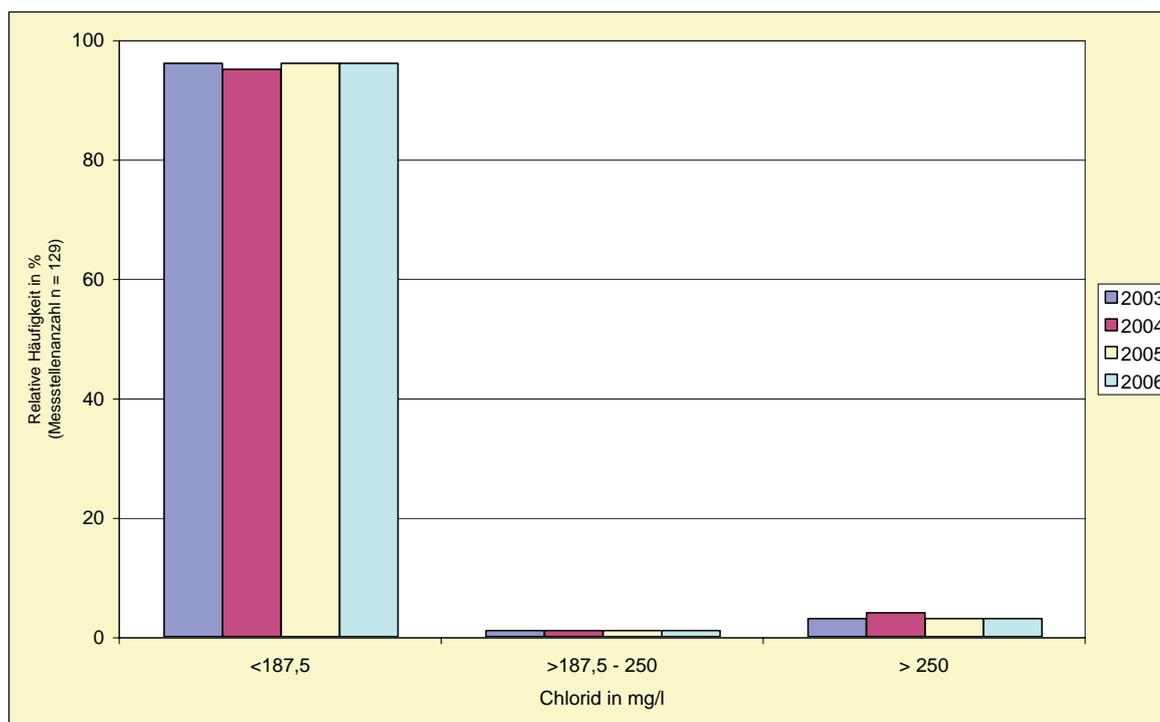


Abb. 6.20: Häufigkeitsverteilung der Chloridkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum

Stark erhöhte Konzentrationen finden sich vor allem entlang des Küstensaums von Rostock über die Rostocker Heide bis zur Halbinsel Darß und Zingst sowie im Gebiet zwischen Stralsund und Greifswald (**Abb. 6.19 oben**). Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um geogene Versalzung. Im Binnenland fallen insbesondere zwei weitere Gebiete mit ebenfalls geogen verursachten, sehr hohen Chloridgehalten auf, und zwar im Grundwasserkörper der Randow (Bereich zwischen Löcknitz und Koblenz) und an der Landesgrenze zu Niedersachsen im unteren Bereich der Sude bzw. der Schaale. Bei beiden Fällen handelt es sich um Salzintrusionen aus dem tieferen Untergrund, die bereits bis in die oberen Grundwasserleiter vorgedrungen sind und auch die Trinkwasserversorgung in den betroffenen Bereichen limitieren.

Im Zuge der Bewertung der hydrochemischen Daten aus den hydrogeologischen Erkundungsarbeiten (LAUN 1997) wurde für Chlorid in neubildungsgeprägten und nicht geogen versalzten Grundwässern ein natürlicher Hintergrundwert von 54 mg/l ermittelt (der natürliche Chlorideintrag über den Niederschlag liegt bei etwa 10 bis 20 mg/l). Dieser Wert wurde herangezogen, um außerhalb der bekannten Versalzungsgebiete Bereiche zu ermitteln, in denen der Chloridgehalt des Grundwassers mit hoher Wahrscheinlichkeit auf anthropogene Ursachen zurückzuführen ist.

Ähnlich wie bei Sulfat sieht es mit der Verteilung der Chloridkonzentrationen aus. Nur ein geringer Teil von Messstellen überschreitet den Grenzwert der TrinkwV bzw. den Schwellenwert (**Abb. 6.20**).

Auch die im Berichtszeitraum 2000 - 2002 auffälligen Messstellen Nadrensee OP (2000 - 2002 Werte zwischen

530 und 970 mg/l, 2003 - 2006 Werte zwischen 821 und 1207 mg/l) und Neubrandenburg UP (2000-2002 Werte zwischen 420 und 530 mg/l, 2003 - 2006 Werte zwischen 409 und 599 mg/l) sind weiterhin von hohen bis sehr hohen Konzentrationen gekennzeichnet. Bei beiden Messstellen ist ebenfalls eine steigende Tendenz zu beobachten. Bei den anthropogen beeinflussten Messstellen ist der gemessene Wert von 1.207 mg/l an der Messstelle Nadrensee OP der höchste Wert im Berichtszeitraum. An dieser Messstelle besteht dringender Handlungsbedarf, da außer für Ammonium bei den untersuchten Parametern jeweils die höchsten bzw. zweithöchsten Konzentrationen im Berichtszeitraum gemessen wurden.

Auffälligkeiten bei den Chloridkonzentrationen ergeben sich auch bei den Messstellen Poseritz und HoWa P14. Dies geht konform mit den Auswertungen der bisher untersuchten Elemente. Die Messstelle Poseritz, die sich durch erhöhte Nitratkonzentrationen im Ober- und Unterpegel ausweist, hat mit zunehmender Tiefe hohe Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Unterpegel (Werte zwischen 227 und 279 mg/l) zu verzeichnen.

Bei der Messstelle HoWa P14 werden ebenfalls größere Mengen Stickstoffs in den oberen Grundwasserleiter eingetragen, die sich in erhöhten Nitratwerten im Oberpegel und erhöhten Ammonium-, Sulfat- und Chloridwerten (HoWa P14 UP Werte zwischen 143 und 238 mg/l) niederschlagen.

Die hohen Chloridgehalte an den Messstellen Rambin (Werte zwischen 158 und 345 mg/l) und Grebs UP (Werte zwischen 3707 und 6184 mg/l) sind mit ziemlicher Wahrscheinlichkeit geogener Natur.

6.2.2 Ergebnisse von PSM- Untersuchungen

Nach der Umweltqualitätsnorm der Grundwasserrichtlinie bzw. der Trinkwasserverordnung gilt für die Einzelwerte der PSM-Wirkstoffe und deren relevante Abbauprodukte ein Grenzwert von 0,1 µg/l. Eine Ausnahme bilden hierbei die vier Organochlorpestizide Aldrin, Dieldrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd, für die nach der Trinkwasserverordnung ein deutlich niedrigerer Grenzwert von 0,03 µg/l festgelegt wurde. Für die Summe der PSM gilt ein Grenzwert von 0,5 µg/l. Dabei ist jedoch nicht definiert, wie viele und welche Substanzen zur Summenbildung heranzuziehen sind.

Die Ergebnisse der PSM-Untersuchungen werden jährlich an das Umweltbundesamt übermittelt, das die Daten veröffentlicht. Auf dieser Grundlage kann das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) als Zulassungsbehörde bei Grenzwertüberschreitungen von Wirkstoffen oder relevanter Metaboliten den Zulassungsinhaber mit der Fundaufklärung beauftragen.

Im Berichtszeitraum wurden jährlich ca. 66 Messstellen auf PSM untersucht. Die Anzahl der Wirkstoffe wurde entsprechend den Zulassungen auf dem Markt und der Grundwasserrelevanz ständig erhöht. So erfolgte allein in 2006 eine Untersuchung auf 151 Wirkstoffe. Von diesen wurden 11 Wirkstoffe nachgewiesen. Die Anzahl der Befunde für die gemessenen Wirkstoffe sind in **Abb. 6.21** dargestellt.

Die meisten Befunde wurden bei dem Wirkstoff Atrazin festgestellt. Atrazin, aus der Wirkstoffgruppe der Triazine, unterliegt seit dem 1.4.1991 einem generellen Anwendungsverbot. Es wurde als herbizider Wirkstoff vor allem im Maisanbau, aber auch als Totalherbizid eingesetzt. Atrazin wird nur sehr langsam im Grundwasser abgebaut, was sich an den festgestellten Befunden belegen lässt. Alle Werte unterschreiten aber die Umweltqualitätsnorm für PSM-Wirkstoffe.

Das Hauptabbauprodukt des Atrazins, das Desethylatrazin, wurde insgesamt 4 mal im Berichtszeitraum festgestellt. Bei 3 Messungen wird auch die Qualitätsnorm überschritten. Die meisten Positivbefunde lagen im Konzentrationsbereich unter 0,1 µg/l. In den Jahren 2004 und 2005 wurde kein Wirkstoff in Konzentrationen über diesem Schwellenwert für die Trinkwassernutzung gemessen. 2003 trat zweimal 2,4 D in einer Konzentration über 1 µg/l auf und 2006 lagen 8 Messwerte im Konzentrationsbereich von 0,1 - 1 µg/l (**Tab. 6.2**).

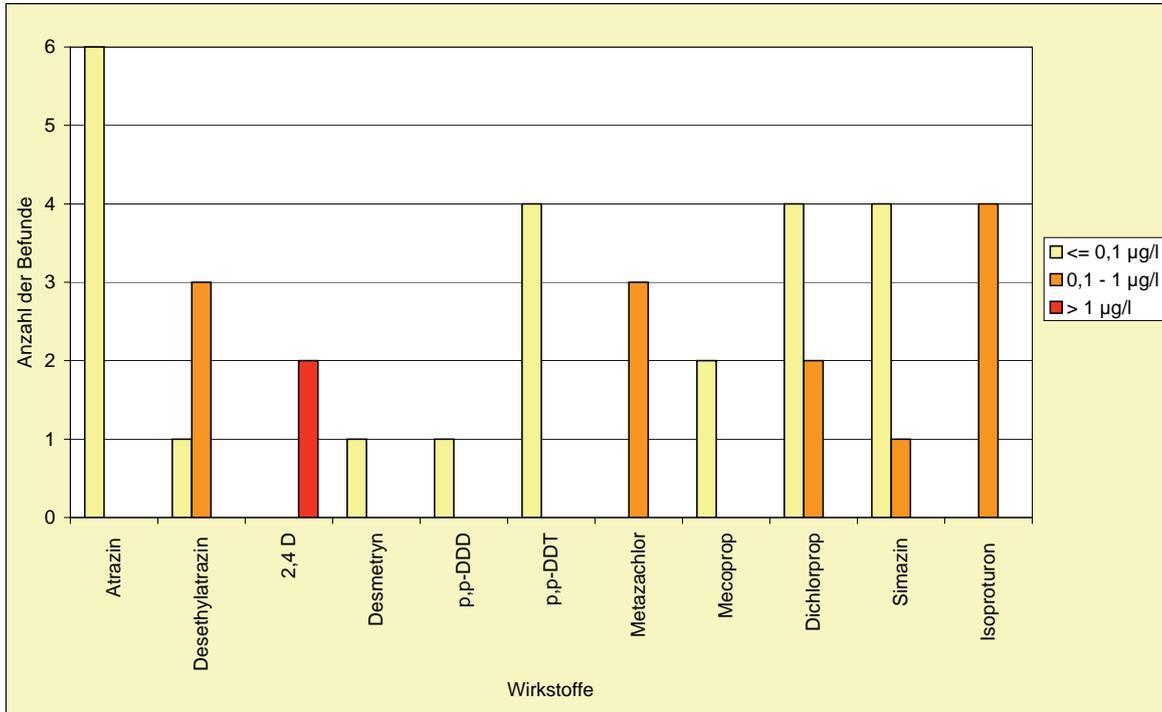


Abb. 6.21: Anzahl der Befunde pro gefundenem PSM-Wirkstoff

Tab. 6.2: Verteilung der PSM-Wirkstoff-Befunde bezogen auf die Konzentrationsklassen $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$, $0,1 - 1 \mu\text{g/l}$ und $> 1 \mu\text{g/l}$

Wirkstoff	Anzahl der Positivbefunde											
	2003			2004			2005			2006		
	$\leq 0,1$	$0,1-1,0$	$>1,0$	$\leq 0,1$	$0,1-1,0$	$>1,0$	$\leq 0,1$	$0,1-1,0$	$>1,0$	$\leq 0,1$	$0,1-1,0$	$>1,0$
2,4 D			2									
Atrazin	1			2			1			2		
p,p-DDD				1								
Desethylatrazin								2		1	1	
Desmetryn	1											
Dichlorprop				1			1	1		2	1	
Isoproturon											4	
Mecoprop							2					
Metazachlor								1			2	
p,p-DDT				3			1					
Simazin							3	1		1		

Die Atrazin- und Desethylatrazinbefunde konzentrieren sich auf die Messstellen Groß Gischow und Warnow OP. Die Messstelle Groß Gischow war bereits im letzten Berichtszeitraum durch die Überschreitung des Summenwertes der Wirkstoffe von $0,5 \mu\text{g/l}$ auffällig geworden. In diesem Berichtszeitraum wird sowohl die Einzelnorm von $0,1 \mu\text{g/l}$ für Desethylatrazin als auch die Summennorm überschritten. Der Standort wird intensiv landwirtschaftlich genutzt, was sich unter anderem auch bei der Überschreitung der Qualitätsnorm für Nitrat bemerkbar macht. Ebenfalls an dieser Messstelle festgestellt wurden Befunde von Metazachlor. Beide Befunde überschreiten den Wert von $0,1 \mu\text{g/l}$ (**Tab. 6.3**).

Der dritte deutlich erhöhte Wert von Metazachlor wurde an der Messstelle Nadrensee festgestellt. Hier erfolgt mit einem gemessenen Wert von $0,56 \mu\text{g/l}$ eine deutliche Überschreitung der Einzel-Wirkstoffnorm.

Tab. 6.3: PSM-Wirkstoff-Befunde an ausgewählten Messstellen

Messstelle	Wirkstoff	$> 0,1-1 \mu\text{g/l}$	$> 1 \mu\text{g/l}$
Friedland OP	2,4 D		2
	2,4 DP	2	
Groß Gischow	Desethylatrazin	3	
	Metazachlor	2	
Hohen Wangelin P14	Simazin	1	
Fahrbinde	Isoproturon	2	
Liepen P11	Isoproturon	2	
Nadrensee UP	Metazachlor	1	

Überschreitungen der Qualitätsnorm wurden ebenfalls bei den Wirkstoffen Simazin und Isoproturon festgestellt. Bei Simazin betraf dies die Messstelle HoWa P14. Dies ist kein Einzelbefund an der Messstelle, sondern es wurden insgesamt noch 4 mal Konzentrationen im Bereich bis $0,1 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Die Norm für den Wirkstoff Isoproturon wurde an den Messstellen Liepen P11 und Fahrbinde überschritten. Die Überschreitungen traten jeweils im Frühjahr und Herbst 2006 auf. Der höchste gemessene Wert wurde für 2,4 D (=Dichlorphenoxyessigsäure) an der Messstelle Friedland OP mit $1,38 \mu\text{g/l}$ festgestellt.

Im Berichtszeitraum wurden auch Chlorpestizide nachgewiesen. So war p,p-DDT viermal im Bereich bis $0,1 \mu\text{g/l}$ nachzuweisen. P,p-DDT ist Hauptbestandteil von technischem DDT und im wesentlichen für die insektizide Wirkung des als Kontakt- und Fraßgift eingesetzten Mittels verantwortlich. Die Herstellung und der Vertrieb von DDT sind in der Bundesrepublik Deutschland seit dem 1. Juli 1977 verboten. Allerdings wird DDT in der Natur nur sehr langsam abgebaut, zudem beginnt sein Abbau in der Regel mit der Umwandlung in die ebenfalls sehr langlebigen Verbindungen DDE und DDD. Die Halbwertszeit von DDT im Boden beträgt bis zu ca. 17 Jahren.

Im Falle der Messstelle Bützow wurden in 2004 im Unterpegel bereits auch Spuren von DDD neben p,p-DDT gefunden. DDT und DDD werden im Boden stark an organischen Bodenbestandteilen und Tonmineralien adsorbiert und gelangen in der Regel kaum in das Grundwasser. Nur bei starken Niederschlägen können sie mit abgespülter Erde in Gewässer eingetragen werden. Im Berichtszeitraum fiel im Flächenmittel in M-V im Jahr 2004 der meiste Niederschlag, so dass hier aufgrund starker Niederschläge eine Verlagerung aus der Bodenzone stattgefunden haben könnte.

In den Folgejahren wurden an der Messstelle Bützow keine messbaren Befunde mehr festgestellt. Insgesamt lässt sich konstatieren, dass bei einer messstellenbezogenen Auswertung im Vergleich zum letzten Berichtszeitraum eine Verbesserung eingetreten ist. Während im Zeitraum 2000 - 2002 noch in rund 60 % der untersuchten Messstellen Pestizidrückstände gefunden wurden, waren es im Zeitraum 2003 - 2006 rund 20 %.

6.3 Ausblick auf die zukünftige Grundwasserüberwachung und -bewertung

Der vorliegende Bericht über die Grundwasserüberwachung im Zeitraum 2003 - 2006 konzentriert sich im Wesentlichen auf die bisher in der Gewässergüteüberwachung Mecklenburg-Vorpommerns angewandten Messnetze und Messprogramme. Ab 2007 gelten, wie für die Oberflächen-gewässer auch, neue, von der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Anforderungen an die Gewässerüberwachung.

Beim Grundwasser sind der chemische und der mengenmäßige Zustand zu bewerten. Die Bezugs-einheit für die Bewertung im Hinblick auf das Erreichen der Umweltziele sind die Grundwasserkörper. Diese sind definierte Grundwasservolumina innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter, die hinsichtlich der Beschaffenheit und der Belastungssituation möglichst homogene Einheiten darstellen.

Die von der WRRL geforderte repräsentative Überwachung und Bewertung der Grundwasserkörper konzentriert sich vor allem auf den oberen zusammenhängenden Hauptgrundwasserleiter. Die Überwachungsstellen für den chemischen Zustand des Grundwassers innerhalb eines Grundwasserkörpers geben ein repräsentatives Bild der Grundwasserbeschaffenheit. Die Überwachungswerte werden zu einer Aussage über den Grundwasserkörper als Ganzes aggregiert. Die Dichte des Messnetzes sowie die räumliche Verteilung der Messstellen ist abhängig von den geologischen/hydrogeologischen Verhältnissen des Grundwasserkörpers, der Flächennutzungsstruktur (Gefährdungssituation) und ggf. auch von den bisher bekannten Immissionsdaten sowie den spezifischen Eigenschaften der relevanten Stoffe.

Künftig wird das Grundwasser mittels

- eines operativen Beschaffenheitsmessnetzes,
- eines Überblicksmessnetzes Beschaffenheit und
- eines Messnetz zum quantitativen Grundwasserzustand überwacht.

Das Messnetz zur operativen Überwachung befindet sich in ausgewiesenen Belastungsgebieten des Grundwassers. Ziel der operativen Überwachung ist es, das Verhalten der für die Gefährdung maßgeblichen Schadstoffe im Grundwasser sowie signifikante Stoffeinträge in das Oberflächenwasser zu beobachten. Die operative Überwachung wird einerseits eine der Grundlagen für die Festlegung von Maßnahmen bilden und andererseits auch der Kontrolle der Wirksamkeit der Maßnahmenprogramme sowie der Trenduntersuchung dienen.

Die Überblicksüberwachung wird in allen Grundwasserkörpern vorgenommen und hat folgende Aufgaben:

- Einstufung der Grundwasserkörper in den guten/schlechten chemischen Zustand,
- Abschätzung, ob der gute chemische Zustand fristgemäß erreicht wird,
- Trendermittlung,
- Überwachung international grenzüberschreitender Grundwasserkörper sowie der Grundwasserkörper, in denen Trinkwasser entnommen wird,
- Erkennen natürlicher oder anthropogen verursachter Veränderungen der Grundwasserqualität,
- Validierung der Beschreibung der Grundwasserkörper und
- Bereitstellung von Informationen für die Abschätzung von Langzeitentwicklungen natürlicher Bedingungen und anthropogener Schadstoffgehalte.

Das Messnetz zur quantitativen Grundwasserüberwachung dient vor allem der Identifizierung von

- sinkenden Grundwasserständen infolge Übernutzung und klimatischen Änderungen,
- negativen Auswirkungen auf die mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Oberflächengewässer,
- signifikanten Schädigungen relevanter grundwasserabhängiger Landökosysteme und
- Salzintrusionen infolge Übernutzung.

Die Messnetze gewährleisten inklusive ihrer fortschreitenden Optimierung eine langfristig angelegte Überwachung des Grundwassers, da nur so eine Erfassung der zeitlichen Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit möglich ist. Deshalb wurden die Messstellen auch im Hinblick auf ihre lange Nutzbarkeit und Lebensdauer ausgewählt.

Literaturverzeichnis

Kapitel 1: Die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union vom 22. Dezember 2000

Rat der Europäischen Union (2007): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Interinstitutionelles Dossier: 2006/0129 vom 21. Februar 2007

Kapitel 3: Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern 1995: Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz (1995): 148 S. u. Anlagen.

Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern 2003: Hrsg.: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei (2003): 77 S. u. Anlagen.

Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern 2005, Kurzbericht: Hrsg.: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei (2005): 35 S.

Bachor, A., Hochfeldt, K.-D. & G. Schoknecht (2002): Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen für den Zeitraum 1975-1999. Teil I: Physikalisch-chemische Kenngrößen. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, Nr.01/2002, 184 S. u. Anlagen auf CD

Bachor, A. (2007): Der Einfluss der Landbewirtschaftung auf den Stoffhaushalt von Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf dem Tag der Hydrologie, Rostock 22.-23. März 2007, Tagungsband erschienen in der Schriftenreihe „Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“ der Universität Rostock, S. 23-40
BBA (2001): Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis Teil 1, 49. Auflage, ISSN 0178-059X, Hrsg.: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Braunschweig, 367 S.

Biele, S., Müller, D. & Schröder, A. (2005): Neugestaltung der Messnetze zur Erfassung der Gewässergüte der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns – Konfiguration nach WRRL. Abschlussbericht. Umweltplan GmbH, Stralsund/Güstrow, 43 S. + Anhang

BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt, Auswertung der Untersuchungsergebnisse; Bericht des Bund/Länderaussschusses für Chemikaliensicherheit (BLAC) an die 61. Umweltministerkonferenz am 19./20. November 2003 in Ham-

burg.

BLMP (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee, Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik, Januar 2007, 31 S. + Anlagen

Börner, R., Bönsch, R. Fadschild, K., Gosselck, F. & 10 weitere Autoren (1994): Ein Beitrag zur Biologie der Warnow, eines norddeutschen nacheiszeitlichen Tieflandflusses. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2, 56-92.

Börner, R. (2003): Die Warnow – ein natürlich rückgestautes Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 17./18. Juni 2003, BfG-Veranstaltung 4/2003

Brügmann, L. (2007): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küsten- und Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (2006), Unter- und Oberwarnow, Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 68 S. + Anlagen

Busch, K.-F., D. Uhlmann & G. Weise (1986): Ingenieurökologie, Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 409 -411.

Carstens, M., Thiele, V., Degen, B., Berlin, A. (2005): Erhebung biologischer Gütedaten für die Bestandsaufnahme gemäß Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. Wasser und Abfall 3,16-21.

Chorus, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In (Hrsg.) Jaeger, D. & R. Koschel (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena New York, 21-28.

Dieckmann, M., Dußling, U. & R. Berg (2006): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FiBS). Hinweise zur Anwendung. In Zusammenarbeit mit dem VDFF-Arbeitskreis „Fischereiliche Gewässerzustandsbewertung“. LAWA-Projekt O 1.04. Downloadmöglichkeit von der Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen

DIN 38410, Teil 1 (1987): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, 13 S.

DIN 38410, Teil 2 (1990): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobi-

enindex (M 2). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin, 18 S.

DIN 38410-1 (2004): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). Ersatz für DIN 38410-1 (1987) und DIN 38410-2 (1990). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V., 62. Lieferung 2005, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 80 S.

Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 331 vom 15.12.2001

EU (2007): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, 21.02.2007

Ferguson, J. E. (1990): The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. pp. 614

Gewässergütebericht 1993 (1994): Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern nach dem Sauerstoffhaushalt und der organischen Belastung. Stand April 1994. In: Gewässergütebericht 1993, Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg Vorpommern, erarbeitet von den Abteilungen Wasserwirtschaft des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern und der Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur. Herausgeber: Der Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 130 S. und Anlagen

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1998/1999 (2001): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 106 S. und Anlagen auf CD-ROM.

Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2000/2001/2002 (2004): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 156 S. und Anlagen auf CD-ROM.

Gütebericht der Elbe 2005: Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 67 S., Download: <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/DBerichte.php>

Heise, S., Baborowski, M., Förstner, U., Krüger, F., Schwandt, D. & R. Schwartz (2007): Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbe-Einzugsgebiet. Studie im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und der Hamburg Port Authority, 349 S.

Kahle, P., Tiemeyer, B., Deutsch, B. & B. Lennartz (2006): Untersuchungen zum Stickstoffaustrag über Dränung in einem nordostdeutschen Tieflandeinzugsgebiet, Wasserwirtschaft 6/2007, 25-29.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. – Chemische Gewässergüteklassifikation

LAWA (1999): Vorschlag für ein Klassifizierungssystem zur Bewertung der Trophie planktondominierter Fließgewässer. Unveröff. Arbeitspapier aus dem LAWA-Arbeitskreis „Biologische Gewässerbewertung Fließgewässer“

LAWA (2002): Methode zur Klassifikation der Trophie planktonführender Fließgewässer. Ergebnisse der Erprobungsphase. Unveröff. Abschlussbericht, bearbeitet vom LAWA-Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer“

LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenpapier, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten, Stand: 7.03.2007.

LUNG (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, Nr. 2/2002

LUNG (2005): Fließgewässertypisierung in Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, Heft 3/2005

LUNG (2007): Monatsberichte zur Lage im Wasserhaushalt – Wassermenge, Wasserbeschaffenheit. Monatlich erscheinende Berichte des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie.

Marcinek, J. & B. Nietz (1973): Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. Gotha/Leipzig.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Stand Mai 2006. Download: www.fliessgewaesserbewertung.de

Merkel, B. & B. Sperling (1996/1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I u. II. in: Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Hefte 110 u. 117, Wirtsch.- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn.

Mischke, U. & H. Behrendt (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Stand 2006. Weißensee Verlag, Berlin Download: www.igb-berlin.de/abt2/Mitarbeiter/Mischke; Druckversion erschienen 2007 im Weißensee-Verlag, Berlin

Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Rödiger, S. & S. Jähnig (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. Texte des Umweltbundesamtes 11/03, Berlin

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & J. Foerster (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Makrophyten und Phyto-benthos, Stand 2006. Download: http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/index.htm

Scheffer, F. & P. Schachtschnabel (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag Stuttgart, 491 S.

Schudoma, D. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94, 131 S.

SRU (2007): Arzneimittel in der Umwelt, Stellungnahme des Sachverständigenrates für Umweltfragen Nr. 12, April 2007

Tiemeyer, B., Kahle, P. & B. Lennartz (2006): Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales, *Agriculture Water Management*, 85 (1-2), 47-57.

UBA (1999): Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Texte des Umweltbundesamtes 76/99, Berlin.

UBA (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Texte des Umweltbundesamtes 15/03, Berlin.

WRRLUVO M-V (2003): Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRLUVO M-V) vom 22. Dezember 2003. Gesetz- und Verordnungsblatt für Mecklenburg-Vor-

pommern 2004 Nr. 1, S. 14ff.

Kapitel 4: **Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer**

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).

Baier, B. & A. Zenker (2005): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. *Limnologie Aktuell* 11: 121 - 135.

DWA-M 606 (2006): Grundlagen und Maßnahmen zur Seentherapie. DWA-Merkblatt, 114 S., ISBN 978-3-939057-61-1

Ehlers, K. & S. Bruns (2003): Externe Phosphor-Eliminierungsanlagen mit dem Bodenfiltersystem Neptun. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Braunschweig, 2002, 717 - 722.

Gewässergütebericht 1998/1999 Mecklenburg-Vorpommern (2001): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin, (106 S.)

Gewässergütebericht 2000/2001/2002 Mecklenburg-Vorpommern (2004): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Güstrow, (159 S.)

Gewässerüberwachungserlass (1993): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Erlass vom 05.05.1993 in jährlicher Fortschreibung

Gonsiorczyk, T.; Kasprzak, P.; Krienitz, L. & R. Koschel (2006): Untersuchung zur Verbesserung der Trophiesituation im Breiten und Schmalen Lüzin (Mecklenburg-Vorpommern). Ergebnisbericht 2006 i.A. StAUN Neubrandenburg, 53 S. & Anlagen.

Informus GmbH (2004): Entwicklung eines Kartierverfahrens zur Bestandsaufnahme des Strukturzustandes der Ufer von Seen ≥ 50 ha in Mecklenburg-Vorpommern. Unveröff. Endbericht i.A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 38 S. & Anlagen

Kasprzak, P., Koschel, R. & L. Krienitz (2006a): Trophiesituation 2006 und Langzeitentwicklung trophischer Kriterien im Feldberger Haussee. IGB, Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Ergebnisbericht 2006 i.A. StAUN Neubrandenburg, 17 S.

- Kasprzak, P., Koschel, R. & L. Krienitz (2006b): Trophieentwicklung Tollensees und Lieps: Langzeitentwicklung und Grundlagen zur Sanierung und Restaurierung. Ergebnisbericht i.A. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und StAUN Neubrandenburg, 29 S. & Anhang.
- Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Schulz, M. & G. Wauer (2006): Nachhaltigkeitsuntersuchung der Restaurierung Tiefwarenses. Ergebnisbericht 2006 i.A. StAUN Neubrandenburg, 20 S. & Anlagen.
- Kollatsch, R.-A., Kuchler, A., Olbert, C. & K. Hölzl (2006): Kartierung und Bewertung der Struktur von Standgewässerferozonen in Mecklenburg-Vorpommern. Wasserwirtschaft 7-8: 78 - 82.
- Korczynski, I., Müller, J. & J. Mathes (2003): Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Braunschweig 2002 (ISBN-Nr. 3-9805678-6-9): 52 - 57.
- Koschel, R., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Rossberg, R. & G. Wauer (2005): Hypolimnetic Al- and CaCO₃- application for restoration of a stratified eutrophic hardwater lake (Lake Tiefwarenses, Mecklenburg-Vorpommern, Germany). Verh. Intern. Verein. Limnol. 29: 7-12.
- Koschel, R., Dittrich, M., Casper, P., HEISER, A. & R. Rossberg (2002): Induced hypolimnetic calcite precipitation - ecotechnology for restoration of stratified eutrophic hardwater lakes. Verh. Intern. Verein. Limnol. 27: 3644-3649.
- Krüger, O., Schlungbaum, G. & E. Schubert (2000): Die Sanierung und Restaurierung des Neustädter Sees - ein Konzept aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Rostock 1999, 621-625.
- LAWA (1999): „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 74 S.
- LAWA (2001): „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ - Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 35 S.
- LAWA (2003): „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 27 S.
- Mathes, J. (2006): Die Entwicklung eines landesweiten Sanierungs- und Restaurierungsprogramms in Mecklenburg-Vorpommern. Beitr. zur angew. Gewässerökologie Norddt. 5: 39 - 51.
- Mathes, J. & I. Korczynski (2000): Das Sanierungs- und Restaurierungsprogramm der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Wasser, Luft und Boden 5: 24 - 27.
- Mathes, J., Korczynski, I. & J. Müller (2003): Shallow lakes in Northeast Germany – trophic situation and restoration programmes. Kluwer Academic Publishers, Hydrobiologia 506 - 509: 797 – 802.
- Mathes, J., Korczynski, I., Müller, J. & B. Tonn (2006): Monitoringprogramm Seen in Mecklenburg-Vorpommern – Konfiguration nach Wasserrahmenrichtlinie. Internes Konzept Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 10 S. & Anhang.
- Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R. & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002: 15 - 24, ISSN 1434-6834.
- Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11: 28 - 36.
- Mathes, J., Venebrügge, G. & I. Korczynski (1999) : Grundlagen für ein Sanierungs- und Restaurierungskonzept der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Materialien zur Umwelt, Heft 2/99 (21 S., 8 Anl.).
- Menzel, J.-P. (2003): Machbarkeitsstudie zur Verbesserung der Trophielage des Conventer Sees durch Öffnung der Jemnitzschleuse. IHU, Groß Upahl, i.A. StAUN Rostock, 32 S. & Anhang.
- Mietz, O. (2005): Restauration Jabeler See. IaG GmbH, Seddiner See, Genehmigungsplanung i.A. Gemeinde Jabel, Amt Seenlandschaft Waren, 33 S. & Anhang.
- Nagel, C. (2006): Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen im Dammsee bei Nadrensee. Kurzfassung im Tagungsband zur Dienstberatung Gewässerkundl. Landesdienst Mecklenburg-Vorpommern vom 01.11. – 02.11.2006 in Demmin.
- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. & U. Riedmüller (2005): Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons. Limnologie aktuell 11: 105 - 120.
- Ramson, L. (2002): Tiefenwasserentnahme Dabelowsee – Vorplanung. IGN – Ingenieur-Gesellschaft Neubrandenburg mbH, Studie i.A. WBV „Obere Havel“, 19 S. & Anhang

Sandrock, S. & E.-M. Scharf (2006a): Untersuchungen zum Effekt und zur Nachhaltigkeit einer Nährstofffällung im Großen Weißen See aus den Jahren 2005 und 2006. bioplan, Ostseebad Nienhagen i.A. StAUN Neubrandenburg, 8 S.

Sandrock, S. & E.-M. Scharf (2006b): Untersuchungen zum Effekt und zur Nachhaltigkeit einer Nährstofffällung im Schwandter See. bioplan, Ostseebad Nienhagen i.A. StAUN Neubrandenburg, 8 S.

Sandrock, S. & E.-M. Scharf (2006c): Untersuchungen zum Effekt und zur Nachhaltigkeit einer Nährstofffällung im Pragsdorfer See aus den Jahren 2005 und 2006. bioplan, Ostseebad Nienhagen i.A. StAUN Neubrandenburg, 10 S.

Sandrock, S. & E.-M. Scharf (2006d): Erfolgskontrolle der Restaurierung des Probst Jesarer Sees. bioplan, Ostseebad Nienhagen, i.A. StAUN Schwerin, 19 S & Anhang.

Scharf, E.-M. & S. Sandrock (2002): Limnologisches Gutachten zur Vorbereitung der Sanierung des Möllener Sees. bioplan, Groß Stove i.A. StAUN Rostock, 70 S. & Anlagenband.

Scharf, E.-M. & S. Sandrock (2003): Limnologisches Gutachten in Vorbereitung einer Sanierung /Restaurierung des Kirch Rosiner Sees. bioplan, Groß Stove i.A. StAUN Rostock, 60 S. & Anhang.

Scharf, E.-M. & S. Sandrock (2006): Unterlagen zur Vorbereitung und Begleitung der Restaurierung des Siedenbollentiner Sees durch Tonapplikation im Jahr 2006. bioplan, Ostseebad Nienhagen i.A. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Seenreferat, 19 S & Anlagen.

Scharf, E.-M., Sandrock, S. & F. Fechner (2000): Möglichkeiten und Grenzen einer Tiefenwasserbelüftung in einem Stadtsee - 8 Jahre Betrieb des TIBEAN im Glambecker See in Neustrelitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Rostock 1999: 641 - 645.

Schaumburg, J., Schranz, C., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Foerster, J.; Gutowski, A., Schneider, S., Köpf, B. & U. Schmedtje (2005): Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen – Das deutsche Bewertungsverfahren: Entwicklung, Praxistest und Ausblick. Limnologie aktuell 11: 63 - 75.

Schauser, I., Mathes, J., Scharf, B. & M. Hupfer (2002): Entscheidungsfindung und Entscheidungshilfen bei der Seentherapie. Wasser & Boden 54/9: 14 - 20.

Kapitel 5: Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

Bachor, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Heft 2/2005, 213 S. und Anlagen auf CD-ROM. Herausg.: LUNG

Bachor, A. & Ch. Schöppe (2004): Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990-1998). In: Schernewski, G. & T. Dolch (2004): The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive, Marine Science Reports of the Baltic Sea Research Institute No. 57 (2005), pp. 1-15.

Bachor, A. (2005): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – ein Belastungsanalyse. Rostocker Meeresbiolog. Beiträge, Heft 14 „Sanierungsstrategien in Küstengewässer“, S. 17-32.

Bachor, A. (2007): Die Eutrophierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und flächenspezifische Nährstoffeinträge aus ihren Einzugsgebieten. Vortrag auf der Kulturtechnik-Tagung „Ostseever Verschmutzung und Flächenentwässerung“ der Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen, Band 6, S. 23-40.

Bachor, A., Weber, M. v. & A. Schumann (2007): Gewässerschutzfachliche Bewertung und Handlungsempfehlungen für die Sanierung der Darß-Zingster Boddenkette. Vortrag auf dem Symposium des LUNG zur Sanierung der Darß-Zingster Boddenkette http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/publikation/publikation_download.php3

Biele, St., Thomas, M., Quandt, T. & B. Voigt (2005): Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette. Rostocker Meeresbiolog. Beiträge, Heft 17 „Sanierungsstrategien in Küstengewässer III“, S. 7-17.

Biele, St. (2007): Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette. Teilbericht I: Restaurierungsbedarf und Ausweisung der Restaurierungsbereiche Vortrag auf dem Symposium des LUNG zur Sanierung der Darß-Zingster Boddenkette http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/publikation/publikation_download.php3

Bioplan (2006): Neugestaltung der Überwachung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – Konfiguration nach WRRL, Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), 46 S.

BLMP (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee. Handlungsempfehlungen

zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Unveröff. Handlungsempfehlungen der ARGE Bund-/Länder-Messprogramm zur Überwachung von Nord- und Ostsee.

Blümel, C., Domin, A., Krause, J. C., Schubert, M., Schiewer, U. & H. Schubert (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 9, 112 S.

Brüggemann (2004): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küsten- und Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommern (2003) – Kleines Haff, Peenestrom u. Zuflüsse – , Bericht i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), 20 S. + Anlagen

Brüggemann (2005): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (2004) – Strelasund & Greifswalder Bodden – , Bericht i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), 30 S. + Anlagen

Buckmann, K., Duwe, A., Fey, U., Gebhardt, U., Hellmann, B., Post, J. & A. Weidauer (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. In: Lampe, R. (Hrsg.): Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse (GOAP). Greifswalder Geographische Arbeiten, 16 (1998), S. 12-41.

Dahlke, S. (2003): Beitrag zur Analyse der Nordrügenschens und Hiddenseer Boddengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE), Forschungsbericht der Universität Greifswald im Auftrag des LUNG, 62 S.

Dahlke, S., Sagert, S. & L. Brüggemann (2004): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilbereich Ostsee. Umweltbundesamt Texte 38/04, S. 255-541.

Dahlke, S. (2006): Sequentielle Phosphorextraktion – Teilprojekt zu „Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette“. Bericht der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald im Auftrag des Landkreises Nordvorpommern, 29 S.

DMM (2001): Die Darß-Zingster Bodden, Schriftenreihe "Meer und Museum" des Deutschen Meeresmuseums, Band 16.

DMM (2005): Strelasund und Kubitzer Bodden. Schriftenreihe "Meer und Museum" des Deutschen Meeresmuseums, Band 18.

Feistel, R., Lass, U. & G. Nausch (2003): Salzwassereintruch Januar 2003 (<http://www.io-warnemuende.de>).

Fürhaupter, K., & T. Meyer (2005): Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2004). Praxistest einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Marilim, Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (unveröff.), 83 S.

Fürhaupter, K., Reincke, T., Wilken, H., Meyer, T. (2006): Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2005). 2. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Marilim, Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (unveröff.), 97 S.

Fürhaupter, K., Wilken, H., Berg, T., Meyer, T. (2007): Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2006). 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Marilim, Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (unveröff.), 141 S.

Gercken, J. (1996): Muscheln als biologische Indikatoren der marinen Schadstoffbelastung - Studie zum Schadstoffmonitoring in Biota und zur Bedeutung exogener und endogener Faktoren als Modulatoren der Akkumulation und Wirkung von Schadstoffen. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 1-81.

Gosselck, F., Arlt, G., Bick, A., Bönsch, R., Kube, J., Schroeren, V. & J. Voss (1996): Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. In Merck, T. & H. v. Nordheim (1996): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48, Hrsg. Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, 41-51.

HELCOM (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation, Baltic Sea Environment Proceedings No. 45, pp. 154

HELCOM EUTRO (2005): HELCOM project Development of tools for a thematic eutrophication assessment (HELCOM EUTRO) (<http://www.helcom.fi>)

HELCOM (2007): Baltic Sea Action Plan, HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15. November 2007, 101 S. (http://www.helcom.fi/BSAP/en_GB/intro/)

IfAÖ (2004): Küstenmonitoring Zoobenthos - Bericht 2003. Unveröff. Bericht des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

IfAÖ (2005): BENTHOS – Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns – Teilvorhaben:

Monitoring Makrozoobenthos - Bericht über das Untersuchungsjahr 2004. Unveröff. Bericht des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

IfAÖ (2006): BENTHOS – Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns – Teilvorhaben: Monitoring Makrozoobenthos - Bericht über das Untersuchungsjahr 2005. Unveröff. Bericht des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

IfAÖ (2007): BENTHOS – Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns – Teilvorhaben: Monitoring Makrozoobenthos – Bericht über das Untersuchungsjahr 2006. Unveröff. Bericht des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

Koch, M. & S. Nehring (2007): Rüstungsaltslasten in den deutschen Küstengewässern – Vorschläge für Sanierungsstrategien im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In Sanierungsstrategien in Küstengewässern III, Schubert, H. et al. (Hrsg.) 2007. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, Heft 17, 39-54.

Kononen, K. & M. Elbrächter (1996): Toxische Plankton-Blüten. In Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten, Jose L. Lozan et al. (Hrsg.) 1996, 138-142.

Lampe, R. (1998): Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse (GOAP). Greifswalder Geographische Arbeiten, 16 (1998), 490 S.

LANU (2007): Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser der westlichen Ostsee im September 2007, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holsteins. In MURSYS – Meeresumwelt-Reportsystem (<http://www.bsh.de/de/Meresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/index.jsp>).

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. – Chemische Gewässergüteklassifikation

LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenpapier, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten, Stand: 7.03.2007.

Leipe, T., Eidam, J., Lampe, R., Meyer, H., Neumann, T., Osadczuk, A., Janke, W., Puff, T., Blanz, T., Gingele, F. X., Dannenberg, D. & G. Witt (1998): Das Oderhaff – Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und

anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. Meereswiss. Berichte Nr. 28, 61 S. und Anhang

LU (2006): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern 2007, Fortschreibung Erlass vom 10. März 2006, Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, 2 S. u. Anlagen

LUA (1999): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Studien und Tagungsberichte, Band 20/21, Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg; 196 S.

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 Mecklenburg-Vorpommern. 159 S.

Meyer, A.-K. & 25 Mitautoren (2002): Die Belastung der Oder, Ergebnisse des Internationalen Oderprojektes (IOP). Universität Hamburg im Auftrag des Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), 118 S.

Meyer, T. & B. Weller (2004): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2003. Marilim, unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

Meyer, T. & B. Weller (2005): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2004. Marilim, unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

Meyer, T., Weller, B. & S. Krause (2006): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2005. Marilim, unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

Meyer, T., Heesch, S. & K. Fürhaupter (2003): BENTHOS (2003) – Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns – Teilvorhaben Makrophytenmonitoring. Marilim, unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

Meyer, T., Berg, T. & K. Fürhaupter (2007): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie – Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Marilim, unveröff. Bericht im Auftrag der Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie.

Minning, M. (2004): der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs. In: Schernewski, G. & T. Dolch (2004): The Oder Estuary – against the background

- of the European Water Framework Directive, Marine Science Reports of the Baltic Sea Research Institute No. 57 (2005), 179-222.
- Nausch, G., Feistel, R., Lass, H. U., Nagel, K. & H. Siegel (2004): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2003, Bericht des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde i. A. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 78 S.
- Nausch, G., Feistel, R., Lass, H. U., Nagel, K. & H. Siegel (2005): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2004, Bericht des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde i. A. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 78 S.
- Nausch, G., Feistel, R., Lass, H. U., Nagel, K. & H. Siegel (2006): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2005, Bericht des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde i. A. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 82 S.
- Nausch, G., Feistel, R., Lass, H. U., Nagel, K. & H. Siegel (2007): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2006, Bericht des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde i. A. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 91 S.
- Nehring, S. & M. Koch (2006): Gefahr aus der Tiefe – Die Mythenbildung um die Munition im Meer. *Waterkant* 4/2006, 21-25.
- Quandt, T. (2007): Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette. Teilbericht II: Sedimententnahme und -unterbringung. Vortrag auf dem Symposium des LUNG zur Sanierung der Darß-Zingster Boddenkette. http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/publikation/publikation_download.php3
- Reimers, H.-C. (2005): Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern – Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Friedrich, G. & R. Kinzelbach (Hrsg.). *Limnologie aktuell*, Bd. 11, 37-45.
- Rumohr, H. (1996): Veränderungen des Lebens am Meeresboden. In *Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten*. Jose L. Lozan et al. (Hrsg.) 1996, 162-168.
- Schernewski, G. & M. Wielgat (2001): Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C.A. (ed.): *Coastal Engineering: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions*. Witpress, Southampton, 87-98.
- Schernewski, G. & T. Dolch (2004): The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive, Marine Science Reports of the Baltic Sea Research Institute No. 57 (2005), pp. 288
- Schernewski, G. & T. Neumann (2005): The trophic state of the Baltic Sea a century ago: A simulation study. *Journal of Marine Systems*, 53: 109-124
- Schernewski, G., Neumann, T. & M. Wielgat (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.*, Heft 15, 7-23
- Schlunbaum, G., Baudler, H., Krech, M. & B. Kwiatowski (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Heft 1/2001, 209 S. Herausg.: LUNG
- Schories, D., Selig, U., & H. Schubert (2006): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Teil A: Äußere Küstengewässer. *LAWA Forschungsbericht*, 187 S. (unveröff.).
- Schubert, H., Blümel, C., Eggert, A., Rieling, T., Schubert, M., Selig, U. (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. *BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014* (unveröff.), 167 S.
- Selig, U., Sagert, S. & T. Reincke (2006): Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330678* (unveröff. Zwischenbericht), 34 S.
- SEPA (2000): *Coasts and Seas* (Report No. 5052). Swedish Environmental Protection Agency, 138 S.
- Smith, V. H. (2006): Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 51 (1, part 2): 377-384.
- Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C.P., Larsson, U., Kratzer, S., Fouilland, E., Janzen, C., Lee, J.-Y., Grenz, C., Newton, A., Ferreira, J.G., Fernandes, T. & S. Scory (2003): Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23: 1635-1671.
- UBA (2004): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilbereich Ostsee von Dahlke, S. Sagert, S. & L. Brüggemann, S. 255-541.
- Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H. & M. L. Zettler (2002): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2001. – *Meereswiss. Ber. Warnemünde*, 64, 1-78.

Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H. & M. L. Zettler (2005): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2004. – Meereswiss. Ber. Warnemünde, 51, 1-80.

Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H. & M. L. Zettler (2006): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2005. – Meereswiss. Ber. Warnemünde, 69, 1-78.

Weber, M. von, Voß, J. & M. L. Zettler (2005): Makrozoobenthos. In: Messprogramm Meeresumwelt: Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee. Hamburg, Rostock: Bundesamt für Seeschifffahrt u. Hydrographie (Bund-Länder-Messprogramm Meeresumwelt; 4) 243-259.

Wielgat, M. (2002): Compilation of Nutrient Loads für the Szczecin Lagoons. In: Baltic Coastal Ecosystems - Structure, Function and Coastal Zone Management, Springer, Editors: Schernewski, G. & U. Schiewer, pp. 75-91.

Wielgat, M. & Z. Witek (2004): A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In: Schernewski, G. & T. Dolch (2004): The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive, Marine Science Reports of the Baltic Sea Research Institute No. 57: 99-125.

Kapitel 6: Die Beschaffenheit des Grundwassers

DVWK (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasser-beschaffenheitsdaten. - DVWK-Schrift 89

EG (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.-Europäische Union,Brüssel.

FUGRO (2006): Lokalisierung repräsentativer Messstellen für die überblicksweise Güteüberwachung der Grundwasserkörper gemäß Nr. 2.4. Anhang V EU-WRRL.- Bericht der FUGRO CONSULT GMBH vom 11.09.2006 an das LUNG M-V, Berlin.

HGN (1998): Hydrogeologisches Gutachten zur Gefährdung der Böden und des Grundwassers durch Altstandorte mit Massentierhaltung (am Beispiel Hohen Wangelin) .-Bericht der HGN Hydrogeologie GmbH an das GLA M-V vom 16.03.1998, Schwerin.

HYDOR (2005): Regionalisierung von stofflichen Grundwasserbelastungen in Mecklenburg-Vorpommern. - Bericht der HYDOR Consult GmbH vom 28.02.2005 an das LUNG M-V, Berlin (unveröff.).

HYDOR (2006): Grenzüberschreitendes Gewässer-Monitoring des grenznahen Raumes der Euroregion POMERANIA , Regionale Analyse der Grundwasserbeschaffenheit.-Bericht der HYDOR Consult GmbH an den Landkreis Uecker-Randow vom 27.01.2006, Berlin.

Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F. & S. Hannapel (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.-Schriftenreihe des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Band 47, Jülich.

TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung).- In: BGBl.I, Nr. 24 vom 28.05.2001, S. 959

UWG (1997): Regionalisierung hydrochemischer Konzentrationen im Grundwasser des Landes Mecklenburg-Vorpommern. – Bericht der UWG-GmbH Berlin vom 25.02.1997 an das LUNG M-V, Berlin.

Abbildungsverzeichnis

Kapitel 1: Die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern

Abb. 1.1:	Die Flussgebietseinheiten (FGE) in Deutschland	18
Abb. 1.2:	Mecklenburg-Vorpommerns Anteil an den Flussgebietseinheiten	19
Abb. 1.3:	Die Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern	19

Kapitel 2: Meteorologisch-hydrologische Verhältnisse

Abb. 2.1:	Monatsmittel der Lufttemperatur an den Stationen Schwerin, Warnemünde und Ueckermünde, Quelle: Deutscher Wetterdienst	22
Abb. 2.2:	Monatliche Sonnenscheindauer an den Stationen Schwerin, Warnemünde und Greifswald, Quelle: Deutscher Wetterdienst	23
Abb. 2.3:	Monatliche Gebietsniederschläge für Mecklenburg, Vorpommern und Mecklenburg-Vorpommern, Quelle: Deutscher Wetterdienst	25
Abb. 2.4a:	Monatliche Durchflüsse an den Stationen Garlitz/Sude, Laave/Rögnitz und Börzow/Stepenitz	27
Abb. 2.4b:	Monatliche Durchflüsse an den Stationen Güstrow/Nebel, Klempenow/Tollense und Pasewlk/Uecker	28

Kapitel 3: Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

Abb. 3.1:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Stepenitz der FGE Schlei/Trave	36
Abb. 3.2:	Die Wittbeck oberhalb von Wittbeck südlich von Bad Doberan	38
Abb. 3.3:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Küste West der FGE Warnow/Peene	40
Abb. 3.4:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Warnow der FGE Warnow/Peene	45
Abb. 3.5:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Küste Ost der FGE Warnow/Peene	49
Abb. 3.6:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Peene der FGE Warnow/Peene	53
Abb. 3.7:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow der FGE Oder	57
Abb. 3.8:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Sude der FGE Elbe	61
Abb. 3.9:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Elde der FGE Elbe	65
Abb. 3.10:	Zustandseinschätzung von Fließgewässern im Bearbeitungsgebiet Obere Havel der FGE Elbe	68
Abb. 3.11:	Klassifizierungsergebnisse für Orthophosphat-Phosphor nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 1980-2006	69
Abb. 3.12:	Landesweiter Überblick der Klassifizierungsergebnisse für Orthophosphat-Phosphor nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 2003-2006	70
Abb. 3.13:	Klassifizierungsergebnisse für Ammonium-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 1980-2006	71
Abb. 3.14:	Landesweiter Überblick der Klassifizierungsergebnisse für Ammonium-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 2003-2006	72
Abb. 3.15:	Klassifizierungsergebnisse für Nitrat-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 1980-2006	73
Abb. 3.16:	Landesweiter Überblick der Klassifizierungsergebnisse für Nitrat-Stickstoff nach LAWA (1998) in Fließgewässern MVs für den Zeitraum 2003-2006	73
Abb. 3.17:	Schwebstoffgewinnung mittels Durchflusszentrifuge CEPA Z 61, auf Teflonfolie abgeschiedene Schwebstoffe aus der Warnow	78
Abb. 3.18:	Quecksilber-Gehalte in Schwebstoffen der Warnow, Peene und Elde, 50-Perzentilwerte	80
Abb. 3.19:	Zink-Gehalte in Schwebstoffen der Warnow, Peene und Elde, 50-Perzentilwerte	80
Abb. 3.20:	AK-Gehalte in Schwebstoffen der Warnow, Peene und Elde, 50-Perzentilwerte	84
Abb. 3.21:	Befundhäufigkeiten von Isoproturon und Chlortoluron an Trendmessstellen MVs	89
Abb. 3.22:	Befundhäufigkeiten von Simazin und Terbutylazin an Trendmessstellen MVs	90
Abb. 3.23:	Ergebnisse der Fließgewässerbewertung nach altem und neuem, typspezischen Saprobienindex (oben) und anhand des typspezifischen Standorttypieverfahrens (unten)	96
Abb. 3.24:	Zukünftige Bewertung des Gütezustandes nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie	99

Kapitel 4: Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer

Abb. 4.1:	Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Schlei/Trave	102
Abb. 4.2:	Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene	102
Abb. 4.3:	Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Oder	103
Abb. 4.4:	Territoriale Verteilung der Seen ab 50 ha in der Flussgebietseinheit Elbe	104
Abb. 4.5:	Territoriale Verteilung der im Zeitraum 2003-2006 klassifizierten Kleinseen mit Wasserflächen von 1 bis < 10 ha	106
Abb. 4.6:	Territoriale Verteilung der im Zeitraum 2003-2006 klassifizierten Seen und Seebecken mit Wasserflächen von 10 bis < 50ha	106
Abb. 4.7:	Anzahl und Fläche der im Zeitraum 1995-2006 klassifizierten Seen im Vergleich zum Seeninventar in Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von Seengrößenklassen	109
Abb. 4.8:	Territoriale Verteilung der Seen mit abgeschlossenen bzw. laufenden Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen im Zeitraum 1999-2006	111
Abb. 4.9:	TIBEAN - Anlage auf dem Tiefwareensee (Foto IGB, 2002)	112
Abb. 4.10:	Entwicklung der Trophiesituation im Tiefwareensee vor, während und nach den Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen	112
Abb. 4.11:	Ostufer Schwandter See (Foto bioplan GmbH, 2003)	113
Abb. 4.12:	Entwicklung der Trophiesituation im Schwandter See vor und nach der P-Fällung	113
Abb. 4.13:	Entwicklung des Makrophytenbestands im Schwandter See im Untersuchungszeitraum 2003 - 2006 (Erfassung durch bioplan GmbH, Ostseebad Nienhagen)	114
Abb. 4.14:	Hilfsweise Einstufung des ökologischen Zustandes von Seen über die Bewertung der Trophie nach LAWA (1999)	115
Abb. 4.15:	Vorläufige typbezogene Einstufung des ökologischen Zustandes der Wasserkörper der für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Standgewässer in Mecklenburg-Vorpommern	116
Abb. 4.16:	Schematische Darstellung der Bereiche des Kartierverfahrens zur Uferstruktur von Seen in Mecklenburg-Vorpommern (aus Informus GmbH, 2004).	116
Abb. 4.17:	Bewertung der homogenen Uferabschnitte des Jabeler Sees (Gesamtbewertung 3)	117

Kapitel 5: Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

Abb. 5.1:	Messnetz zur Erfassung der physikalisch-chemischen Komponenten und des Phytoplanktons in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns	120
Abb. 5.2:	Messnetz zur Erfassung der Makrophyten und des Makrozoobenthos in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns	121
Abb. 5.3:	Küstengewässerkörper in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder	122
Abb. 5.4:	Blick von der Insel Poel über die äußere Wismarbucht	125
Abb. 5.5:	Salzgehalt und Salzgradient im Oberflächen- und Bodenwasser der Mecklenburger Bucht im Zeitraum 2003 – 2006	126
Abb. 5.6:	Klassifizierung der bodennahen Sauerstoffkonzentrationen in den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder	128
Abb. 5.7:	Klassifizierung der Küstenwasserkörper nach MV-Richtlinie in den Flussgebietseinheiten Warnow/Peene und Oder	130
Abb. 5.8:	Entwicklung der Güteklassen nach MV-Richtlinie für Messstellen in Wismarbucht (WB1, WB6) und Mecklenburger Bucht (O22) im Zeitraum 1977-2006	131
Abb. 5.9:	Entwicklung der Güteklassen nach MV-Richtlinie für Messstellen in Unterwarnow (UW2), Warnowmündung (UW5) und östlicher Mecklenburger Bucht (O5) im Zeitraum 1975-2006	131
Abb. 5.10:	Mittlere Lindan-Konzentrationen in Miesmuscheln aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1994-2005	135
Abb. 5.11:	Blualgenentwicklung am 19.August 2006 in der Mecklenburger Bucht, im Fehmarnbelt und vor der Halbinsel Darß-Zingst	138
Abb. 5.12:	Dominante, blütenbildende und potentiell toxische Cyanobakterien-Arten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns	139
Abb. 5.13:	Gesamtzahl der bisher in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gefundenen Makrozoobenthos-Arten	140
Abb. 5.14:	Anzahl der Makrozoobenthos-Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMB nördlich Poel in 20 m Wassertiefe von 1996-2006	141
Abb. 5.15:	Anzahl der Makrozoobenthos-Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMB nördlich Poel in 15 m Wassertiefe von 1995-2006	142

Abb. 5.16:	Zwei Jungtiere der Porzellankrabbe <i>Pisidia longicornis</i> , gefunden im März 2006 auf der Station KMH nördlich Zingst in 20 m Wassertiefe	143
Abb. 5.17:	Blick über den Ribnitzer See auf Ribnitz (Foto: Kleeberg)	146
Abb. 5.18:	Peenestrom bei Wolgast, Blick vom Gewässerüberwachungsschiff „Strelasund“ auf die Wolgastbrücke, die das Festland mit der Insel Usedom verbindet (Foto: von Weber)	156
Abb. 5.19:	Blualgenentwicklung am 26. Juli 2006 in der Pommerschen Bucht, den Darß-Zingster Bodden, im Peenestrom und im Kleinen Haff (Daten: IOW H. Siegel, MODIS Rapid Response System)	159
Abb. 5.20:	Die kugelige <i>Microcystis</i> sp. als blütenbildende Cyanobakterien-Art in den Bodden und im Oderästuar (links), Aufrahmung von fädigen Blualgen an der Wasseroberfläche im Greifswalder Bodden (rechts)	160
Abb. 5.21:	Seegraspflanze inmitten Driftalgenmatten vor Zingst in 6 m Wassertiefe (links), an den Strand von Hiddensee getriebene Algen mit totem Hecht (rechts, Foto S. Dahlke 2003)	161
Abb. 5.22:	Miesmuscheln und Rotalgen konkurrieren im Tiefenbereich zwischen 6 - 10 m um das Hartsubstrat vor Sassnitz (links), im flacheren Wasser bis 4 m sind die Steine mit der Grünalge <i>Cladophora</i> bewachsen (rechts)	162
Abb. 5.23:	Anzahl der Makrozoobenthos-Arten (oben) und Anzahl der gefundenen Individuen (unten) auf der Station KMS nördlich Zinnowitz in 15 m Wassertiefe von 1995 - 2006	164

Kapitel 6: Die Beschaffenheit des Grundwassers

Abb. 6.1:	Datengrundlage für die Regionalisierung	167
Abb. 6.2:	Ausgewiesene Grundwasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern	168
Abb. 6.3:	Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Nitrat (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 – 2006 (unten)	170
Abb. 6.4:	Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum	171
Abb. 6.5:	Nitratkonzentrationen an der Messstelle Düssin im Zeitraum 2003 – 2006	171
Abb. 6.6:	Nitratkonzentrationen an der Messstelle Grebs OP im Zeitraum 2003 – 2006	172
Abb. 6.7:	Nitratkonzentrationen an der Messstelle Grebs Mpo, Mpu und UP im Zeitraum 2003 – 2006	172
Abb. 6.8:	Sondermessnetz „Hohen Wangelin“	173
Abb. 6.9:	Nitratkonzentrationen in Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin, messstellenbezogen für den Zeitraum 2003 – 2006	174
Abb. 6.10:	Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausgewählter Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin im Zeitraum 2000 – 2006	174
Abb. 6.11:	Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausgewählter Grundwassermessstellen im Raum Hohen Wangelin im Zeitraum 2000 – 2006	175
Abb. 6.12:	Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Ammonium (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 – 2006 (unten)	177
Abb. 6.13:	Häufigkeitsverteilung der Ammoniumkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum	178
Abb. 6.14:	Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Sulfat (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 – 2006 (unten)	179
Abb. 6.15:	Häufigkeitsverteilung der Sulfatkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum	180
Abb. 6.16:	Messstellen mit stark ansteigenden Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum	181
Abb. 6.17:	Messstellen mit stark abnehmenden Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum	181
Abb. 6.18:	Messstellen mit gleichbleibenden Sulfatkonzentrationen im Berichtszeitraum	181
Abb. 6.19:	Ergebnisse der Regionalisierung im Zuge der Bestandsaufnahme nach WRRL für Chlorid (oben) und kurzfristige Entwicklungstendenzen 2003 – 2006 (unten)	182
Abb. 6.20:	Häufigkeitsverteilung der Chloridkonzentrationen (Jahresmittelwerte) im Berichtszeitraum	183
Abb. 6.21:	Anzahl der Positivbefunde pro nachgewiesenem PSM-Wirkstoff	184

Tabellenverzeichnis

Kapitel 1: Die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern

Tab. 1.1:	Die Bearbeitungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern und ihr Flächenanteil an den Flussgebieten	17
-----------	--	----

Kapitel 3: Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

Tab. 3.1.1:	Definition der Gewässergüteklassen nach dem Standorttypieindex (LUNG 2002)	31
Tab. 3.1.2:	System zur Klassifizierung der Trophie in Fließgewässern nach LAWA (2002)	32
Tab. 3.2.1:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen sowie Mittel der Nitrat- und Orthophosphat-Klassifikation für Stepenitz, Maurine und Radegast nach LAWA 2002 und LAWA 1998	35
Tab. 3.3.1:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Küste West mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	39
Tab. 3.3.2:	Nährstoffkonzentrationen im Peezer Bach, aggregierte Daten für den Zeitraum 2003-2006	41
Tab. 3.3.3:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Warnow mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	43
Tab. 3.3.4:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für Warnow, Nebel und Mildenitz nach LAWA 2002	44
Tab. 3.3.5:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Küste Ost mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	47
Tab. 3.3.6:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Peene mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	51
Tab. 3.3.7:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für Peene, Trebel und Tollense nach LAWA 2002	52
Tab. 3.4.1:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	55
Tab. 3.4.2:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für Uecker, Randow, Zarow und Weißem Graben nach LAWA 2002	56
Tab. 3.5.1:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für die Elbe-Messstellen Mecklenburg-Vorpommerns nach LAWA 2002	58
Tab. 3.5.2:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Sude mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	60
Tab. 3.5.3:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Elde/Müritz mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	63
Tab. 3.5.4:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für die Elde nach LAWA 2002	64
Tab. 3.5.5:	Probestellen im Bearbeitungsgebiet Obere Havel mit einer guten Zustandsbewertung der beiden biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (Bewertungsbasis: typspezifischer Saprobienindex und STI-Trichopteren) und Makrophyten (Bewertungsbasis: STI-Makrophyten)	67
Tab. 3.5.6:	Chlorophyll-a-Sommerkonzentrationen und daraus abgeleitete Trophieklassen für Messstellen im Havelgebiet nach LAWA 2002	67

Tab. 3.6.1:	Klassifizierung der Fließgewässer nach „Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung“	69
Tab. 3.6.2:	Verteilung der LAWA-Güteklassen für Gesamt-Phosphor in Fließgewässern MVs in % für den Zeitraum 1994-2006	71
Tab. 3.6.3:	Verteilung der LAWA-Güteklassen für Gesamt-Stickstoff in Fließgewässern MVs in % für den Zeitraum 1994-2006	74
Tab. 3.6.4:	Anteil der im Zeitraum 2003-2006 untersuchten Fließgewässer mit und ohne Einhaltung der Orientierungswerte nach LAWA (2007) in %	74
Tab. 3.6.5:	Untersuchte Schadstoffparameter (Anzahl, Untersuchungsjahre, Messwerte)	75
Tab. 3.6.6:	Quecksilber-, Arsen-, Blei- und Cadmium-Konzentrationen in Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in µg/l	76 77
Tab. 3.6.7:	Chrom-, Nickel-, Kupfer- und Zink-Konzentrationen in Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in µg/l	79
Tab. 3.6.8:	Beschreibung der Güteklassen der Schwermetalle im Schwebstoff nach LAWA 1998	79
Tab. 3.6.9:	Quecksilber-, Arsen-, Blei- und Cadmium-Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in mg/kg TM	79
Tab. 3.6.10:	Chrom-, Nickel-, Kupfer- und Zink -Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006, Perzentilwerte in mg/kg TM	79
Tab. 3.6.11:	Schwermetallbefunde in Sedimenten (Fraktion < 20 µm) der Warnow, Peene, Uecker und Elde, Medianwerte in mg/kg TM	81
Tab. 3.6.12:	Umweltqualitätsnormen (UQN) für aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe	82
Tab. 3.6.13:	Trichlormethan in Warnow, Nebel, Peene und Uecker, Messbefunde > Bestimmungsgrenze und Maximalkonzentrationen in µg/l	82
Tab. 3.6.14:	Umweltqualitätsnormen (UQN) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	83
Tab. 3.6.15:	PAK in Schwebstoffen aus Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006 in µg/kg TM	84
Tab. 3.6.16:	PAK-Befunde in Sedimenten der Warnow, Peene, Uecker und Elde, Minimum u. Maximum in µg/kg TM	85
Tab. 3.6.17:	PCB in Schwebstoffen aus Fließgewässern im Jahre 2005 in µg/kg TM	85
Tab. 3.6.18:	PCB in Sedimenten der Warnow, Peene, Uecker und Elde, Mittelwerte in µg/kg TM	86
Tab. 3.6.19:	Zinnorganische Verbindungen in Sedimenten der Warnow (2006), peene, Uecker und Zarow (2003), Mittelwerte und Spannweiten in µg Sn/kg TM	86
Tab. 3.6.20:	Häufigkeit nachgewiesener PSM-Wirkstoffe in Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006	87
Tab. 3.6.21:	Fließgewässer mit häufigen PSM-Nachweisen, Anzahl der Befunde > BG und > 0,1 µg/l	88
Tab. 3.6.22:	Befunde von PSM- in Fließgewässern MVs im Zeitraum 1996 - 2006, Anzahl und maximal aufgetretene Wirkstoffkonzentrationen	88
Tab. 3.6.23:	DDT und Hexachlorbenzol in Schwebstoffen aus Fließgewässern MVs, Mittelwerte in µg/kg TM	91
Tab. 3.6.24:	DDT und Hexachlorbenzol in Sedimenten aus Fließgewässern MVs, Mittelwerte in µg/kg TM	91
Tab. 3.6.25:	Umweltqualitätsnormen (UQN) für PSM-Wirkstoffe	92
Tab. 3.6.26:	Fließgewässer mit Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben und/oder EU-Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe in Fließgewässern MVs im Zeitraum 2003-2006	93
Tab. 3.6.27:	Arzneimittelbefunde in Fließgewässern MVs 2000/2001 und 2006, Maxima in µg/l	94
Tab. 3.6.28:	Ergebnisse der Bewertung der Probestellen nach typspezifischen Saprobienindex (SI), STI-Trichopteren und STI-Makrophyten in %	95
Tab. 3.6.29:	Gesamt-Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefen in Warnow und Peene, Perzentile für die Zeiträume 1989-1992, 1999-2002 und 2003-2006	98

Kapitel 4: Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer

Tab. 4.1:	Territoriale Zuordnung der wasserrahmenrichtlinienrelevanten Seen in Mecklenburg-Vorpommern	101
Tab. 4.2:	Anzahl der untersuchten Seen bzw. Seebecken im Zeitraum 2003 - 2006	105
Tab. 4.3:	Klassifizierungsergebnisse der 2003 - 2006 untersuchten Seen und Seebecken > 1 ha nach LAWA (1999, 2001, 2003) bezogen auf Anzahl und Seefläche	107
Tab. 4.4:	Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten hypertrophen Seen	107
Tab. 4.5:	Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten polymiktischen Seen mesotropher Beschaffenheit	108
Tab. 4.6:	Abgeschlossene und laufende Sanierungsmaßnahmen in Seen MVs im Zeitraum 1999 – 2006	110
Tab. 4.7:	Verteilung der Senntypen in Mecklenburg-Vorpommern (alle Seen > 50 ha und Calcium-Konzentrationen > 15 mg/L)	115

Kapitel 5: Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

Tab. 5.2.1:	Nährstoffeinträge aus Hauptbelastungsquellen an der mecklenburgischen Küste in Tonnen	123
Tab. 5.2.2:	Schwermetalleinträge aus Hauptbelastungsquellen an der mecklenburgischen Küste, Mittelwerte für den Zeitraum 2003-2006 in kg/a	124
Tab. 5.2.3:	Licht- und Temperaturverhältnisse in den mecklenburgischen Küstengewässer im Zeitraum 2003-2006	125
Tab. 5.2.4:	Salinitätsverhältnisse in den mecklenburgischen Küstengewässer im Zeitraum 2003-2006	126
Tab. 5.2.5:	Sauerstoffsättigungen im Oberflächenwasser und Sauerstoffgehalte im grundnahen Wasser der mecklenburgischen Küstengewässer im Zeitraum 2003-2006	127
Tab. 5.2.6:	Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser und Sauerstoffgehalte im grundnahen Wasser der mecklenburgischen Küstengewässer im Zeitraum 2003-2006	129
Tab. 5.2.7:	Nährstoffkonzentrationen im grundnahen Wasser der mecklenburgischen Küstengewässer im Zeitraum 2003-2006	129
Tab. 5.2.8:	Umweltqualitätsnormen für Schwermetalle in Oberflächengewässern nach Richtlinienvorschlag des Europäischen Rates vom 24.05.2007	132
Tab. 5.2.9:	Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Nickel-Gesamtkonzentrationen in mecklenburgischen Küstengewässern im Zeitraum 2003-2005, Perzentilwerte in µg/l	132
Tab. 5.2.10:	Schwermetallgehalte in Oberflächensedimenten (Fraktion < 20 µm) aus dem Salzhaff und der Unterwarnow, Medianwerte in mg/kg TM	132
Tab. 5.2.11:	Schwermetallgehalte von Miesmuscheln (<i>Mytilus edulis</i>) aus der Wismarbucht, Unterwarnow und vorgelagerter Ostsee, Mittelwerte in mg/kg TM	133
Tab. 5.2.12:	Gehalte organischer Schadstoffe in Oberflächensedimenten der Unterwarnow, alle Angaben in µg/kg TM, ZOV = zinnorganische Verbindungen in µg Sn/kg TM	134
Tab. 5.2.13:	Organochlorpestizidgehalte in Miesmuscheln (<i>Mytilus edulis</i>) aus der Wismarbucht, Unterwarnow und vorgelagerter Ostsee, Mittelwerte in µg/kg TM	136
Tab. 5.2.14:	Gehalte an polychlorierten Bipnylen (PCB) in Miesmuscheln (<i>Mytilus edulis</i>) aus der Wismarbucht, Unterwarnow und vorgelagerter Ostsee, Mittelwerte in µg/kg TM	136
Tab. 5.2.15:	Chlorophyll-a-Konzentrationen (µg/l), Biovolumen (mm ³ /l) und Sichttiefe (m) im Oberflächenwasser der mecklenburgischen Küstengewässerkörper	137
Tab. 5.2.16:	Vergleich historischer und rezenter Verbreitungstiefen von Seegras und Makroalgen in der Ostsee (aus Selig et al. 2006)	139
Tab. 5.2.17:	Testung des Klassifizierungsansatzes für die Qualitätskomponente Phytobenthos in den mecklenburgischen Küstengewässerkörper	140
Tab. 5.3.1:	Nährstoffeinträge aus den Hauptbelastungsquellen an der vorpommerschen Küste	145
Tab. 5.3.2:	Schwermetalleinträge aus den Hauptbelastungsquellen an der vorpommerschen Küste	147
Tab. 5.3.3:	Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs	147
Tab. 5.3.4:	Licht- und Temperaturverhältnisse in den vorpommerschen Küstengewässern 2003-2006	149
Tab. 5.3.5:	Salinitätsverhältnisse in den vorpommerschen Küstengewässern 2003-2006	150
Tab. 5.3.6:	Sauerstoffsättigungen im Oberflächenwasser (SSI in % O ₂) und Sauerstoffgehalte im grundnahen Wasser (in mg/l) ausgewählter vorpommerscher Küstengewässer 2003-2006	151
Tab. 5.3.7:	Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser ausgewählter vorpommerscher Küstengewässer 2003-2006	152
Tab. 5.3.8:	Nährstoffkonzentrationen im grundnahen Wasser ausgewählter vorpommerscher Küstengewässer	152
Tab. 5.3.9:	Klassifizierungsergebnisse für die vorpommerschen Küstengewässer (Mittelwerte 2003-2006)	153
Tab. 5.3.10:	Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Nickel-Gesamtkonzentrationen in vorpommerschen Küstengewässern im Zeitraum 2003-2005, Perzentilwerte in µg/l	154
Tab. 5.3.11:	Schwermetallgehalte in Oberflächensedimenten (Fraktion < 20 µm) der Oder und des vorpommerschen Oder-Ästuars, Medianwerte in mg/kg TM	155
Tab. 5.3.12:	Gehalte organischer Schadstoffe in Oberflächensedimenten (Fraktion < 20 µm) der Oder und des vorpommerschen Oder-Ästuars, Medianwerte in µmg/kg TM, ZOV = zinnorganische Verbindungen in µg Sn/kg TM	157
Tab. 5.3.13:	Gehalte zinnorganischer Verbindungen in Häfen am Greifswalder Bodden, alle Angaben in µg Sn/kg TM	157
Tab. 5.3.14:	Mittelwerte bzw. gemittelte Frühjahrswerte (März-Mai) 2003 - 2006 von Sichttiefe (m), Chlorophyll-a-Konzentration (µg/l) und Biovolumen (mm ³ /l) im Oberflächenwasser der vorpommerschen Küstengewässerkörper	158
Tab. 5.3.15:	Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen in oligohalinen inneren Küstengewässern, Mittelwerte 1996 - 2000 und 2002 - 2006	160

Tab. 5.3.16:	Testung des Klassifizierungsansatzes für die Qualitätskomponente Phytobenthos in den vorpommerschen Küstengewässerkörpern	162
--------------	---	-----

Kapitel 6: Die Grundwasserbeschaffenheit

Tab. 6.1:	Messstellen mit auffälligen Sulfatkonzentrationen	180
Tab. 6.2:	Verteilung der PSM-Wirkstoff-Befunde bezogen auf die Konzentrationsklassen $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$, $0,1 - 1,0 \mu\text{g/l}$ und $> 1,0 \mu\text{g/l}$	185
Tab.: 6.3:	PSM-Wirkstoff-Befunde an ausgewählten Messstellen	185

Anlagenverzeichnis

Kapitel 3: Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

- Anlage 3-1: Messprogramme der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 bis 2006
- Anlage 3-2: Klassifizierung der Fließgewässer nach MV- und LAWA-Richtlinie
- Anlage 3-3: Vergleich der mittleren Nährstoffkonzentrationen (2003 – 2006) mit Orientierungswerte nach LAWA (2007) und BLMP (2007)
- Anlage 3-4a bis Anlage 3-4h: Konzentrationen von Quecksilber, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer und Zink in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2003 – 2006
- Anlage 3-4i: Schwebstoff-Gehalte in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns
- Anlage 3-4j bis Anlage 3-4q: Gehalte von Quecksilber, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer und Zink in Schwebstoffen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns
- Anlage 3-5: Untersuchte Industriechemikalien in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 - 2006 mit Bestimmungsgrenzen und Umweltqualitätsnormen
- Anlage 3-5a bis Anlage 3-5d: Befunde leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im in den Jahren 2003 – 2006
- Anlage 3-5e: Rangfolge der nachgewiesenen LHKW für den Zeitraum 2003 – 2006
- Anlagen 3-5f bis 3-5i: Befunde polycyclische aromatischer Halogenkohlenwasserstoffe (PAK), organischer Zinnverbindungen, Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), 4-Nonylphenol (techn.) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahre 2006
- Anlage 3-6: Untersuchte PSM-Wirkstoffe und Metabolite in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 - 2006 mit Bestimmungsgrenzen
- Anlage 3-6a bis 3-6d: Befunde von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen (PSM) in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns in den Jahren 2003 – 2006
- Anlage 3-6e: Rangfolge der nachgewiesenen PSM-Wirkstoffe für den Zeitraum 2003 – 2006
- Anlage 3-7: Arzneimittel-Befunde in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahre 2006
- Anlage 3-8: Ergebnisse der Bewertung von Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns nach Standorttypieindex (STI-Trichopteren und STI-Makrophyten) und nach Saprobienindex (DIN 38410 alt und neu)
- Anlage 3-9: Sommerkonzentrationen des Chlorophyll a in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns und Güteklassen der Trophieklassifikation nach LAWA (2002)

Kapitel 4: Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer

- Anlage 4-1: Zusammenstellung von Angaben zu Wasserkörpern der Seen in Mecklenburg-Vorpommern im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie
- Anlage 4-2: Zusammenstellung der 2003 bearbeiteten Seen
- Anlage 4-3: Zusammenstellung der 2004 bearbeiteten Seen
- Anlage 4-4: Zusammenstellung der 2005 bearbeiteten Seen
- Anlage 4-5: Zusammenstellung der 2006 bearbeiteten Seen
- Anlage 4-6: Seenliste Mecklenburg-Vorpommern, Stand 2006

Kapitel 5: Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

- Anlage 5-1: Landesmessprogramme und Landesmessnetze 2003 – 2006 zur Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- Anlage 5-2: Klassifizierung der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1795 – 1984 und 1985 – 2006
- Anlage 5-3: Sichttiefen (ST), Wassertemperaturen (TW) und Salzgehalte (Sal) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006
- Anlage 5-4: Mittlere Konzentrationen für Gesamt-Phosphor (GP), Gesamt-Stickstoff (GN) und für Chlorophyll-a (Chl a) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006

Kapitel 6: Die Beschaffenheit des Grundwassers

- Anlage 6-1: Messnetz zur Grundwasserbeschaffenheit 2006
- Anlage 6-2: Messprogramme zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit 2006
- Anlage 6-3: Nitrat-Konzentrationen in Grundwassermessstellen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006
- Anlage 6-4: Ammonium-Konzentrationen in Grundwassermessstellen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006
- Anlage 6-5: Sulfat-Konzentrationen in Grundwassermessstellen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006
- Anlage 6-6: Chlorid-Konzentrationen in Grundwassermessstellen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2003 – 2006