



Physikalische und ökologische Auswirkungen einer Kühlwasserausbreitung im Greifswalder Bodden

– Endbericht –

Projektleiter:

Prof. Dr. Hans Burchard¹
Priv. Doz. Dr. Gerald Schernewski¹

Projektmitarbeiter:

Dipl. Biol. Oliver Bittner, Dr. Karsten Bolding², Dipl. Phys. Monika Gerth¹, Dr.
Robert Hetland³, Dipl. Phys. Richard Hofmeister¹,
Dipl. Biol. Stefanie Maack¹, Dr. Thomas Neumann¹, Dr. Herbert Siegel¹, Dipl.
Geogr. Pina Springer¹, Dipl. Geol. Iris Stottmeister¹

¹ Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde

² wiglaf.dk, Asperup, Dänemark

³ Texas A&M University, College Station, USA

in Auftrag gegeben vom Staatlichen Amt für Umwelt und Natur Stralsund

Rostock, Warnemünde, den 3. Juni 2008

**Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15, 18119 Rostock-Warnemünde
www.io-warnemuende.de
Direktor: Prof. Dr. Bodo v. Bodungen¹**

Inhaltsverzeichnis

0	Zusammenfassung	1
1	Hintergrund & Ziele der Studie	8
2	Methodik	9
2.1	Modellansatz	9
2.1.1	Grundlegende physikalische Prozesse	9
2.1.2	Simulationsstrategie	10
2.1.3	Möglichkeiten und Grenzen der Modellbetrachtungen	11
2.1.4	Beschreibung der numerischen Modelle	13
2.1.4.1	Hydrodynamische Modelle (2D und 3D)	13
2.1.4.2	Ökologisches Modell	14
2.1.4.3	Modellgitter	16
2.2	Modellszenarien	18
2.2.1	Das Modelljahr	19
2.2.1.1	Lufttemperatur & Niederschläge	20
2.2.1.2	Niederschlag	20
2.2.1.3	Wasseroberflächentemperatur	20
2.2.1.4	Abflussmengen	22
2.2.1.5	Windverhältnisse	22
2.2.2	Antriebs- und Validationsdaten	24
2.2.2.1	Wasserstandsrandwerte	24
2.2.2.2	Randwerte für Temperatur und Salzgehalt	24
2.2.2.3	Abflussraten	24
2.2.2.4	Meteorologische Antriebe	25
2.2.2.5	Nährstoffeinträge	26
2.2.2.6	Ökologische Rand- und Startbedingungen	29
2.3	Untersuchungen zum Referenzsystem AKW Bruno Leuschner (1974 – 1990)	30
2.4	Literaturrecherche	31
2.5	Expertenbefragung	32
2.6	Verwendete Satellitendaten	32
2.7	Untersuchungsgebiete	33
2.7.1	Grobabschätzung der Kühlwasserausbreitung	33
2.7.2	Grobabschätzung der beeinflussten Naturräume	34
2.7.3	Definition der Untersuchungsräume	34
3	Der Greifswalder Bodden	37
3.1	Räumliche Struktur des Greifswalder Boddens	37
3.2	Transporte im Großraum der Vorpommerschen Bodden	39
3.3	Wasserbilanz des Greifswalder Boddens	44
3.4	Zentrale Ökosystemprozesse	45
3.5	Zeitliche Dynamik	48
3.6	Natürliche Variabilität	49
3.7	Typisierung nach EG WRRL	50

4	Auswirkungen auf die Gewässerphysik.....	54
4.1	Ergebnisse der 2D-Physik: Wasserstände und Strömungen.....	54
4.1.1	Validierung.....	55
4.1.2	Transporte.....	58
4.1.3	Wasserstandsunterschiede.....	59
4.2	Ergebnisse der 3D-Physik: Kühlwasserausbreitung und Schichtung.....	60
4.2.1	Validierung der Hydrographie.....	60
4.2.1.1	Monitoringdaten.....	61
4.2.1.2	Fernerkundungsdaten.....	64
4.2.2	Kühlwasserausbreitung.....	65
4.2.2.1	Validierung durch historische Daten.....	65
4.2.2.2	Ausbreitung.....	68
4.2.2.3	Schichtung.....	74
4.2.2.4	Veränderung des Salzgehaltes.....	81
5	Ökologische Auswirkungen.....	82
5.1	Historische Analyse: Das AKW Bruno Leuschner.....	82
5.1.1	Vergleich des Nah- und Fernbereichs während AKW-Volllastbetrieb.....	82
5.1.2	Vergleich des Zustands im Fernbereich während AKW-Volllastbetrieb und heute.....	86
5.2	Modellsimulationen: Nährstoffe und Phytoplankton.....	88
5.2.1	Nährstoffeinträge in den Greifswalder Bodden.....	90
5.2.2	Modellsimulationen: Stickstoff.....	94
5.2.3	Modellsimulationen: Phosphor.....	97
5.2.4	Modellsimulationen: Phytoplankton.....	99
5.3	Sauerstoffmangel durch Schichtung.....	103
5.3.1	Hintergrund zu Sauerstoffmangelereignissen.....	105
5.3.2	Abschätzungen zu Sauerstoffmangelereignissen anhand des Maximallastszenarios.....	105
5.3.3	Ergebnisvergleich mit der UVU in Bezug auf Sauerstoffmangel.....	107
5.3.4	Ansaugen von anoxischem Tiefenwasser aus der Pommerschen Bucht.....	109
5.4	Benthische Lebensräume.....	110
5.4.1	Hintergrund zur Toleranz von Tieren und Pflanzen.....	111
5.4.2	Grundlage: Ergebnisse zu Sauerstoffmangelsituation, Temperatur und Salzgehalt.....	112
5.4.3	Mögliche Auswirkungen.....	116
5.5	Literaturrecherche: Passage des Kühlwassersystems.....	118
5.5.1	Phytoplanktonbiomasse.....	119
5.5.2	Zooplanktonbiomasse.....	120
5.6	Fische.....	120
5.6.1	Einsaugen von Jung- und Kleinfischen.....	121
5.6.2	Wandernde Fischarten.....	122
5.6.3	Wichtige Laichgebiete.....	122
5.6.4	Entwicklung der Rippenqualle <i>Mnemiopsis leidyi</i>	124
6	Tabellenverzeichnis.....	125
7	Abbildungsverzeichnis.....	126
8	Literaturverzeichnis.....	132
9	Anhang.....	140

0 Zusammenfassung

Die vorliegende Studie umfasst zwei aufeinander aufbauende Teile: einen physikalischen und einen ökologischen Teil.

Im Rahmen des physikalischen Teils dieser Studie wurden die durch Kühlwasserentnahme und -einleitung hervorgerufenen Veränderungen physikalischer Parameter im Bereich des Greifswalder Boddens untersucht. Dabei wurde das für die nahe Zukunft typische Jahr 2002 mit einem warmen Sommer gewählt. Simuliert wurde der hypothetische Einfluss einer Pumpleistung von $451.000 \text{ m}^3/\text{h} = 125 \text{ m}^3/\text{s}$ bei einer Erwärmung des Kühlwassers von $7,55 \text{ K}$ (Parameter entsprechend dem Prognosefall des worst-case Szenarios von Buckmann, 2007), welches die theoretische Maximallast der genehmigten GuD-Kraftwerke und des beantragten Steinkohlekraftwerkes mit einem Sicherheitszuschlag von 20 % der zu erwartenden Wärmemenge berücksichtigt. Stärkere Auswirkungen als in dem betrachteten Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) sind aufgrund des Sicherheitszuschlags nicht zu erwarten.

Bei den Modelluntersuchungen wurde zunächst das Jahr 2002 realistisch (ohne Veränderung durch Kraftwerksbetrieb, Basisszenario) nachsimuliert und mit Hilfe von Messungen validiert. Anschließend wurde die Simulation wiederholt, wobei als einzige Modifikation die oben genannte Kühlwasserentnahme und -einleitung berücksichtigt wurde (Maximallastszenario). Die Simulation mit Kraftwerksbetrieb konnte durch Vergleich mit Satellitenbildern aus der Zeit des Atomkraftwerkes „Bruno Leuschner“ (das eine vergleichbare Kühlwasserleistung aufwies) qualitativ validiert werden.

In Bezug auf die möglichen, komplexen Auswirkungen auf die Ökologie wurden ergänzende Untersuchungen durchgeführt. Hierbei wurden verschiedene Methoden genutzt und miteinander kombiniert:

Es wurde eine Analyse der historischen Monitoringdaten zum Atomkraftwerk „Bruno Leuschner“ (AKW) durchgeführt, welches in seiner Wirkung auf den Greifswalder Bodden mit dem geplanten Vorhaben dreier Kraftwerke vergleichbar ist. Modellsimulationen für das Jahr 2002 wurden mit dem neuen, gekoppelten, räumlich hochaufgelösten ökologisch-physikalischen Modell Bio-GETM sowie mit dem erprobten, aber bezüglich der physikalischen Prozesse im Greifswalder Bodden vereinfachten, gekoppelten ökologisch-physikalischen Ostseemodell ERGOM durchgeführt, und zwar ebenso wie bei den physikalischen Simulationen jeweils eine ohne die Effekte durch das Kraftwerk (Basisszenario) und eine mit den Kraftwerkseffekten (Maximallastszenario). Zusätzlich wurde ein Modelllauf mit ERGOM durchgeführt, der die Auswirkung der aus der Spandowerhagener Wiek umgeleiteten Nährstofffrachten berücksichtigt.

Weiterhin wurden die physikalischen Modellergebnisse detailliert ausgewertet und interpretiert. Ergänzend wurde eine systematische Literaturstudie zu zentralen Themenkomplexen durchgeführt sowie regionale Experten befragt.

Mit diesem Ansatz können erheblich verlässlichere Ergebnisse erzielt werden, als mit einer „worst-case“-Studie, bei der angenommene ungünstigste Fälle in hoher Idealisierung (z.B. mit stationären Winden) untersucht werden. Das liegt vor allem daran, dass a priori nicht festgestellt werden kann,

was ein „ungünstigster Fall“ ist, da bei den im Küstenbereich komplexen Ökosystemprozessen nicht nur ein stationärer Zustand von Bedeutung ist, sondern vor allem die zeitliche Abfolge von Zuständen.

Auswertung der Monitoringdaten aus der Zeit des Volllastbetriebes (1980-1989) des Atomkraftwerks „Bruno Leuschner“ (AKW):

Eine Analyse der Monitoringdaten sowie eine ergänzende Literaturrecherche führten zu folgenden Ergebnissen:

Der zentrale Greifswalder Bodden wurde durch die Emissionen des AKW offensichtlich nicht erkennbar betroffen. Das lässt die Annahme zu, dass auch die Auswirkungen der geplanten Kraftwerke bezüglich Temperatur und Nährstoffe sich auf den Nahbereich beschränken.

In Untersuchungen aus den späten 1980er Jahren wird der beeinflusste Bereich je nach betrachtetem Parameter und gewähltem Grenzwertkriterium mit einigen Kilometern Entfernung von der Einleitstelle beziffert. In der Datenanalyse traten im Nahbereich östlich der Auslaufrinne (Station GB6 mit 1,4 km Entfernung) gegenüber dem Fernbereich (GB19 mit 7,3 km Entfernung) erhöhte Monatsmittelwerte der Temperatur sowie der Nährstoffkonzentrationen auf, die auf einen Einfluss der Kühlwassereinleitung des AKW inklusive der Nährstoffumleitung hindeuten können. Westlich der Auslaufrinne (GB5 mit 3 km Entfernung) wurden keine Unterschiede zum Fernbereich festgestellt, so dass an GB5 offenbar kein Einfluss vorlag.

Es muss allerdings festgehalten werden, dass sich die klimatische Situation und das aktuelle Belastungsniveau des Greifswalder Boddens sich von derjenigen vor 20 Jahren unterscheiden und das System heute sensitiver auf Veränderungen reagieren kann.

Ausdehnung und Auswirkungen der oberflächenahen Kühlwasserfahne im Greifswalder Bodden:

Eine detaillierte Auswertung der physikalischen Simulationen, Literaturrecherche und Expertenbefragungen führten zu folgenden Ergebnissen:

Als Faustregel hat sich bestätigt, dass die Kühlwasserfahne sich im Greifswalder Bodden oberflächennah etwa 90° rechtsdrehend zur Windrichtung ausbreitet, wenn sie nicht durch eine Küste abgelenkt wird. Bei nordöstlichen Winden kann sie sich weit in den Greifswalder Bodden ausbreiten und im Extremfall kurzzeitig bis in die Nähe der Südküste von Rügen reichen, wobei allerdings die kurzfristig wirksame Temperaturerhöhung bedingt durch atmosphärische Abkühlung und Vermischung hier mit unter 1 K keine Relevanz für das Ökosystem Greifswalder Bodden haben dürfte. Bei südlichen Winden wird die Kühlwasserfahne nach Osten abgelenkt und kann in extremen Fällen die Spandowerhagener Wiek oder die Nordküste von Usedom erreichen, ohne dort zu relevanten Temperaturerhöhungen zu führen. In Extremfällen kann Kühlwasser kurzzeitig direkt von der Auslaufrinne in die Einlaufrinne gelangen, wobei auch hier die Temperaturerhöhung nicht deutlich höher als 1 K betragen kann. Anzeichen für einen thermischen Kurzschluss (Zirkulation erwärmten Wassers, durch die sich eine Temperaturerhöhung von deutlich über 7,55 K ergeben könnte) konnten nicht beobachtet werden. Die Besiedlung der marinen Lebensräume des Ökosystems Greifswalder Bodden wird in erster Linie durch die mittleren Werte der Umweltparameter (Wassertemperatur, Salzgehalt) sowie die Sauerstoffverfügbarkeit geprägt. Eine Mittelung der Temperaturerhöhung über

das untersuchte Jahr ergibt eine mittlere Erhöhung der Oberflächentemperatur um mehr als 1 K für einen Küstenstreifen, der sich etwa 5 km westlich und östlich der Auslaufrinne ausdehnt, mit einer Ausdehnung von etwa 3 km in den Greifswalder Bodden. Eine mittlere Erhöhung von mehr als 3 K ist auf einen Radius von etwa 1,5 km von den Molenköpfen beschränkt. Die Erhöhung der Bodentemperatur erstreckt sich jeweils auf einen etwas kleineren Bereich.

Schichtungsverhältnisse im zentralen Greifswalder Bodden:

Eine detaillierte Auswertung der physikalischen Simulationen, Literaturrecherche und Expertenbefragungen führten zu folgenden Ergebnissen:

Die Ausdehnung der Kühlwasserfahne in den Greifswalder Bodden bis in den Tiefenwasserfernbereich kann im südwestlichen Teil des zentralen Greifswalder Boddens wegen der Temperaturerhöhung und Salzgehaltsverringerung kurzzeitig zusätzliche Schichtung erzeugen. Solche Schichtungsereignisse sind allerdings nur dann relevant für das Ökosystem, wenn sie länger andauern. Welche Schichtungsdauer kritisch ist für eine Sauerstoffversorgung bodennaher Bereiche hängt vor allem von der Sauerstoffzehrung am Boden und in der Wassersäule ab. Generell sollten Schichtungsereignisse ab etwa einer Woche Dauer bei den im Greifswalder Bodden üblichen bodennahen Sauerstoffzehrungsraten als potentiell kritisch in Bezug auf die Sauerstoffversorgung angesehen werden.

Eine Betrachtung der Modellergebnisse für den Greifswalder Bodden zeigt, dass ohne Kraftwerksbetrieb (Basisszenario) gelegentlich (typischerweise etwa 20 % der Zeit im Sommer, wenn die Sauerstoffzehrung maximal ist), in Teilen des südwestlichen Greifswalder Boddens Schichtung auftritt, wobei die maximale Dauer von sommerlichen Schichtungsereignissen gebietsweise bis zu 7 Tagen (auf ca. 5 km²) betragen kann, während 2 Tage Schichtung auf ca. 60 km² auftreten können. Wegen der Abhängigkeit dieser Schichtungsereignisse von einzelnen Wettersituationen kann hier keine statistische Sicherheit gegeben werden. Messungen des Jahres 2002 zeigten keine Sauerstoffmangelsituationen im Greifswalder Bodden und auch aus früheren Jahren sind keine Sauerstoffmangelsituationen bekannt.

Durch den Kraftwerksbetrieb vergrößern sich die geschichteten und damit auch die potentiell hypoxischen Flächen in einem Bereich mit einer Entfernung über 10 km westlich der Auslaufrinne auf mehr als das Doppelte. Auch die Dauer der ununterbrochenen Schichtung nimmt durch den Kraftwerksbetrieb in einem größeren Bereich um einen bis zwei Tage zu.

Ein vollständiges, dauerhaftes Verschwinden der bodennah lebenden Tiere (Fische, Makrofauna) in dem potentiell von Sauerstoffmangel betroffenen Gebiet im zentralen Greifswalder Bodden ist vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse nicht zu erwarten. Die im Maximallastszenario abgeschätzten sommerlichen Sauerstoffverhältnisse in diesem Gebiet sind nicht in einer Größenordnung (Häufigkeit, Dauer, räumliche Ausdehnung), die langfristig auf eine deutliche Veränderung des Artenspektrums im westlichen Greifswalder Bodden (LRT 1160 nach EU-Code, FFH-Richtlinie, 1992) bei realem Kraftwerksbetrieb hinweisen würde.

Schichtungsverhältnisse im Bereich um die Molenköpfe:

Eine detaillierte Auswertung der physikalischen Modellsimulationen, Literaturrecherche und Expertenbefragungen führten zu folgenden Ergebnissen:

Im **Bereich um die Molenköpfe**, tritt im Basisszenario ohne Kühlwassereinfluss im Sommer bis zu 20 % der Zeit Schichtung auf, wobei diese maximal zwei Tage andauert. Im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) ist die Wassersäule nördlich der Auslaufrinne bis zu einer Entfernung von 4 km zu 50 – 80 % der Zeit geschichtet. Ereignisse mit über 7 Tagen dauerhafter Schichtung kommen bis zu einer Entfernung von etwa 3 km nördlich der Molenköpfe vor.

Diese räumliche Ausdehnung entspricht in der Größenordnung den in der Literatur beschriebenen Werten zu Zeiten des AKW, da der Einfluss auf einige Kilometer Entfernung beschränkt bleibt und nicht deutlich in den zentralen Greifswalder Bodden hinein wirkt. Zu Zeiten des AKW-Betriebes wurde in Bezug auf Sauerstoffkonzentrationen ein Bereich mit 1 km Radius als vom Kühlwasser beeinflusster Bereich bezeichnet, der sich anschließende Bereich bis 2 km Entfernung als Übergangsbereich zu Boddenverhältnissen.

In diesem Bereich um die Molenköpfe können im Sommer häufig auftretende, länger andauernde Schichtungssituationen erhebliche Auswirkungen auf die bodennah lebenden Tiere (Fische, Makrofauna) haben, da hier gleichzeitig deutlich erhöhte Wassertemperaturen zu erwarten sind. Absterbevorgänge können dort zu einem starken Rückgang der Abundanzen und Artenzahlen im Spätsommer führen. Es kann sich langfristig eine verarmte Artengemeinschaft aus Pionierarten ausbilden, die jeweils nach einem Sauerstoffmangelereignis einwandert.

Östlich der Molen befinden sich Flachwasserbereiche, die aufgrund der geringen Tiefe und daher einer guten Durchmischung von Schichtung generell nicht betroffen sind.

Transporte durch den Peenestrom:

Es wird aus den physikalischen Simulationen deutlich, dass die Wassertransporte durch den Peenestrom, der das Oderhaff mit dem Greifswalder Bodden verbindet, nicht signifikant erhöht werden. Eine nennenswerte Erhöhung der Nährstofffrachten aus dem Oderhaff, die über den Peenestrom in die Spandowerhagener Wiek gelangen, ist durch die Kühlwasserentnahme daher nicht zu erwarten.

Spandowerhagener Wiek:

Die Ergebnisse der physikalischen Simulationen zeigen:

Die Wasserstände in der Spandowerhagener Wiek werden durch den Kraftwerksbetrieb nur minimal abgesenkt (im Mittel um 7 mm). Damit ist auch eine verstärkte Durchströmung des Freesendorfer Sees nicht zu erwarten.

Greifswalder Bodden: Nährstoffe & Phytoplankton

Die Ergebnisse der ökologischen Simulationen zeigen:

Auch in Zusammenhang mit Nährstoffen und Phytoplankton muss zwischen dem Nahbereich (Kühlwasserfahne) und dem Fernbereich (zentraler Bodden) unterschieden werden. Im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen sind erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper zu erwarten. Verstärkte Algenblüten sind im Nahbereich nicht zu

erwarten. Im zentralen Greifswalder Bodden zeigen die Modelle keine wesentlichen Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton durch die Kraftwerksaktivität (Emissionen, Kühlwasser, Umleitung). Auch ein Ferntransport von Nährstoffen kann in den Modellergebnissen nicht beobachtet werden.

Durch Analysen historischer Monitoringdaten konnte die Nährstoffumleitung quantifiziert und deren Konsequenzen mit dem Ökosystemmodell ERGOM simuliert werden. Die Nährstoffumleitungen sind beim Stickstoff erheblich, vor allem in den Wintermonaten, führen aber im zentralen Bodden (Station GB 19) zu keinen erkennbaren Auswirkungen auf Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen. Eine Akkumulation von Stickstoff oder Phosphor im Bodden kann im Jahresverlauf nicht beobachtet werden. Der starke Wasseraustausch des Boddens mit der Ostsee verhindert auch eine langfristige Akkumulation von durch die Kühlwassernutzung eingetragenen Stickstoff über das betrachtete Jahr hinaus. Die Konzentrationen und die Sukzession des Phytoplanktons im zentralen Bodden wird durch die Umleitung von Wasser aus der Spandowerhagener Wiek nicht wesentlich verändert. Die Modellsimulationen zeigen keine Veränderungen der Blaualgenkonzentrationen im zentralen Bodden, da sich die Nährstoffverfügbarkeit dort nicht wesentlich ändert und die Kühlwasserfahne zu variabel ist, als dass die Algen von der zeitweiligen leichten Temperaturerhöhung profitieren könnten. Zusätzliche Nährstoffeinträge durch erhöhte Stickstofffixierung der Blaualgen zeigen die Ergebnisse nicht. Auch eine Erhöhung der Phosphatfreisetzung aus dem Sediment unter anoxischen Bedingungen (interne Eutrophierung) ist nicht zu erwarten.

Die Modellergebnisse zeigen keine Erhöhungen der gelösten anorganischen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen für den zentralen Greifswalder Bodden in den für die Zustandsbeurteilung gemäß WRRL relevanten Wintermonaten.

Erhöhte Nährstoff- oder Phytoplanktonkonzentrationen entlang der süd-westlichen, westlichen und nördlichen Küsten des Greifswalder Boddens aufgrund des Kühlwassereintrags deuten sich nicht an. Wahrnehmbare Veränderungen der Wassertransparenz sowie der Häufigkeit und Intensität von Algenblüten speziell an den Badestränden sind nicht zu erwarten. Dies gilt auch für die Strände nahe Lubmin. Aussagen zu Veränderungen der hygienischen Badewasserqualität werden an anderer Stelle untersucht und waren daher nicht Teil dieses Gutachtens.

Greifswalder Bodden: Benthische Lebensräume:

Eine detaillierte Auswertung der physikalischen Simulationen, Literaturrecherche und Expertenbefragungen führten zu folgenden Ergebnissen:

Im Flachwasserfernbereich (westliche Teile des Flachwasserbereiches vor Lubmin, Windwatt Peenemünder Haken, Boddenrandschwelle, Boddenschwelle mit Stubber) sind Veränderungen der bodenlebenden Flora und Fauna durch eine Veränderung der mittleren Temperaturen und Salzgehalte sowie durch Sauerstoffmangel aus den Modellsimulationen nicht abzuleiten.

Im Tiefenwasserfernbereich (größter Teil des zentralen Greifswalder Boddens) sind Veränderungen der bodenlebenden Flora und Fauna durch eine Veränderung der mittleren Temperaturen und Salzgehalte aus den Modellsimulationen nicht abzuleiten. Im Sommer können in Extremfällen temporäre, lokale Störungen durch Hypoxie (Sauerstoffmangel) in Teilen des südlichen Greifswalder Boddens aufgrund der Ergebnisse der physikalischen Simulationen nicht ausgeschlossen werden. Da für den realen Betrieb jedoch keine stärkeren Schichtungssituationen als hier analysiert zu erwarten

sind und die beobachtete kritische Situation einmalig auftrat, sind langfristige, deutliche Veränderungen des Artenspektrums oder der Biomasse aus diesen Ergebnissen nicht abzuleiten.

Im Tiefenwassernahbereich (Teil des zentralen Greifswalder Boddens um die Molenköpfe) sind Veränderungen der bodenlebenden Flora und Fauna aufgrund der direkten Einwirkung von Temperatur- und Salzgehaltsveränderungen sowie des Einflusses von potentiell wiederkehrenden Sauerstoffmangelsituationen zu erwarten. Im Bereich um die Molenköpfe kann es zu einer Verarmung der Artengemeinschaft kommen.

Im Flachwassernahbereich (östlicher Teil des Flachwasserbereiches vor Lubmin, Windwatt Freesendorfer Haken) sind Veränderungen im Artenspektrum der bodenlebenden Flora und Fauna durch Veränderungen der mittleren Temperaturen, der mittleren Salzgehalte und temporärer Temperaturerhöhungen zu erwarten. Da zahlreiche der häufigen Arten hier auch ohne Kühlwassereinfluss an der Grenze ihrer Toleranz (östliche Verbreitungsgrenze bedingt durch abnehmende Salzgehalte bei ähnlichen Temperaturen) leben, können auch geringe Unterschiede in mittlerem Salzgehalt und mittlerer Temperatur in der Summe dazu führen, dass diese die Flachwasserbereiche nicht mehr besiedeln können und aus dem lokalen Artenspektrum verschwinden.

In der Dänischen Wiek sind Veränderungen der bodenlebenden Flora und Fauna aufgrund der direkten Einwirkung von Temperatur- und Salzgehaltsveränderungen sowie durch Sauerstoffmangel aus den Modellergebnissen nicht abzuleiten.

In Bezug auf die für die Bewertung nach EG-WRRL vorgesehenen Qualitätskomponente Makrophyten ist es wahrscheinlich, dass sich diese lokalen Veränderungen nicht maßgeblich auf eine Gesamtbewertung des Greifswalder Boddens auswirken werden, da der deutlich betroffene Flachwassernahbereich im südlichen Greifswalder Bodden im Vergleich mit den nicht betroffenen Bereichen im nördlichen und westlichen Greifswalder Bodden deutlich weniger stark besiedelt ist.

Effekte der Passage des Kühlwassersystems:

Mittels einer Auskunft des Antragstellers zu technischen Details des Kühlwassersystems, einer umfangreichen Literaturrecherche und ergänzender Expertenbefragung kommen wir zu folgenden Ergebnissen:

In Bezug auf Effekte der Passage des Kühlwassersystems sind Biomasseverluste des Phytoplanktons in der Größenordnung von einigen Prozent wahrscheinlich. Diese Absterbeprozesse sind vor allem durch den Eintritt salztoleranter Süßwasserarten in den salzhaltigeren Greifswalder Bodden wie auch mechanische Zerstörung bei der Passage des Kühlwassersystems zurückzuführen, während temperaturbedingte Abtötung im Falle des geplanten SKW bei einer maximalen Einleittemperatur von 30 K eine untergeordnete Rolle spielen dürfte.

In Bezug auf das Zooplankton (ohne Fischlarven) sind höhere Mortalitäten von etwa einem Viertel bis einem Drittel der Biomasse zu erwarten, da diese empfindlicher gegenüber mechanischer Belastung sind und ebenfalls ein Teil durch Salzstress absterben wird. Temperatureffekte spielen bei einer maximalen Einleittemperatur von 30 K für Zooplankton eine untergeordnete Rolle. Für eingesogene Fischlarven sind jedoch bedeutendere Verluste wahrscheinlich, da Temperatureffekte hier eine deutlich größere Rolle spielen.

Ergänzende Erkenntnisse in Bezug auf Fische:

Auf Basis der physikalischen Modellierung sowie Literaturrecherchen und Expertenbefragungen können wir festhalten:

Das Einsaugen von Jung- und Kleinfischen in den Kanal kann im unmittelbaren Bereich um den Einlaufkanal nicht ausgeschlossen werden. Es entsteht keine Absenkung des Wasserstandes des Peenestroms, welche die Wanderung diadromer Fische behindern könnte. Die gesetzlich ausgewiesenen Laichschongebiete im Greifswalder Bodden sind nicht von der Kühlwasserfahne beeinflusst. Ein Teil der Laichgebiete des Herings liegt im Nahbereich des Kühlwassereinflusses. Der Hering laicht verstärkt in den nördlichen und westlichen Gebieten des Greifswalder Boddens, während die südlichen Gebiete weniger stark genutzt werden. Die südlichen Laichgebiete, die im Nahbereich liegen, können durch den Kühlwassereinfluss durch höhere Temperaturen, veränderte Salzgehalte im Tiefenwasser auch durch Sauerstoffmangel beeinflusst werden. Eine durch den Kühlwassereinfluss (SKW + 2 GuD) hervorgerufene, massenhafte Vermehrung der vor wenigen Jahren in die Ostsee eingewanderten Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* ist nicht zu erwarten.

Anmerkungen zu den Modellsimulationen:

Mit den physikalischen Simulationen mit den Modellen GOTM und GETM konnte das Verhalten des Kühlwassers und seine Einflüsse auf die physikalischen Parameter im Greifswalder Bodden realitätsnah abgebildet werden. Ungenauigkeiten sind im Bereich des Peenestroms sowie der Spandowerhagener Wiek zu verzeichnen. Aussagen zur Zusammensetzung des Kühlwassers aus Bodden- und Peenestromwasser sowie zum Anteil des Peenestromwassers, der nicht direkt in den Bodden, sondern indirekt durch die Kühlwassernutzung in den Bodden geleitet wird, können daher aus den Simulationen nicht abgeleitet werden.

Die ökologischen Simulationen basieren wesentlich auf dem 3D-Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM sowie dem 3D-Küsten-Ökosystemmodell Bio-GETM. Mit diesen Modellen kann die Beurteilung von Umwelteinwirkungen einer Kühlwassereinleitung durch eine Kopplung von ökologischen mit physikalischen Prozessen, gestützt durch die Auswertung von historischen Daten, umfassend vorgenommen werden. Die Modelle sind erprobt und entsprechen dem internationalen Stand der Wissenschaft. Es muss allerdings betont werden, dass aufgrund der engen zeitlichen Rahmenbedingungen für diese Studie die ökologischen Modelle nicht umfassend an die spezielle Situation im Greifswalder Bodden angepasst werden konnten. Die Modelle werden im Rahmen dieser Studie deshalb lediglich im Sinne einer Sensitivitätsanalyse eingesetzt, in der das Ausmaß möglicher ökologischer Veränderungen im Greifswalder Bodden durch die Kraftwerke (SKW + 2 GuD) erfasst und beschrieben wird.

Die verschiedenen im Rahmen dieser Studie eingesetzten Methoden ergeben ein einheitliches Bild, so dass die Aussagen insgesamt als verlässlich betrachtet werden können.

1 Hintergrund & Ziele der Studie

Am 1. Juni 2007 wurde beim Staatlichen Amt für Umwelt und Natur Stralsund ein Antrag auf Erlass eines Vorbescheides zur Errichtung und zum Betrieb eines Steinkohlekraftwerkes in Lubmin auf dem Gelände des ehemaligen Atomkraftwerks Greifswald der Energiewerke Nord GmbH durch die Firma DONG Energy Kraftwerke Greifswald GmbH & Co. KG eingereicht. Zu diesem Zeitpunkt war der Bau zweier Gas- und Dampf-Kraftwerke (GuD) an einem benachbarten Standort bereits genehmigt.

Die gesetzlich vorgeschriebene Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) zu dem Planungsvorhaben Steinkohlekraftwerk Lubmin kommt zu dem Schluss, dass „von der geplanten Anlage [...] auf die Schutzgüter Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt im Bereich der Kühlwasserfahne im Greifswalder Bodden und in der Spandowerhagener Wiek und auf das Küstengewässer Greifswalder Bodden [...] erhebliche nachteilige Umweltauswirkungen ausgehen“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 15). Diese Einschätzung basierte ganz wesentlich auf Ergebnissen einer Modellstudie zur Simulation der Ausbreitung der thermischen Kühlwasserfahne von Buckmann (2007).

Zahlreiche Fragen konnten aufgrund mangelnder Wissensgrundlage durch die Umweltgutachter nicht beantwortet werden. Vor diesem Hintergrund beauftragte die Genehmigungsbehörde das Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, eine dem Landesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur Mecklenburg-Vorpommern unterstellten wissenschaftlichen Einrichtung, ergänzende Untersuchungen anzustellen. Die vorliegende unabhängige Expertise befasst sich mit der Kühlwasserausbreitung in und ihrer ökologischen Auswirkungen auf den Greifswalder Bodden und die Spandowerhagener Wiek.

Die Studie verfolgte die Ziele:

- Analyse der gewässerphysikalischer Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf der Basis eines räumlich hochaufgelösten, dreidimensionalen Modells,
- Analyse möglicher ökologischer Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf Basis von Modellsimulation mit gekoppelten physikalisch-ökologischen Modellen,
- Ergebnisvergleich mit der UVU (Froelich & Sporbeck, 2007) sowie
- Beantwortung ergänzender ökologischer Fragestellungen anhand historischer Auswertungen, Literaturrecherche und Expertenbefragungen.

2 Methodik

Die komplexe Gesamtaufgabenstellung der Abschätzung von gewässerphysikalischen und ökologischen Auswirkungen einer Kühlwasserentnahme und –einleitung in der vorgesehenen Größenordnung erfordert einerseits eine differenzierte Herangehensweise in Bezug auf die zu untersuchenden Prozesse, andererseits eine Fokussierung bei der Datenanalyse auf die im Gesamtkontext wesentlichen Fragestellungen. Letztere ergaben sich aus den vorgelegten Gutachten sowie aus schriftlich übermittelten Fragenkatalogen der am Genehmigungsverfahren beteiligten Behörden und Gutachter.

Im Zentrum der Studie stand die Durchführung numerischer Simulationen mithilfe von Modellen, die im wissenschaftlichen Sinne den State-of-the-art darstellen. Mithilfe der vorhandenen Modellwerkzeuge wurden die physikalischen Prozesse quantitativ untersucht. Bei der Untersuchung möglicher ökologischer Konsequenzen wurden folgende, sich ergänzende methodische Ansätze verfolgt:

- Detaillierte Auswertung der ökologischen Konsequenzen anhand der physikalischen Modellergebnisse,
- Modellsimulationen mit dem neuen, gekoppelten, räumlich hochaufgelösten ökologisch-physikalischen Modell Bio-GETM,
- Modellsimulationen mit dem erprobten, aber bezüglich der physikalischen Prozesse im Greifswalder Bodden gröberen räumlichen Auflösung, gekoppelten ökologisch-physikalischen Ostseemodells ERGOM,
- Analyse der historischen Monitoringdaten zum Atomkraftwerk „Bruno Leuschner“, welches in seiner Wirkung auf den Greifswalder Bodden mit dem geplanten Kohlekraftwerk vergleichbar ist,
- systematische ergänzende Literaturstudie zu möglichen ökologischen Auswirkungen sowie
- ergänzende Befragung regionaler Experten

2.1 Modellansatz

2.1.1 Grundlegende physikalische Prozesse

Wegen der geringeren spezifischen Dichte erwärmten Wassers (betrachtet man Temperaturen oberhalb der Maximum-Dichte-Temperatur von etwa 2 °C bei geringen Salzgehalten) wird das Kühlwasser leichter sein als das Umgebungswasser, mit wichtigen Folgen: zum einen wird sich das Kühlwasser tendenziell über das Umgebungswasser schieben, zum anderen wird die dadurch erzeugte vertikale Dichteschichtung stabilisiert, indem die vertikale (turbulente) Vermischung in den geschichteten Bereichen herabgesetzt wird. Das Auftreiben der Kühlwasserfahne wird zu einer erhöhten flächenhaften Ausbreitung und somit zu erhöhter Abkühlung führen, da das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen der Kühlwasserfahne größer anwächst. Die Stabilisierung der Dichteschichtung, die den Austausch von Oberflächen- mit Bodenwasser unterbindet, kann dann relevant für das Ökosystem

sein, wenn die Zeitdauer der zusätzlichen Schichtung Zeitskalen erreicht, wie sie etwa für benthische Sauerstoffzehrung vorliegen kann, also einige Tage.

Da die Einlaufrinne am Ausgang des Peenestroms liegt und somit im Bereich typischerweise geringerer Salzgehalte als im Greifswalder Bodden, ist damit zu rechnen, dass der Salzgehalt des Kühlwassers geringer ist als der des Umgebungswassers. Daher ist mit einer zusätzlichen Stabilisierung der Schichtung zwischen Kühlwasser und Umgebungswasser zu rechnen.

Die Ausbreitung der Kühlwasserfahne wird vor allem durch den Wind bestimmt. Wegen der Erdrotation werden windgetriebene Transporte bei ungestörten Verhältnissen auf der Nordhalbkugel relativ zur Windrichtung um 90° rechtsdrehend abgelenkt. Es wird also bei einer Küste im Süden (wie beim Greifswalder Bodden) eine Wassermasse durch Nordwind nach Westen, bei Ostwind nach Norden (so genannter Küstenauftrieb) und bei Südwind nach Osten abgelenkt. Bei Westwind würde die Wassermasse gegen die Südküste gedrückt werden (sogenannter Küstenabtrieb).

Wegen dieser schon bei der idealisierten Betrachtung komplexen hydrodynamischen und thermodynamischen Prozesse ist es unumgänglich, ein numerisches dreidimensionales und geschichtetes Modell mit realistischer Modellierung der vertikalen Vermischung sowie guten meteorologischen Antrieben zu verwenden. Erste Ansätze zur 3D-Modellierung von Kühlwassereinträgen in den Greifswalder Bodden sind durch Baumert et al. (1989) dokumentiert worden.

2.1.2 Simulationsstrategie

Aufgrund von Beschränkungen von Rechenzeit und Speicherkapazität muss für jede Computersimulation ein guter Kompromiss gefunden werden zwischen der Länge der Simulation und der Ausdehnung des Modellgebietes auf der einen Seite und der Höhe der zeitlichen und räumlichen Auflösung sowie der aufgelösten Prozesstiefe. Da die räumliche Auflösung die minimale zeitliche Auflösung diktiert (kleiner Zeitschritt bei hoher räumlicher Auflösung), ist letztendlich die Gesamtzahl der verwendeten diskreten Gitterpunkte des Modells limitierend.

Um auch großräumige Auswirkungen der Pumpaktivität auf Wasserstände und Transporte studieren zu können, wurde hier zunächst eine vertikal integrierte (zweidimensionale) Simulation für einen relativ großen Bereich vom Darßer Ort im Westen bis zur Dzwina-Mündung im Osten unter Einbeziehung des gesamten Oderhaffs durchgeführt, siehe Abbildung 2.1. Mit Hilfe dieser Simulation, bei der nur Volumentransport, aber keine Dichteunterschiede berücksichtigt werden, kann zum Beispiel geprüft werden, ob die Pumpaktivität den Durchfluss des Peenestroms beeinflussen kann. Anschließend wurden die Wasserstände aus dieser Simulation zum lateralen Antrieb eines vertikal aufgelösten (dreidimensionalen) Modells für den Greifswalder Bodden, vom Strelasund im Westen bis etwa zur Ortschaft Karlshagen auf Usedom im Osten, verwendet. Mit Hilfe der 3D-Simulation für den Greifswalder Bodden kann untersucht werden, wie sich die Kühlwasserfahne, die tendenziell auf dem kälteren Umgebungswasser aufschwimmt, ausbreitet, und in welchem Maße sie eine Stabilisierung der vertikalen Schichtungsverhältnisse hervorrufen kann.

Die Auswirkungen auf das Ökosystem wurden mit einem biogeochemischen Modell untersucht. Es wurden zwei Ansätze dabei verfolgt. Zum einen wurde ein neuer Ansatz durchgeführt, in dem ein biogeochemisches Modell an ein hochaufgelöstes 3-D-Modell gekoppelt wurde. Zum anderen wurde ein vielfach erprobtes und damit sicheres Ökosystemmodell parallel verwendet, welches mit einer größeren Auflösung arbeitet und die Transportprozesse vereinfacht abbildet.

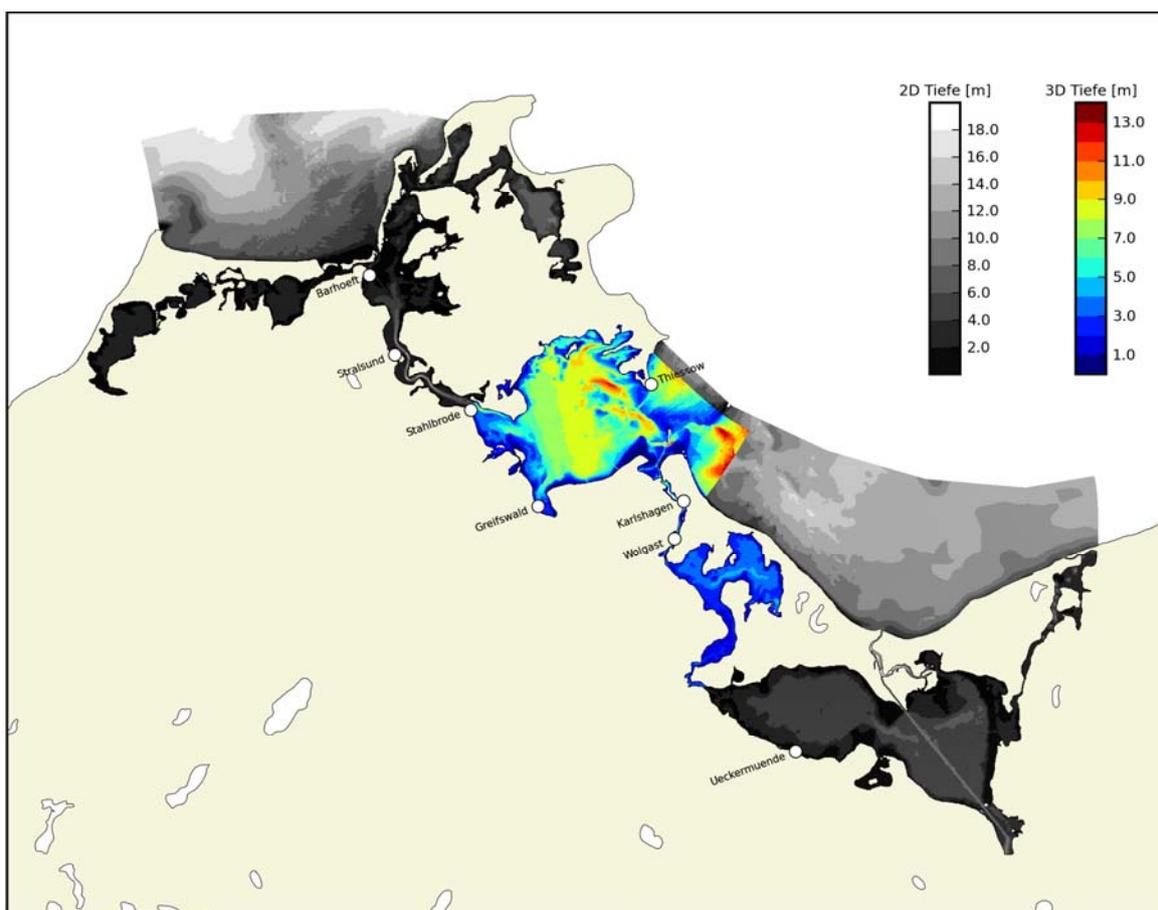


Abbildung 2.1: Simulationsgebiete der Modellstudien einschließlich Bathymetrie; grau: Wasserstände und Transporte (2D-Physik, vertikal integriert), farbig: Kühlwasserausbreitung und Schichtung (3D-Physik & 3D-Bio, vertikal aufgelöst). Die Pegelstationen für die Validierung des 2D-Modells sind als weiße Kreise eingezeichnet.

2.1.3 Möglichkeiten und Grenzen der Modellbetrachtungen

Die hier verwendete Strategie, einen vergangenen Zeitraum nachzusimulieren und anschließend eine fiktive Kühlwassereinleitung hinzuzufügen, stellt keine Vorhersage künftiger Zustände dar, sondern simuliert eine mögliche künftige Situation. Die Statistik einer Kühlwasserausbreitung (mittlere Ausbreitung, mittlere Fluktuation) wird dadurch dann realistisch vorhergesagt, wenn die Wetterstatistik des betrachteten Jahres ähnlich der eines zukünftigen Jahres ist. Einem zu erwartenden Klimawandel wird dadurch vorgegriffen, dass das eher warme Jahr 2002 für die Simulation ausgewählt wurde. Die Analyse einzelner Windsituationen erlaubt es jedoch, die räumlichen und zeitlichen Skalen der Kühlwasserfahne und damit die Reichweite der Effekte abzuschätzen.

Numerische Modelle beinhalten verschiedene Fehlerquellen. Zunächst einmal enthalten die Antriebsdaten Fehler, da sie entweder aus Messungen (z.B. Abflussraten) oder aus Modellergebnissen (z.B. meteorologische Antriebe) stammen, die aus verschiedenen Gründen in bestimmten Grenzen fehlerbehaftet sind. Ein entscheidender Eingangsparameter für die Modelle ist die Bathymetrie (Verteilung der mittleren Wassertiefen), die aus Lotungen zusammengesetzt wird. Teile dieser Lotungen liegen oft Jahre zurück, so dass die Bathymetrie sich durch bauliche oder strömungsbedingte (Erosion, Ablagerung) Maßnahmen oder Prozesse verändert haben kann. Die Lotungen stellen diskrete Messungen dar, zwischen denen interpoliert werden muss.

Selbst eine hochgenaue und hochauflösende Bathymetrie muss zur numerischen Simulation auf ein diskretes Gitter interpoliert werden. Bei der hier verwendeten räumlichen Auflösung von 60 – 100 m werden viele Details im Nahbereich der Einlauf- und Auslauftrinne nicht genau wiedergegeben. Dadurch werden lokale Prozesse wie zum Beispiel ein möglicher Strahlstrom am Ende der Auslauftrinne nur ungenau reproduziert. Entscheidend ist, dass die Simulationsergebnisse auf der größeren Skala (ab 500 m aufwärts) zuverlässig sind und die Ungenauigkeiten auf der kleineren Skala sich nicht negativ auf die größere Skala auswirken.

Andere Modellungenauigkeiten ergeben sich auf der Ebene der Prozessauflösung. Wärmeflüsse und Vermischungsraten werden aus anderen Modellparametern (wie zum Beispiel Oberflächentemperaturen oder Dichteschichtung) mit Hilfe empirischer Formeln abgeschätzt. Es gehen aber tatsächlich wesentlich mehr Parameter in diese Prozesse ein als die im Modell zur Verfügung stehenden. Zum Beispiel wird hier der Seegang vernachlässigt, der sich auf beides, Wärmeflüsse und Vermischungsraten, auswirkt. Eine gute Seegangssimulation wäre jedoch sehr aufwendig, und eine grobe parametrische Berücksichtigung des Seeganges würde die Ergebnisse nicht signifikant verbessern. Des Weiteren ist es seitens der Forschung längst nicht klar, wie genau zum Beispiel Seegang Wärmeflüsse und Vermischung beeinflusst.

Bei der biologischen Modellierung ergeben sich zusätzliche Unsicherheiten, da es hierzu, anders als in der Physik, wenige allgemein gültige quantitative Gesetze gibt. Das hat zur Folge, dass die verwendeten empirischen Modellparameter teilweise nur ungenau zu schätzen sind und von Anwendung zu Anwendung variieren können. Ebenso wie bei der physikalischen Simulation bergen die Ausgangs- und Randbedingungen bei der ökologischen Simulation eine Fehlerquelle. So ist insbesondere der Nährstoffinput durch Ungenauigkeiten gekennzeichnet, die u.a. daraus resultieren, dass Einleitungen aus Kläranlagen und Abflussdaten von Flüssen im allgemeinen nicht täglich erfasst werden, so dass Monats- bzw. Jahresgänge unter Annahme bestimmter Bedingungen generiert werden müssen.

Es ist daher nötig, Modelle zu verwenden, die dem Stand der Forschung entsprechen, die also wissenschaftlich den State-of-the-Art darstellen. Das ist für diese Studie durch die Verwendung der Modelle GOTM und GETM und ERGOM (siehe Kapitel 2.1.4) sicher gestellt. Zum anderen muss für eine neue Modellanwendung eine Validation der Modellergebnisse vorgenommen werden. Das

geschieht hier zunächst durch Vergleich der Nachhersage-Ergebnisse mit Monitoring-Messungen von Wasserständen (Kapitel 4.1.1) und Temperatur- und Salzgehaltsschichtung (Kapitel 4.2.1.1), sowie für die Kühlwassereinleitung durch Vergleich der simulierten Kühlwasserfahnausbreitung mit historischen Satellitenaufnahmen bei ähnlichen Wetterverhältnissen zu Zeiten des Betriebs des Atomkraftwerkes Bruno Leuschner (Kapitel 4.2.2.1).

Eine Anpassung der Modelle ERGOM und Bio-GETM an die spezielle Situation im Greifswalder Bodden wäre eine grundlagenwissenschaftliche Aufgabe und kann im Rahmen dieser Studie nicht umfassend durchgeführt werden. Trotz daraus resultierender Ungenauigkeiten in Bezug auf die realen Prozesse im Greifswalder Bodden erlaubt diese Herangehensweise eine Ergebnisauswertung im Sinne einer Sensitivitätsanalyse des Gesamtsystems gegenüber der äußeren Veränderung der Kühlwasserentnahme und -einleitung. Eine Betrachtung von Differenzen zwischen zwei Szenarien (ohne und mit Einfluss von SKW- und 2 GuD-Anlagen) kann so Aufschluss darüber geben, ob das System stark oder schwach auf diese Veränderung reagiert.

2.1.4 Beschreibung der numerischen Modelle

2.1.4.1 Hydrodynamische Modelle (2D und 3D)

Das in dieser Modellstudie verwendete numerische Modell ist das General Estuarine Transport Model (GETM, siehe www.getm.eu), das durch Burchard und Bolding (2002) als frei verfügbares Gemeinschaftsmodell entwickelt wurde. GETM ist ein drei-dimensionales hydrostatisches Modell mit freier Oberfläche für Anwendungen in Schelfmeeren und Küstengewässern. Neben der Strömungsgeschwindigkeit werden Temperatur und Salzgehalt berechnet, so dass über eine Zustandsgleichung die Dichte des Meeresswassers berechnet werden kann. Weiterhin stehen GETM durch eine Kopplung an das Turbulenzmodul des eindimensionalen General Ocean Turbulence Model (GOTM, www.gotm.net, siehe auch Burchard et al., 1999 und Umlauf et al., 2005) eine Vielzahl von Turbulenzschließungsmodellen zur Verfügung, die Effekte von Wind, Bodenreibung, Dichteschichtung und Stromscherung auf die vertikale Vermischung realistisch wiedergeben. Vergleiche zwischen GOTM-Ergebnissen und Feldmessungen haben für eine Reihe von Anwendungen gezeigt, dass die in GOTM implementierten Turbulenzschließungen realistische Vermischungsraten vorhersagen, siehe zum Beispiel Burchard et al. (2002) für die Nordsee und Arneborg et al. (2007) für die Arkonasee.

Die Dynamik der Wassertemperatur wird neben Vermischung und Transport entscheidend durch den Austausch mit der Atmosphäre bestimmt. Maßgeblich für diesen Wärmeaustausch sind vor allem die Differenz zwischen Luft- und Wasseroberflächentemperatur und die Windgeschwindigkeit, aber auch Parameter wie Luftdruck und Luftfeuchte. Diese Daten kommen typischerweise aus einem meteorologischen Modell, und werden mit Hilfe sogenannter empirischer Bulk-Formeln (zum Beispiel Kondo, 1975) in sensitive und latente Wärmeströme umgerechnet. Weiterhin wird die Wasseroberfläche durch die langwellige Abstrahlung abgekühlt sowie die gesamte Wassersäule durch solare Einstrahlung erwärmt. Die Dynamik des Salzgehaltes wird durch Vermischung und Transport dominiert, starke Gradienten treten vor allem auf, wenn salzarmes Flusswasser ins Meer transportiert

wird. Salzgehalte an der Oberfläche nehmen durch Verdunstung zu und durch Niederschlag ab, wobei sich in unseren Breiten beide Prozesse im Mittel etwa ausgleichen.

Dichteunterschiede wirken sich auf verschiedene Weise auf die Dynamik der Küstengewässer aus. Zum einen treiben horizontale Dichteunterschiede (zum Beispiel in Flussmündungsgebieten) Scherströmungen an, die dichteres (also typischerweise kälteres oder salzhaltigeres) Wasser unter leichteres Wasser schieben. Zum anderen sorgen vertikale Dichteunterschiede bei stabiler Schichtung für eine Verringerung der vertikalen Vermischung, starke Abkühlung der Wasseroberfläche kann aber auch zu instabiler Schichtung führen, die die vertikale Vermischung erhöht. Diese für das Küstenmeer wichtigen Prozesse sind in GETM in konsistenter Weise implementiert.

An offenen Rändern (für die hier vorliegende Modellanwendung zum Beispiel zur Darßer Schwelle und zur Oderbucht hin, siehe Abbildung 2.1), sind Randbedingungen erforderlich, für 2D-Modelle ohne Dichteunterschiede für den Wasserstand, und für 3D-Modelle zusätzlich für Temperatur und Salzgehalt.

Die numerischen Verfahren in GETM sind so konstruiert, dass Impuls, Salzgehalt und Temperatur im Inneren der Wassersäule erhalten bleiben. Hochwertige numerische Verfahren zum Transport dieser Größen sorgen zudem dafür, dass durch die Numerik einerseits keine neuen Maxima oder Minima erzeugt werden, andererseits aber die numerische Vermischung kontrollierbar bleibt. Das Zeitschrittverfahren ist bei GETM so implementiert, dass der 2D-Teil des Modells (Wasserstände und vertikal-integrierte Transporte) mit einem kleineren Zeitschritt gerechnet wird als der 3D-Teil des Modells (Geschwindigkeitsprofile, Temperatur, Salzgehalt, Turbulenz). Der Unterschied zwischen den 2D- und 3D-Zeitschritten (der sogenannte Split-Faktor) ist typischerweise 10 - 30, siehe Burchard und Bolding (2002) für Details.

GETM ist ein parallelisiertes Programm, das heißt, dass es auf Parallelrechnern mit vielen Prozessoren optimiert implementiert werden kann. Dazu wird das Modellgebiet in eine Anzahl von meist quadratischen Untergebieten aufgeteilt, die dann gleichzeitig von verschiedenen Prozessoren gerechnet werden, wobei zwischendurch Informationen zwischen den Prozessoren ausgetauscht werden.

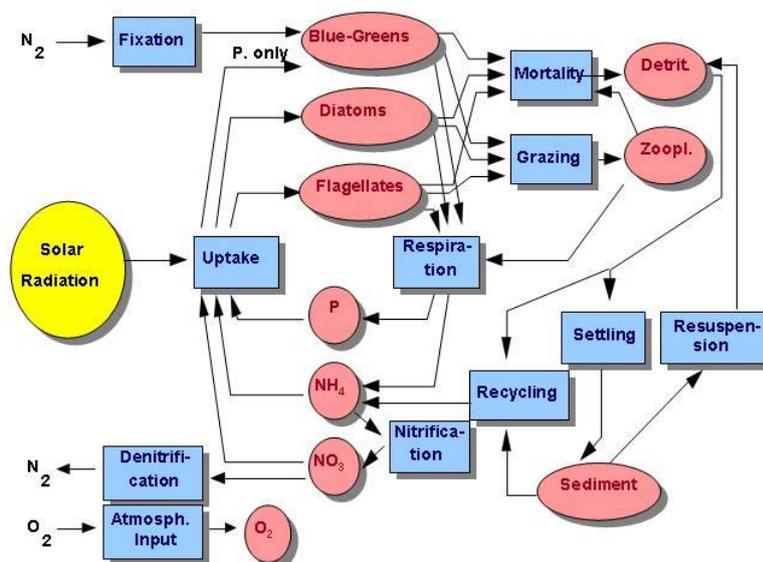
Das aus GETM und GOTM zusammengesetzte Modellwerkzeug ist in den letzten Jahren für eine Reihe von Nachhersagestudien für Küstenbereiche verwendet worden, siehe zum Beispiel die Arbeiten von Banas und Hickey (2005) für Willapa Bay im Staat Washington (USA), Burchard et al. (2008) für die Westliche Ostsee und Hofmeister et al. (2008) für den Limfjord in Dänemark.

2.1.4.2 Ökologisches Modell

Für die ökologischen Simulationen wurden zwei parallele Modellansätze verfolgt: Der neue Ansatz des Küstengewässermodells Bio-GETM sowie der erprobte Ansatz des Ostseemodells ERGOM. Beide Ansätze beinhalten die ökologische Modellkomponente des Ostseemodells ERGOM, die an zwei unterschiedliche physikalische Modelle gekoppelt wird. Bei ERGOM ist die ökologische Modellkomponente an das physikalische 3D-Modell MOM 2 (Pacanowski et al., 1990) gekoppelt, bei

Bio-GETM an das hochauflösende 3D-Modell GETM (siehe Kapitel 2.1.4.1). Die Durchführung von zwei parallelen Ansätzen soll dazu dienen, den neuen Ansatz mithilfe des erprobten Ansatzes auf Plausibilität zu prüfen.

Die ökologische Modellkomponente ist umfassend erläutert in (Neumann et al., 2002): Sie beschreibt den marinen Stoffkreislauf anhand von 10 Zustandsvariablen (vgl. Abbildung 2.2). die Nährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphat, drei funktionelle Phytoplanktongruppen („Kieselalgen“, „Flagellaten“ und „Blaualg“), Zooplankton, abgestorbene organische Substanz („Detritus“), sowie Sauerstoff und das Sediment als Stoffspeicher. Diese Variablen sind durch 11 Prozesse miteinander verknüpft (Stickstofffixierung, Nitrifikation, Denitrifikation, atmosphärischer Eintrag, Algen-Atmung, Mortalität, Nährstoffaufnahme, Fraß, Mineralisation, Sedimentation und Aufwirbelung von Sediment). Das Modell arbeitet vereinfachend mit funktionellen Gruppen, so dass im Vergleich zu den natürlicherweise auftretenden taxonomischen Gruppen Abweichungen auftreten.



NEUMANN et al: GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES, VOL. 16, 2002

Abbildung 2.2: Konzeptmodell der Biogeochemischen Modellkomponente.

Den physikalischen und biologischen Simulationen liegen die in Abbildung 2.3 und Abbildung 2.4 dargestellten Modellpunktgitter zugrunde. Die ökologische Modellkomponente berechnet für jeden Gitterpunkt anhand der o.g. Prozesse die Stoffkonzentrationen in den oben beschriebenen Pools (Nährstoffe, Phytoplanktongruppen, Zooplankton, Detritus und Sediment). Das physikalische Modell (GETM bzw. MOM) berechnet die Stofftransporte von einem Gitterpunkt zu den benachbarten durch physikalische Prozesse (Strömung, Durchmischung). Die durch Transport veränderten Konzentrationen bilden dann die Ausgangswerte für den nächsten Berechnungsschritt der ökologischen Prozesse am nächsten Gitterpunkt des physikalischen Modells. Zeitliche und räumliche Auflösung ergeben sich aus dem physikalischen Modell. Die räumliche Auflösung in ERGOM ist

dabei erheblich geringer als diejenige in GETM, und physikalische Prozesse im Greifswalder Bodden werden nur vereinfacht abgebildet.

Bio-GETM

Zur hochauflösenden, ökologischen Modellsimulation wurde die ökologische Modellkomponente des Ökosystemmodells der Ostsee (ERGOM) mit dem physikalischen 3D Modell GETM gekoppelt (nachfolgend als Bio-GETM bezeichnet). Bio-GETM stellt einen wissenschaftlich neuen Ansatz dar, der sich aufgrund seiner hohen räumlichen Auflösung insbesondere für Küstengewässer, Bodden und Haffe eignet.

ERGOM

Im Gegensatz zu Bio-GETM ist im Ostseemodell ERGOM die ökologische Modellkomponente an das physikalische 3D-Modell MOM 2 (Pacanowski et al., 1990) gekoppelt. ERGOM ist ein erprobtes, zuverlässiges Ökosystemmodell, welches erfolgreich auf die Ostsee sowie das Oderhaff angewendet wurde. Mehrere Modellanwendungen sind in der internationalen Fachliteratur dokumentiert (Neumann, 2000; Neumann et al., 2002; Neumann & Schernewski, 2005; Schernewski & Neumann, 2005; Schernewski et al., 2006). Die Qualität der Simulationen wird eingeschränkt durch die gröbere räumliche Auflösung (siehe Abbildung 2.4) sowie die daraus resultierende, im Vergleich mit GETM, vereinfachte Darstellung der Physik mit dem physikalischen Modell MOM.

2.1.4.3 Modellgitter

Die Gitterpunkte des Modells Bio-GETM im näheren Umfeld der Kühlwasserentnahme und -einleitung im südlichen Teil des Greifswalder Boddens sind in Abbildung 2.3 dargestellt. Die Auflösung der Gitterpunkte beträgt ungefähr 60 x 60 m und wird an den Modellgrenzen (hier nicht abgebildet) gröber. Zusätzlich wurden in diese Abbildung die Monitoringstation GB19 eingetragen.

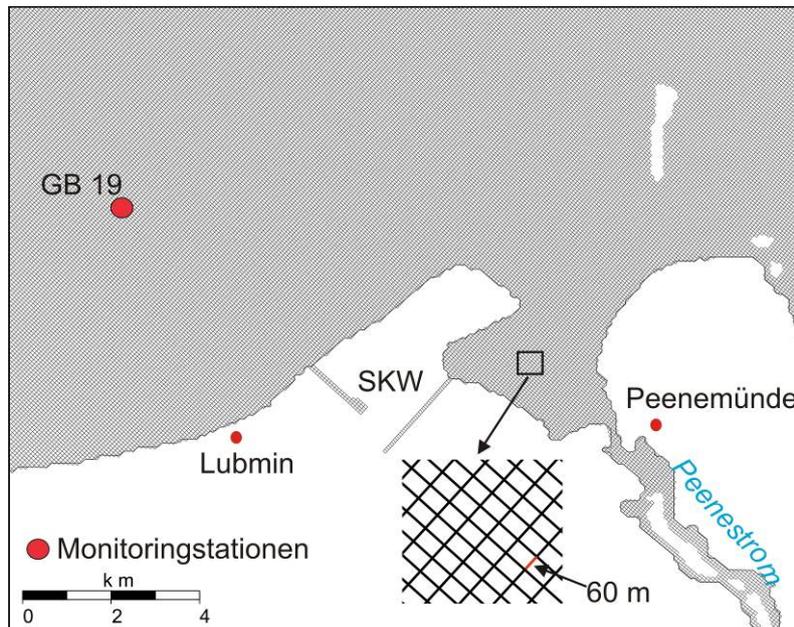


Abbildung 2.3: Das kurvilineare GETM-Modellgitter mit einer Auflösung von 60 m im südöstlichen Bereich des Greifswalder Boddens.

Das Modellgitter von ERGOM, dargestellt in Abbildung 2.4 hat eine gröbere Auflösung, die im Bereich des Greifswalder Boddens eine Seemeile beträgt und zu den Rändern gröber wird.

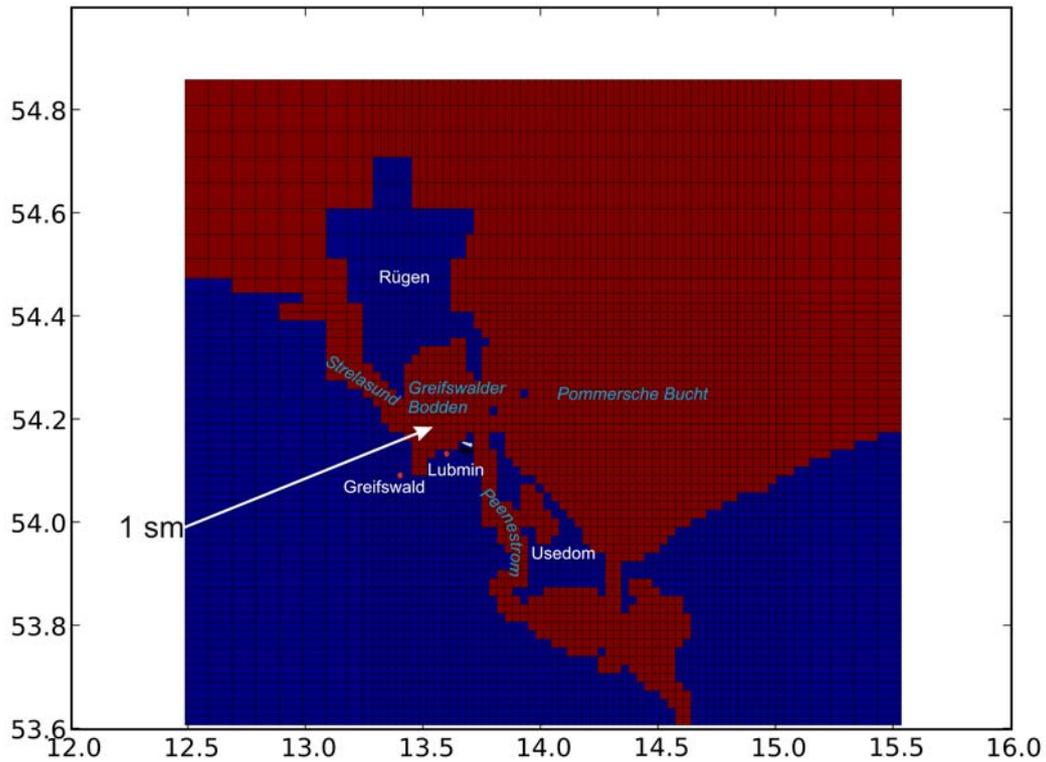


Abbildung 2.4: Das ERGOM-Modellgitter mit einer Auflösung von 1 sm (1,852 km) im Greifswalder Bodden.

2.2 Modellszenarien

Die zu betrachtenden Kühlwassereffekte auf den Greifswalder Bodden beziehen sich auf eine gemeinsame Kühlwassernutzung dreier geplanter Kraftwerke am Standort Lubmin (zwei Gas- und Dampfkraftwerke (2 GuD) und ein Steinkohlekraftwerk (SKW)). Betrachtet werden Effekte der Wasserentnahme in der Spandowerhagener Wiek, der Passage eines Teilvolumens durch das Steinkohlekraftwerk sowie der Kühlwassereinleitung über den Industriehafen Lubmin in den Greifswalder Bodden. Beschreibungen der Bauwerke und Anlagen finden sich Buckmann (2007). Auf eine Wiederholung der Beschreibung wird an dieser Stelle verzichtet.

Der Antragsteller machte folgende Angaben zur Geometrie des Kühlwassersystems (DONG Energy, schriftliche Mitteilung, 31.3.2008): Der schmalste Rohrdurchmesser im Kühlwassersystem beträgt 2.200 mm, wobei die einzelnen Rohre des Kondensators (je ca. 45.000 Stück) einen Durchmesser von 21 mm haben. Die maximale Geschwindigkeit im Kühlwassersystem liegt bei ca. 3,55 m/s (bei max. 2 x 123.000 m³/h Kühlwasser in einer Rohrleitung mit einem Durchmesser von 3.500 mm für jeden Block). Das Kühlwasser durchströmt folgende Anlagenkomponenten: Rechen (Gitterabstand 2 cm und 5 cm), Filter (Lochdurchmesser 5-7 mm) und Propellerpumpe. Die Passage des Kühlwassers durch das Hauptrohrleitungssystem des SKW dauert von der Entnahme bis zur Abgabe in das Hafenbecken bei einem Kühlwasservolumen von 246.000 m³/h ca. 6,2 min.

Folgende Szenarien wurden für vergleichende Betrachtungen simuliert:

- **Basisszenario:** realistischer Jahresgang ohne Kühlwasserentnahme und -einleitung
- **Maximallastszenario:** realistischer Jahresgang mit Kühlwasserentnahme und -einleitung (Gesamtkühlwasservolumen: 451.000 m³/h = 125 m³/s, Aufwärmspanne: 7,55 K).

Die Angaben zu Kühlwasservolumen und Aufwärmspanne im Maximallastszenario entsprechen den von Buckmann (2007) gewählten Parametern bei der Analyse von worst-case-Szenarien. Er betrachtet eine ausschließlich theoretisch vorkommende Kombination von maximalem Kühlwasservolumen und maximaler Aufwärmspanne für das SKW wie auch die GuD-Kraftwerke I und II (siehe Tabelle 2.1). Diese Prognosekonstellation stellt nach Buckmann (2007) eine Überschätzung des realen SKW-Wärmeeintrags bei Spitzenlast um 20 % dar. Somit stellt auch die vorliegende Studie eine worst-case-Betrachtung dar. Eine Simulation anhand eines realistischen Jahresganges von tatsächlich eingesetztem Kühlwasservolumen bzw. tatsächlicher Aufwärmspanne des Kühlwassers ist jedoch nicht möglich, da solche Daten nicht *a priori* verfügbar sind.

Tabelle 2.1: Aufschlüsselung der Kühlwasserparameter des Maximallastszenarios nach den Beiträgen der Kraftwerke

	Maximales Kühlwasservolumen	Maximale Aufwärmspanne
Kraftwerk		
GuD I	100.000 m ³ /h	7,0 K
GuD II	105.000 m ³ /h	7,0 K
SKW	246.000 m ³ /h	8,0 K
Maximallastszenario	451.000 m³/h	7,55 K

Simulation der Kühlwasserentnahme und Erwärmung durch die Kraftwerke

Im numerischen Modell wird die Entnahme durch eine Verminderung des Wasservolumens am Endpunkt der Zulaufrinne um $125 \text{ m}^3/\text{s}$ simuliert, die Einleitung als Wasservolumenzugabe in den Industriehafen Lubmin um denselben Wert. Die Wassertemperatur des eingeleiteten Kühlwassers ist zu jedem Zeitpunkt um $7,55 \text{ K}$ höher als am Endpunkt der Zulaufrinne in der Spandowerhagener Wiek. Der Salzgehalt des eingeleiteten Kühlwassers ist genauso groß wie der des entnommenen Kühlwassers. Bei der Passage des Industriehafens findet ein Wärmeaustausch des Wassers mit der Atmosphäre statt, d.h. dass die natürlichen Abkühlungsprozesse berücksichtigt sind.

Mit Hilfe von Monitoringdaten wurden die Modellergebnisse des Basisszenarios validiert (siehe Kapitel 4.1.1 für die 2D-Simulationen und Kapitel 4.2.1 für die 3D-Simulationen). Für das Maximallastszenario werden Ausbreitungen der Kühlwasserfahne mit Satellitenbildern von vergleichbaren Szenen aus den 1980er Jahren verglichen, als das Atomkraftwerk „Bruno Leuschner“ mit ähnlichem Volumen- und Wärmeausstoß in den Greifswalder Bodden in Betrieb war, siehe Kapitel 4.2.2.1. Es wurden die Differenzen zwischen beiden Szenarien miteinander verglichen und die Änderungen bewertet (siehe Kapitel 4.1.2-4.1.3 für Wasserstände und Transporte, Kapitel 4.2.2.2 für die Ausbreitung der Kühlwasserfahne und Kapitel 4.2.2.3 für deren Einfluss auf die vertikale Schichtung im Greifswalder Bodden).

2.2.1 Das Modelljahr

Um die Auswirkungen der Kühlwasserentnahme und –einbringung realitätsnah einzuschätzen, wurde ein gesamter Jahresgang modelliert. In Anbetracht der Langfristigkeit der Auswirkungen der Kühlwassernutzung (SKW und 2 GuD) stellten zukünftige, durch den Klimawandel bedingte Umweltveränderungen das zentrale Auswahlkriterium dar. Die Auswahl wurde des Weiteren durch die Verfügbarkeit von Umweltdaten in ausreichender Auflösung begrenzt.

Erste Untersuchungen über zu erwartende regionale Auswirkungen des Klimawandels auf das östliche Vorpommern wurden von Janßen (2007) im Rahmen des Forschungsprojektes IKZM-Oder anhand der für die Region wahrscheinlichsten Klimawandel-Szenarien (IPCC TAR 2001a; 2001b; IPCC SRES 2000) vorgenommen und Hinweise auf eine Veränderung des Temperatur- und Niederschlagsregimes gefunden. Für die Winter- (Januar und Februar) und Sommermonate (Juni, Juli, August) sind deutliche Erhöhungen der Temperatur zu erwarten, während im Frühjahr geringe Veränderungen berechnet wurden. In Bezug auf die Niederschläge sind Erhöhungen im Winter, kaum Veränderungen im Frühjahr und deutliche Rückgänge im Sommer wahrscheinlich.

Zu berücksichtigen ist, dass Kühlwassereffekte auf die Ökologie vorwiegend zur Zeit der Algenblüten, also im Frühjahr und Sommer zu erwarten sind. Die Intensität der Blüten hängt maßgeblich von den im Winter stattfindenden Remineralisierungsprozessen ab. Mit Ausnahme des Monats August, welcher durch ungewöhnlich hohe Niederschläge gekennzeichnet war, spiegelt das Jahr 2002 die oben genannten Veränderungen deutlich wider. Im Folgenden werden die Monitoringdaten der zentralen Umweltparameter des Jahres 2002 den langjährigen Mittelwerten gegenübergestellt.

2.2.1.1 Lufttemperatur & Niederschläge

Generell betrug im Jahr 2002 in Mecklenburg-Vorpommern die Abweichung der Lufttemperatur vom Normalwert + 1,3 °C (LUNG, 2004). Eine Analyse der Wetterdaten des DWD für die Messstation Greifswald (Zeitraum: 1978-1999) zeigte: Erhöhte Monatsmitteltemperaturen traten in den ersten neun Monaten, insbesondere in den Wintermonaten Januar/Februar (+ 2,4/+ 4,6) und im August (+2,9) im Vergleich zum langjährigen Mittelwert auf. Die letzten drei Monate lagen jedoch unter dem langjährigen Monatsmittelwert, insbesondere der Dezember mit -3 °C (siehe Abbildung 2.5).

2.2.1.2 Niederschlag

Eine Analyse der Wetterdaten des DWD für die Messstation Greifswald (Zeitraum: 1978-1999) zeigte, dass der Winter 2001/2002 durch erhöhte Niederschläge, der Sommer 2002 hingegen durch geringere Monatsmittelwerte gekennzeichnet war (siehe Abbildung 2.6). Die Niederschlagsmenge im Februar lag mit +42 mm deutlich über dem langjährigen Monatsmittelwert. Da der Monat viel zu warm war, fiel der Niederschlag in Form von Regen und wurde nicht vorübergehend als Schnee festgelegt (LUNG, 2004).

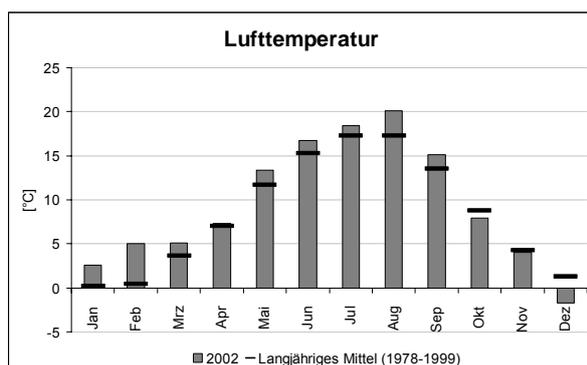


Abbildung 2.5: Jahresgang der Lufttemperatur an der Messstation Greifswald - langjähriges Monatsmittel (Striche, lückenhafte Daten von 1981-1990) und Monatsmittel im Jahr 2002 (Balken). Datenquelle: DWD.

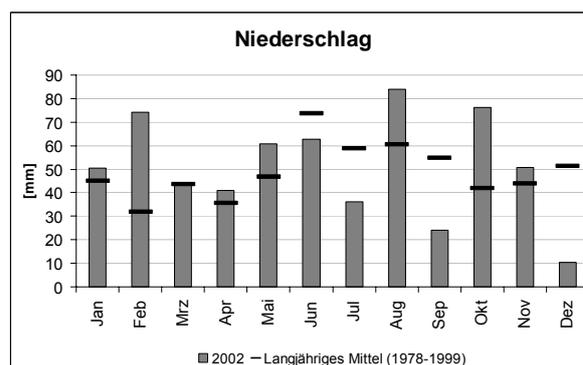


Abbildung 2.6: Jahresgang des Niederschlages an der Messstation Greifswald - langjähriges Monatsmittel (Striche) und Monatsmittel des Jahres 2002 (Balken). Datenquelle: DWD.

2.2.1.3 Wasseroberflächentemperatur

Datengrundlage. Die Untersuchungen der thermischen Entwicklung im Greifswalder Bodden im Modelljahr 2002 wurden anhand von Daten des Sensors AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) der NOAA Wettersatelliten durchgeführt. Die Daten werden kontinuierlich durch das BSH aufgenommen und dem IOW zur Verfügung gestellt. Die Daten haben eine räumliche Auflösung von 1x1 km und werden zur Ableitung der Wasseroberflächentemperatur (SST) genutzt. Dabei wurden Einzelszenen und Tagesmittel verwendet. Insgesamt stehen aus dem Jahr 2002 361 nutzbare Einzelszenen zur Verfügung, in denen der Greifswalder Bodden wolkenfrei war. Für die Untersuchung des Jahresganges der SST im Greifswalder Bodden wurden verschiedene Pixel betrachtet, aber zu Vergleichszwecken das Zentralpixel verwendet.

Jahreszeitliche Entwicklung. Die Entwicklung der Wasseroberflächentemperatur im Greifswalder Bodden wurde im Wesentlichen anhand des Zentralpixels betrachtet. In Abbildung 2.7 ist der Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur im zentralen Greifswalder Bodden (Nachtwerte, Tagwerte und Tagesmittelwerte einschließlich des gleitenden Mittelwertes) dargestellt. Im Januar lagen die Wassertemperaturen im Mittel bei $-0,5^{\circ}\text{C}$. Im Februar erfolgte ein Anstieg auf über 4°C Mitte des Monats. Danach sanken die Temperaturen bis Anfang März auf Werte teilweise unter 2°C . Durch die anschließende Erwärmung waren bis Ende März 4°C wieder erreicht. Im April setzte sich der kontinuierliche Anstieg von 4 auf 6°C fort. Am 20. April gab es einen sprunghaften Anstieg auf 8°C . Anfang Mai war ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Danach setzte eine rasante Erwärmung auf 15°C bis Ende Mai ein. Anfang Juni gab es noch einmal einen Sprung auf 18°C und Mitte Juni waren 19°C erreicht. Danach setzte die beschriebene Zunahme westlicher Winde ein, was bis Mitte Juli zu einem Abfall auf 18°C führte. An der Messstation Darßer Schwelle war sogar ein Abfall um 2°C zu verzeichnen. Danach stieg die Temperatur wieder auf ca. 20°C , die bis Mitte August annähernd erhalten blieben. Vom 23. bis Ende August lagen die Temperaturen um 22°C . Nach Durchzug der Kaltfront gab es einen ersten starken Abfall, der sich nach einer kurzen beruhigten Phase weiter fortsetzte. Ende September waren dann 16°C erreicht. Diese Temperaturen waren aber im Vergleich zu anderen Jahren relativ hoch. Im Oktober sank die Temperatur von 16°C auf 7°C , im November auf 4°C und ab Mitte Dezember waren nur noch 0°C zu verzeichnen.

Anhand der Tages- und Nachtwerte kann man deutlich den Tagesgang erkennen. Die Differenzen zwischen den Tages- und Nachtwerten sind natürlich sehr unterschiedlich. Sie sind abhängig von der Jahreszeit, aber vor allem von den meteorologischen Bedingungen. Im Februar, Mai, Juli und August wurden Unterschiede von bis zu $2,5\text{ K}$ bestimmt. In der starken Erwärmungsphase Ende März/ Anfang April traten Unterschiede von bis 4 K auf.

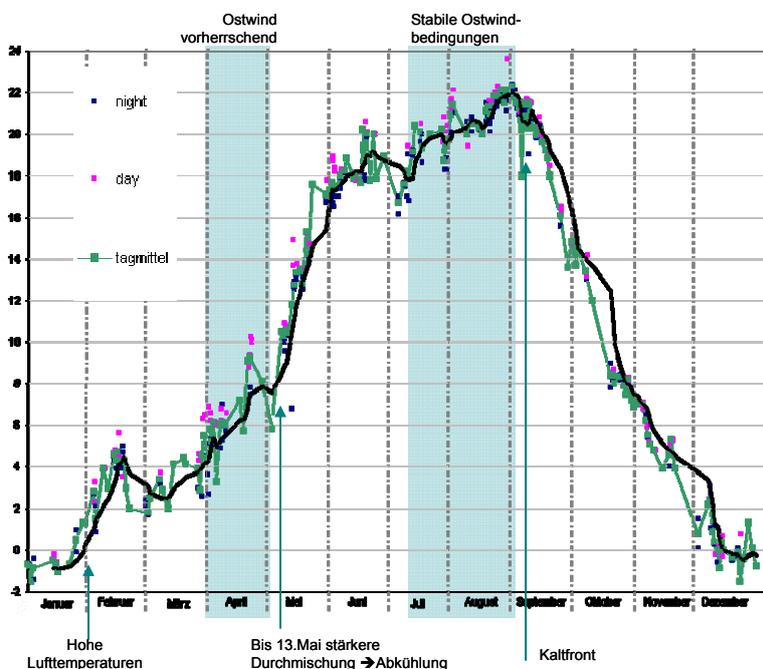


Abbildung 2.7: Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur im zentralen Greifswalder Bodden (Nachtwerte, Tagwerte und Tagesmittelwerte einschließlich des gleitenden Mittelwertes).

2.2.1.4 Abflussmengen

Entsprechend der hohen Niederschläge waren im Jahr 2002 die Abflussmengen der Flüsse vergleichsweise hoch; dies betraf vor allem den Februar und März, bedingt auch den August und November. Die mittleren Jahresabflüsse des Jahres 2002 überstiegen die langjährigen Monatsmittel um durchschnittlich 40 %. Außerordentlich hohe Abflüsse in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns gab es im Februar und März, hervorgerufen durch die extremen Februarniederschläge. Diese wurden aufgrund der gleichzeitig überdurchschnittlichen Lufttemperatur in hohem Maße direkt abflusswirksam (LUNG, 2004).

2.2.1.5 Windverhältnisse

Die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen und –stärken im Jahr 2002 für den zentralen Greifswalder Bodden ist in Abbildung 2.8 dargestellt. Deutlich ist die Dominanz von südwestlichen Winden mit ca. 25 %. Nordöstliche und östliche Winde sind mit ca. 15 % am zweithäufigsten und südliche sowie westliche Winde mit ca. 13 % am dritthäufigsten in diesem Jahr vorgekommen. Windgeschwindigkeiten zwischen 5 und 10 m/s sind am häufigsten, dicht gefolgt von schwächeren Winden zwischen 1-5 m/s.

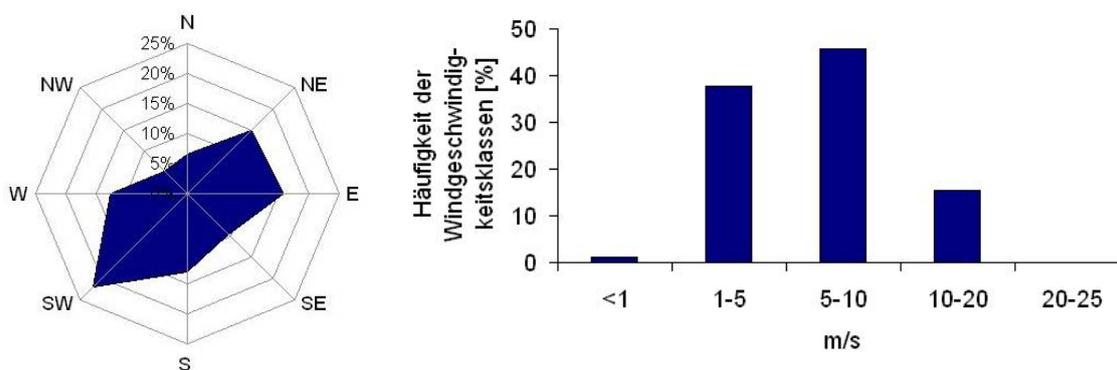


Abbildung 2.8: Windstatistik für das Jahr 2002. Links: Häufigkeits-Verteilung der Windrichtungen; rechts: Häufigkeits-Verteilung der Windgeschwindigkeitsklassen.

Der Jahrgang der Windverhältnisse im zentralen Greifswalder Bodden spiegelt diese Situation wider (siehe Abbildung 2.9): Von Januar bis in den März dominieren mittlere bis starke Winde aus S-W. Um die Monatsmitte März herrschten häufig drehende mittlere bis starke Winde vor, die von einer Stagnationsperiode am Monatsende abgelöst wurden. Im April wehten zunächst noch starke, in der zweiten Monathälfte abnehmende Winde aus N-E. Im Mai und Juni traten mehrfach drehende, überwiegend sehr schwache bis schwache Winde mit Phasen mittlerer Windstärken jeweils in der ersten Woche des Monats auf. Von Mitte Juni bis Mitte Juli dominierten dann mittlere bis starke Winde aus S-W, unterbrochen von einer Nordwindperiode Mitte Juli. Ende Juli bis Mitte September wehten überwiegend schwache bis sehr schwache Winde aus N-E, später S, mit einem Sturm aus NW-W Mitte August. Ab September waren zunehmend starke Winde aus wechselnden Richtungen vorherrschend.

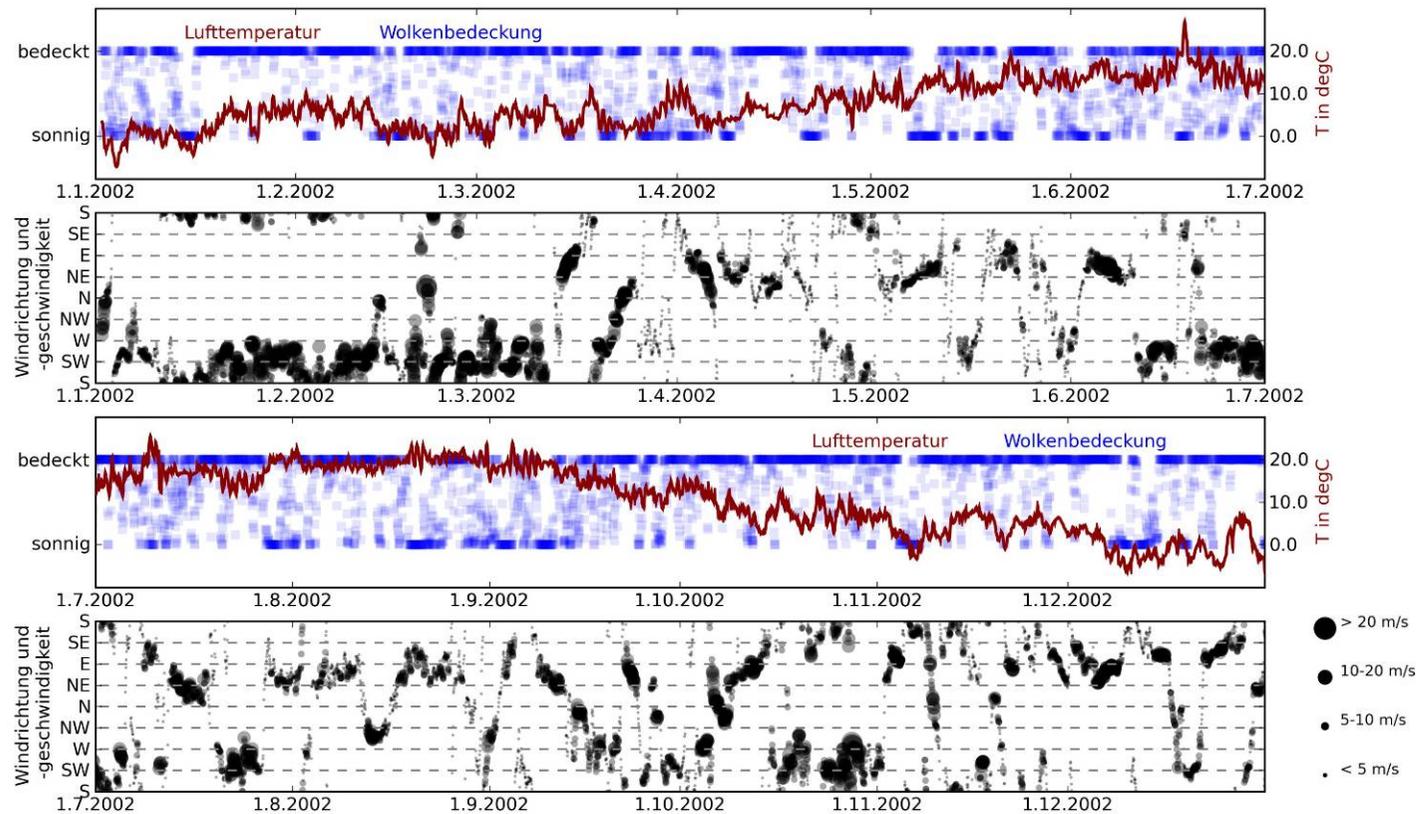


Abbildung 2.9: Windverhältnisse, Lufttemperatur [°C] und Wolkenbedeckung [%] im zentralen Greifswalder Bodden im Jahresgang 2002, stündliche Werte (Datenquelle: DWD). Skala: < 5 m/s - sehr schwach (Stagnation), 5-10 m/s - schwach, 10-20 m/s - mittel, > 20 m/s – stark

Im Vergleich mit einer 10-jährigen Messreihe der Station Ueckermünde (siehe Abbildung 2.10) wird die Dominanz von südwestlichen Winden auch im mehrjährigen Mittel deutlich. Im Jahr 2002 hingegen sind die Windrichtungen aus südlichen und westlichen Richtungen geringer vertreten, dafür sind nordöstliche und östliche Richtungen in diesem Jahr häufiger im Vergleich mit dem mehrjährigen Mittel.

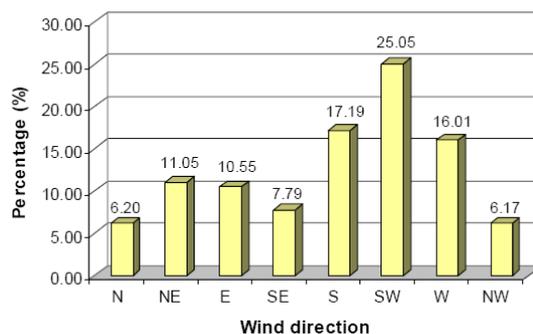


Abbildung 2.10: Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen aus Tagesmitteln für die Periode 1991-2000 an der Wetterstation Ueckermünde (Quelle: Tejakusuma, 2004)

2.2.2 Antriebs- und Validationsdaten

2.2.2.1 Wasserstandsrandwerte

Der Wasserstand an den offenen Rändern im NW und NO des 2D-Modellgebietes (siehe Abbildung 2.1) wurden mit dem operationellen Modell des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), siehe Dick et al. (2001) und Dick und Kleine (2007) berechnet. Diese Modelldaten des BSH-Modells liegen in einer horizontalen Auflösung von 1 Seemeile vor. Die zeitliche Auflösung der Daten beträgt 15 min.

2.2.2.2 Randwerte für Temperatur und Salzgehalt

Für die 3D-Simulationen werden Randwerte für Temperatur und Salzgehalt benötigt, die ebenfalls aus dem operationellen Modell des BSH extrahiert wurden. Diese Werte liegen in derselben horizontalen Auflösung wie die Wasserstandsdaten und einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde vor, und besitzen eine vertikale Auflösung von 8 m, die auf das 3D-Gitter von GETM interpoliert wird, wobei wegen der geringen Wassertiefe im Bereich des Greifswalder Boddens meistens nur der Oberflächenwert verwendet wurde.

2.2.2.3 Abflussraten

In das Modell wurden 5 Flüsse integriert: die Oder, Peene, Ziese, Ryck und Recknitz. Die Abflussdaten der Flüsse stellten uns die unten genannten Behörden zur Verfügung, siehe Tabelle 2.2. Für die Peene lagen tägliche Messwerte der Abflussdaten vor, die Abflussdaten der anderen Flüsse sind Monatsmittelwerte aus Messungen. Obwohl die Abflüsse von Klärwerken am Greifswalder

Bodden gegenüber den Flüssen vernachlässigt werden können, werden sie bereits für die physikalischen Modelle verwendet, um später bei der Ökosystemmodellierung deren Nährstoffgehalte berücksichtigen zu können.

Tabelle 2.2: Mittlere Abflussraten für den Simulationszeitraum Okt. 2001 bis Dez. 2002 für die Zu- und Abflüsse im Modellgebiet.

Fluss/Zu- oder Abfluss	mittlere Abflussrate in m^3/s	Datenquelle
Oder	636,22	Behrendt (pers. Mitt. 2005)
Peene	26,99	StAUN UEM
Recknitz	3,97	LUNG MV
Ryck	1,90	LUNG MV
Ziese	0,46	LUNG MV
Kläranlage Greifswald	0,11	LUNG MV
Kläranlage Anklam	0,03	LUNG MV
Kläranlage Lubmin	0,01	StAUN UEM
vorr. Pumpaktivität Kraftwerk	125	StAUN HST

2.2.2.4 Meteorologische Antriebe

Die hier verwendeten Wetterdaten für den Wind stammen aus den archivierten täglichen Vorhersagen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) für den simulierten Zeitraum. Diese Daten sind Modellergebnisse des lokalen Modells des DWD mit einer räumlichen Auflösung von ca. 7 km, die hier in einer zeitlichen Auflösung von 3 Stunden vorlagen. Mit Hilfe dieser Wetterdaten werden die räumlichen und zeitlichen Variationen des Windes im Modellgebiet dieser Studie hinreichend abgebildet. Als weitere Wetterdaten werden für das 3D-Modell noch der Luftdruck, die Luftfeuchte, die Lufttemperatur sowie die Wolkenbedeckung verwendet. Abbildung 2.11 zeigt einen Vergleich der verwendeten Wind- und Lufttemperaturdaten mit Messungen an der Marnet-Station Oderbank, die im Modellgebiet in der Oderbucht liegt. Die Vergleiche zeigen, dass die Vorhersagen des DWD alle wichtigen Ereignisse in den Messungen abbilden. Auch die Windgeschwindigkeit nimmt realistische Werte an, was besonders im vertikal aufgelösten Modell wichtig wird, um die windgetriebene Mischung realistisch zu simulieren.

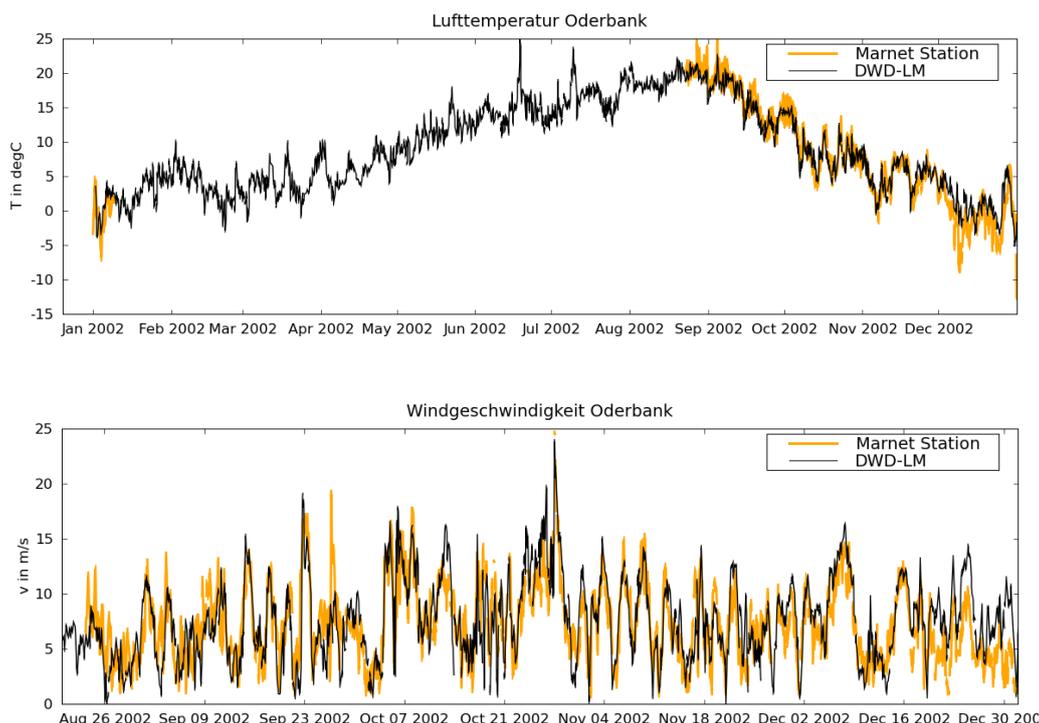


Abbildung 2.11: Vergleich der Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit aus dem verwendeten DWD-LM Modell und den Messungen an der Marnet-Station Oderbank (zwischen Februar und August liegen keine Messdaten vor).

2.2.2.5 Nährstoffeinträge

Von zentraler Bedeutung war in dieser Studie die Frage nach den Auswirkungen möglicher durch die Kraftwerke (SKW + 2 GuD) hervorgerufener Nährstoffeinträge durch Emission bzw. Umleitung von Nährstoffen. Quantitativ relevante Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) in den Greifswalder Bodden erfolgen aus Punktquellen (Flüsse und Kläranlagen, siehe auch Wasserbilanz in Abbildung 3.8) sowie diffusen Quellen (Abfluss von Land, atmosphärische Deposition).

Flüsse & Kläranlagen

An dieser Stelle werden die Nährstoffeinträge über Flüsse und Kläranlagen dargelegt. Die Abflussmengen wurden bereits in Kapitel 2.2.2.3 beschrieben. Die Nährstoffeinträge beinhalten die anorganisch gelösten Stickstoffkomponenten (DIN) und den bioverfügbaren Phosphor (Total Dissolved Phosphorus (TDP)). Für den bioverfügbaren Phosphor werden 30 % des organischen Phosphors auf die gelösten Phosphorkonzentrationen addiert ($(\text{Gesamt-Phosphor} - \text{DIP}) \cdot 30\% + \text{DIP}$). Für die Sauerstoffkonzentration der Flüsse wurde 100 % Sättigung bei den dem Jahresgang entsprechenden Temperaturen angenommen.

Die Frachten des Modellinputs sowie die Berechnung der Nährstoffumleitung sind zahlenmäßig in Kapitel 5.2.1 dargestellt.

Tabelle 2.3: Übersicht über die Datengrundlage der Flüsse für die Modelle 2D-Physik und 3D-Bio beruhend auf den vom LUNG und StAUN UEM zur Verfügung gestellten Daten (schriftl. Mitteilung 2007)

	2D-Physik - Zuflüsse	3D-Bio - Nährstoffe
Oder (inkl. Zarow und Uecker)	Monatsmittel (Behrendt, pers.Mitt. 2005)	--
Peene	Monatsmittel (LUNG), Tagesmittel* (StAUN UEM)	Monatsmittel der Konzentrationen (LUNG)
Ryck	Monatsmittel (LUNG)	Monatsmittel der Konzentrationen (LUNG)
Ostziese**	Jahresabflussmenge (LUNG)	Jahresfracht (LUNG)
Recknitz	Monatsmittel (LUNG)	--

* Bildung eines 10-Tagesmittels (aufgrund der negativen Abflüsse)

** Monatsmittel des Abflusses aus Jahresgang von Ryck und Recknitz berechnet, Monatsmittel der Konzentration aus Jahresgang von Ryck berechnet

Tabelle 2.4: Übersicht über die Datengrundlage der Kläranlagen für die Modelle 2D-Physik und 3D-Bio beruhend auf den vom LUNG und StAUN UEM zur Verfügung gestellten Daten (schriftl. Mitteilung 2007 bzw. 2008)

	2D-Physik - Zuflüsse	3D-Bio - Nährstoffe
Anklam 40.000 EWG***	Jahresabflussmenge (LUNG)	Jahresfracht (LUNG)*
Greifswald 70.000 EWG***	Jahresabflussmenge (LUNG)	Jahresfracht (LUNG)*
Lubmin**	Jahresabflussmenge (StAUN UEM)	Jahresmittel der Konzentrationen (StAUN UEM)*

* DIP für 2001/02 aus dem Verhältnis TP zu DIP in Jahren 2000/2005 berechnet

** Mittelwerte aus behördlicher Überwachung; Wert für DIN aus den Konzentrationen von NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N berechnet; TP statt DIP

*** Bachor & Schöppe (2004)

Sonstige Einträge

- seeseitige Einträge aus der angrenzenden offenen Ostsee (siehe Randbedingungen, S. 29)
- P-Deposition: 0,2 kg/ha*a (nach LUNG, 2005)
- N-Deposition: 12,4 kg/ha*a (nach LUNG, 2005)
- Einträge aus den unmittelbar an die Küstengewässer grenzenden Landbereichen

Zusätzliche Einträge durch das SKW Lubmin im Maximallastszenario

- zusätzliche Stickstofffracht des Abwassers (Rauchgasentschwefelungsanlage des SKW Lubmin): 50 t/a (Reichardt, StAUN HST, schriftl. Mitteilung vom 04.03.2008)
- zusätzliche Stickstoffdeposition aus den Kraftwerksemissionen: siehe Abbildung 2.12

Nach kritischer Prüfung der in der UVU angegebenen zusätzlichen Stickstofffracht des Abwassers aus der Rauchgasentschwefelungsanlage nach AbwV Anhang 47 (72 t/a) wurde in Einvernehmen mit den Behörden ein Wert von 50 t/a angesetzt. Die Ableitung von Sanitärwasser des SKW Lubmin zur

öffentlichen Kläranlage wird etwa 10.000 m³/Jahr betragen (Froelich & Sporbeck 2007, S. 162), allerdings fehlen Angaben über die Nährstofffrachten. Angaben über zusätzliche Phosphateinträge lagen nicht vor.

Erläuterungen zu Flüssen und Kläranlagen

Die **Oder** (inkl. Zarow und Uecker) sowie die **Recknitz** gehen mit monatlichen Abflussmengen in das Modell 2D-Physik ein und werden bei der ökologischen Modellierung als Nährstoff-Input nicht berücksichtigt, da sie außerhalb der Modellgrenzen liegen. Die Nährstofffrachten der Oder sind Bestandteil der Randbedingung an der Schnittstelle Oderhaff/Peenestrom und gehen anteilmäßig darüber in das Modell ein.

Die monatlichen Nährstoffkonzentrationen der **Peene** werden in das Modell 3D-Bio an der Mündung der Peene in den Peenestrom eingespeist. Für die **Ostziese** liegen Jahresfrachten vor, die auf Monatswerte anhand des Jahresganges des Ryck abgeleitet wurden. Bachor (2005) ist zu entnehmen, dass die Einträge von Peene und Ziese rund 90 % des Einzugsgebietes des Peenestroms erfassen. Aufgrund dessen wurden 10 % der Einträge auf die Frachten bzw. Konzentrationen addiert. Der **Ryck** geht mit monatlichen Konzentrationen bzw. Frachten in das Modell ein (siehe Tabelle 2.3).

Die **Kläranlage Greifswald** mündet direkt in den Greifswalder Bodden. Die **Kläranlage Anklam** liegt unterhalb der Beschaffenheitsmessstelle der Peene weshalb die Abflüsse und Frachten ebenfalls berücksichtigt werden. Für die Kläranlagen Greifswald und Anklam liegen die jährlichen Abflussmengen und eingetragenen Frachten vor (siehe Tabelle 2.4)

Die **Kläranlage Lubmin** wird trotz ihrer geringen Größe im Vergleich zu den anderen beiden Kläranlagen mit in das Modell aufgenommen, da sie direkt in das Hafenbecken Lubmin einleitet. Es wird die aktuelle Einleitstelle übernommen, da im Modell das neue Hafenbecken betrachtet wird. Das Jahresmittel der Konzentrationen der behördlichen Überwachung und die Jahresabflussmenge werden in das Modell eingespeist. Eine mögliche Saisonalität bleibt hierbei unberücksichtigt (siehe Tabelle 2.4).

Erläuterungen zur Atmosphärischen Deposition

Die atmosphärischen Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphat) für das Basisszenario wurden anhand der Daten aus dem Bericht der WRRL (LUNG, 2005) bestimmt. Aus dem Stickstoff-(Phosphor)-eintrag von 3.537 t/a (57 t/a) für die Küstengewässer der Einmeilenzone (Fläche 2.843 km²) der Flussgebietseinheit Warnow/Peene ergibt sich eine atmosphärische Deposition von Stickstoff (N) (Phosphor P)) 1,24 t/km²*a (0,02 t/km²*a) und somit für den Greifswalder Bodden (Fläche: 510 km²) ein Gesamteintrag von N 633 t/a (P 10,2 t/a). Diese Angaben finden sich ebenfalls in Bachor (2005, Anlage 5-1). Umgerechnet ergibt sich ein Eintrag von N 12,4 kg/ha*a (P 0,2 kg/ha*a) der für die durch das 3D-Modell abgedeckten Gewässerflächen als Input verwendet wird. Die Veränderungen der atmosphärischen Stickstoffdeposition, hervorgerufen durch das SKW Lubmin und die beiden GuD's, werden im Maximallastszenario berücksichtigt. Dazu wurden Daten der Immissionsprognose verwendet, die Bestandteil der UVS ist (vgl. Lober, 2007, Anlage 27).

Für die gesamte Gewässerfläche, die das Modell abbildet, wird jeweils eine zusätzliche atmosphärische Stickstoffbelastung von $0,035 \text{ kg/ha*a}$ angenommen. Für die GuD's wurde dies aus der maximalen Belastung von $0,35 \text{ kg/ha*a}$ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 193) abgeleitet. Da diese im Wesentlichen der des SKW Lubmin entspricht (max. $0,36 \text{ kg/ha*a}$) wird angenommen, dass die Belastung der Gewässerfläche in der gleichen Größenordnung wie die der Immissionsprognose für das SKW Lubmin, nämlich $0,035 \text{ kg/ha*a}$, liegt. Für das SKW Lubmin wurden zusätzlich im Nahbereich, analog zu Anlage 27 (Lober, 2007), zwei Flächen (fern und direkt) definiert, die mit einer höheren atmosphärischen Stickstoffdeposition von $0,07$ und $0,12 \text{ kg/ha*a}$ belastet werden (vgl. Abbildung 2.12).

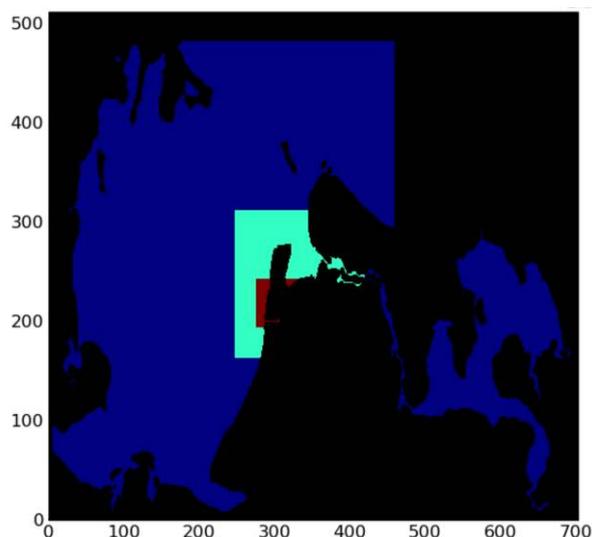


Abbildung 2.12: Räumlich differenzierte Flächen der Stickstoff-Deposition im Maximallastszenario. Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvilineare Koordinatensystem.

Input-Daten ERGOM

Die Input-Daten für das Modell ERGOM sind dieselben wie für das Modell Bio-GETM. Aufgrund der größeren räumlichen Auflösung der physikalischen Prozesse sind die Flussdaten in ERGOM aggregiert in die Simulation eingegangen. Die zusätzlichen Nährstoffeinträge für ERGOM betragen 50 t/a für das SKW und $3,5 \text{ t/a}$ zusätzliche atmosphärische Deposition durch die Kraftwerke (SKW+ 2 GuD). Mit ERGOM wurde eine Simulation durchgeführt, die zusätzlich auch die Nährstoffumleitung durch die geplanten Kraftwerke berücksichtigt. Die Berechnung dazu findet sich in Kapitel 5.2.1.

2.2.2.6 Ökologische Rand- und Startbedingungen

Für die in Kapitel 2.1.4.2 beschriebenen ökologischen Zustandsvariablen wurden folgende Randbedingungen für das Modell Bio-GETM festgelegt:

- Grenze Strelasund: monatliche Monitoringdaten des Jahres 2002 der Küstengewässermessstation S23
- Grenze offene Ostsee: Ostsee-Modell ERGOM
- Grenze Peenestrom/Kleines Haff: monatliche Monitoringdaten des Jahres 2002 der Küstengewässermessstation P74

Die Station P74 wurde ausgewählt, da sie in unmittelbarer Nähe zur unteren Modellgrenze liegt. Die Daten, welche nicht Teil des Monitoringprogramms sind, wurden ergänzend aus dem Modell ERGOM verwendet. Die Ausgangsbedingungen aller Zustandsvariablen für den Startpunkt des Simulationszeitraumes wurden ebenfalls dem Ökosystemmodell ERGOM entnommen.

2.3 Untersuchungen zum Referenzsystem AKW Bruno Leuschner (1974 – 1990)

Der Greifswalder Bodden stand bereits zu einem früheren Zeitpunkt unter einem Einfluss, der dem Einfluss im Falle einer Genehmigung des geplanten Vorhabens, also unter Kühlwassernutzung durch ein Steinkohlekraftwerk sowie zwei Gas- und Dampf-Kraftwerke (GuD), erwartungsgemäß ähnlich sein dürfte.

Das Atomkraftwerk Bruno Leuschner (AKW) wurde am 17.12.1973 mit einem Block in Betrieb genommen und nach sukzessivem Ausbau mit bis zu fünf Blöcken (achtmonatiger Probetrieb des fünften Blocks in 1989 mit entsprechend erhöhter Kühlwasserlast) betrieben. Ab Februar 1990 wurden die Blöcke sukzessive abgeschaltet.

Als Referenz wurde im Rahmen dieses Projektes der Zehnjahreszeitraum 1980-1989 betrachtet, da in dieser Zeit mit vier Betriebsblöcken über einen statistisch relevanten Zeitraum, einem Kühlwasservolumen von bis zu 320.000 m³/h und einer maximalen Aufwärmspanne von 10 K (Sellin, 1989) die dem geplanten Zustand ähnlichsten Bedingungen vorlagen. Im Folgenden wird dieser Zustand als Volllast bezeichnet (siehe Tabelle 2.5).

Tabelle 2.5: Gegenüberstellung der Kühlwasserlast des Referenzsystems und der Planungsvorhaben (SKW + 2 GuD)

	Referenzsystem AKW Genehmigte Kühlwasserlast (Volllast)	Planungsvorhaben Maximallastszenario (SKW + 2 GuD)
Kühlwasservolumen	89 m ³ /s (Sellin, 1989)	125 m ³ /s (siehe Kapitel 2.2)
Aufwärmspanne	10 K (Sellin, 1989)	7,55 K (Kapitel 2.2)
Energiefluss (bei Entnahmewasser mit T=0-25°C, S= 0-8 psu)	3380-3710 MW	3590-3950 MW

In der Praxis wurde die genehmigte Kühlwasserlast des AKW im Mittel nicht ausgeschöpft, sondern lag in den 1980er Jahren im Mittel bei etwa 75 % des Volumens (StAUN HST, pers. Mitteilung), was eine Reduktion des in Tabelle 2.5 genannten Energieflusses um etwa 25 % bedeutet. Auch für das Planungsvorhaben werden die oben genannten Werte real nicht ausgeschöpft werden. Dem Maximallastszenario liegt die worst-case-Betrachtung von Buckmann (2007) zugrunde, wobei die real geplante Spitzenlast des SKW um 20 %, die Nennlast 30-35 % geringer als diejenige im Maximallastszenario ist. Prognosen zu den tatsächlichen Wärmeemissionen der drei geplanten Kraftwerke (SKW + 2 GuD) liegen derzeit nicht vor.

Es bleibt jedoch festzuhalten, dass das AKW Wärme in einer sehr ähnlichen Größenordnung in den Greifswalder Bodden eingebracht hat, wie es im realen Kraftwerksbetrieb (SKW + 2 GuD) zu erwarten ist. Dabei sind für das Planungsvorhaben (SKW + 2 GuD) größere Wasservolumina bei geringeren Aufwärmspannen im Vergleich zum AKW vorgesehen. Dies bedeutet, dass das AKW für den Zeitraum der Volllast (1980-1989) in Bezug auf die ökologischen Auswirkungen als Referenzsystem geeignet ist und Erkenntnisse aus dieser Zeit durchaus qualitativ auf das

Planungsvorhaben übertragbar sind. Die tatsächlich durch das AKW eingeleitete Wärmemenge lag jedoch unterhalb der im Maximallastszenario angenommenen, theoretischen Wärmemenge. Bei der Auswertung von AKW-Daten (Satellitenbilder und Monitoringdaten sowie Literatur) müssen also insbesondere Unterschiede in Bezug auf die räumliche Ausdehnung möglicher Auswirkungen erwartet werden.

Für einzelne Monitoringstationen liegen Messdaten zu physikalischen sowie chemischen Parametern aus der Zeit während und nach dem AKW-Betrieb vor, die ebenfalls untersucht wurden (siehe Kapitel 5.1). Diese systematische Analyse der während des Atomkraftwerkbetriebs erhobenen Monitoringdaten erlaubt zudem eine Einschätzung der ökologischen Konsequenzen durch die geplanten Kraftwerke.

Es ergibt sich mit diesem Referenzsystem weiterhin die Möglichkeit, die im Rahmen unserer Studie simulierte Ausbreitung der Kühlwasserfahne prinzipiell in Bezug auf die Ausbreitungsmuster zu validieren. Dies wurde mit Hilfe einiger Satellitenaufnahmen der Wasseroberflächentemperatur im Greifswalder Bodden unter ähnlichen meteorologischen Bedingungen aus den 1980er Jahren durchgeführt (siehe Kapitel 4.2.2.1). Die Validierung kann sich hierbei nur auf das Ausbreitungsmuster, also Richtung und Form beziehen, da die absolute Größe von mehreren unbekanntem bzw. nicht exakt bestimmbar Faktoren (instantane Kühlwasserlast des AKW, Windentwicklung im Tagesverlauf vor der Satellitenbildaufnahme, vertikaler Temperaturgradient) abhängt. Ein direkter Größenvergleich wäre daher unzulässig.

2.4 Literaturrecherche

In der Literatur dokumentierte Ergebnisse der BMBF-Forschungsprojekte GOAP (Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse, 1993-1997) und IKZM-Oder (Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion, 2004-2010) sowie Überwachungsberichte des Atomkraftwerkes Bruno Leuschner wurden gesichtet. Es wurden darüber hinaus systematische Literaturrecherchen mithilfe der internationalen wissenschaftlichen Datenbanken Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA) und Web of Science zu folgenden Themenkomplexen durchgeführt:

- kühlwasserbeeinflusste aquatische Systeme
- Temperaturtoleranz ausgewählter heimischer Arten
- Laich- und Wanderverhalten heimischer Fischfauna
- Sauerstoffmangel (Sauerstoffzehrungsraten, Toleranz bodenlebender Organismen, Phosphatfreisetzung)

Die Ergebnisse der Literaturrecherche sind – sofern geeignet – im vorliegenden Bericht zitiert. Die Datenbankrecherchen sind im Anhang 1-4 dokumentiert.

2.5 Expertenbefragung

Ergänzend wurden Fachleute mit vertieften Kenntnissen der Untersuchungsregion Greifswalder Bodden zu folgenden Themenkomplexen konsultiert:

- Phytoplankton
- Makrozoobenthos
- Makrophyten
- Fische
- Biogeochemie von Küstengewässern
- Sauerstoffmangel
- Wasserrahmenrichtlinie

2.6 Verwendete Satellitendaten

Satellitendaten wurden zur Beschreibung des Ist-Zustandes des Greifswalder Boddens sowie zur Untersuchung der Auswirkungen zu Zeiten des Vollastbetriebes des Atomkraftwerkes Bruno Leuschner (AKW) analysiert.

Für die Untersuchung der Verteilung der Wasseroberflächentemperatur und der optisch wirksamen Wasserinhaltsstoffe (Schwebstoffe, darunter Phytoplankton, abgestorbenes organisches Material und aufgewirbeltes Sediment sowie absorbierende gelöste Substanzen) zur Charakterisierung unterschiedlicher Wassermassen wurden Satellitendaten im sichtbaren und infraroten Spektralbereich unterschiedlicher räumlicher und spektraler Auflösung verwendet. Die Sensoren, ihre räumliche Auflösung, der verwendete Zeitraum sowie die verwendbaren Parameter und Informationen sind in Tabelle 2.6 zusammengefasst.

Tabelle 2.6: Verwendete Satellitendaten für die Analyse des Greifswalder Boddens und umliegender Gewässer: räumliche Auflösung, verwendeter Zeitraum, sowie abgeleitete Parameter und Informationen; SST – Oberflächentemperatur des Wassers, Chl – Chlorophyllkonzentrationen (Phytoplankton u.a.), SPM - Schwebstoffe

Referenz für	Zeitraum	Auflösung	Parameter	Sensor
Kühlwasser-Einfluss	1980-1981	1 km	Wasseroberflächentemperatur (SST), Phytoplanktonbiomasse (Chl)	NIMBUS7- CZCS
Kühlwasser-Einfluss	1986-1989	30 m	Farbe, Schwebstoffe (SPM), SST	Landsat 5- TM
Ist-Zustand ohne Kühlwassereinfluss	2002	1 km	SST	NOAA- AVHRR
Ist-Zustand ohne Kühlwassereinfluss	2002	1 km	Phytoplanktonbiomasse (Chl)	SeaWiFS
Ist-Zustand ohne Kühlwassereinfluss	2002	30 m	Farbe, SPM, SST	Landsat 7 ETM+

Karten der **Wasseroberflächentemperatur** (SST) des Jahres 2002 wurden aus den Infrarotkanälen des Advanced Very High Resolution Radiometers an Bord der Wettersatelliten der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) der USA abgeleitet, die vom BSH Hamburg empfangen und dem IOW bereitgestellt wurden. Die Daten dienen zur Validierung der Modellsimulationen des Basislaufes.

Daten der **Wasserfarbe** standen im Jahr 2002 vom Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) zur Verfügung, die durch die National Aeronautics and Space Administration (NASA) bereitgestellt wurden. Anhand der Wasserfarbe lassen sich Aussagen treffen über die Verteilung unterschiedlicher Wassermassen, aber auch über die biologische Aktivität. Die Ableitung der Chlorophyllkonzentration erfolgte unter Nutzung des IOW Algorithmus, der allerdings für die Ostsee abgeleitet war. Dadurch sind die abgeleiteten Werte geringer als die gemessenen Chlorophyllkonzentrationen.

Daten des Coastal Zone Colour Scanners (CZCS), der in den Jahren 1979-1986 auf dem amerikanischen Satelliten NIMBUS-7 arbeitete, wurden verwendet, um **Vergleiche zwischen der Chlorophyllverteilung und der Strahlungstemperatur** im Greifswalder Bodden während des Betriebes des AKW Bruno Leuschner durchzuführen. Wolkenfreie Szenen wurden aus den Jahren 1980-1981 ausgewählt, die trotz der schlechten räumlichen Auflösung von 1x1 km deutliche Informationen über die Verteilung des Kühlwassers des Atomkraftwerkes zeigten.

Die **Ausbreitung der Kühlwasserfahne** zu Zeiten des AKW Bruno Leuschner wurde anhand von Beispielszenen des Landsat 5 Thematic Mapper aus den Jahren 1986-1989 untersucht. Aus der geringen Anzahl der aus diesem Zeitraum zur Verfügung stehenden wolkenfreien Daten wurden Beispielszenen für möglichst unterschiedliche Windsituationen ausgesucht und beschafft, um die allgemeinen Ausbreitungsmuster zu untersuchen.

Kleinmaßstäbliche Prozesse im Bereich Oderhaff – Greifswalder Bodden wurden anhand von Beispielszenen des Enhanced Thematic Mapper (ETM+) auf Landsat 7 des Jahres 2002 untersucht. Die Daten geben Aufschluss über die Verteilung der Oberflächentemperatur und unterschiedlicher Wassermassen anhand der Wasserfarbe, die durch Schwebstoffe und absorbierende gelöste organische Substanzen (Gelbstoffe) dominiert sein können. Die Gelbstoffe bestehen zu einem hohen Anteil aus Huminstoffen, die durch die Entwässerung von Mooregebieten über die Flüsse eingetragen werden und in deren Wasser eine bräunliche Färbung hervorrufen.

2.7 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete wurden auf Basis folgender physikalischer und ökologischer Grundüberlegungen festgelegt:

2.7.1 Grobabschätzung der Kühlwasserausbreitung

Alle Überlegungen, die in der hier vorgelegten Studie angestellt werden, basieren auf einem Maximallastszenario mit einem Ausstrom von $451.000 \text{ m}^3/\text{h} = 125,28 \text{ m}^3/\text{s}$ mit einer Aufwärmspanne von 7,55 K. Bei einer angenommenen Wärmekapazität des Wassers von 3980 J/K/kg und einer Dichte des Wassers von 1000 kg/m^3 ergibt sich ein Energiefluss von 3760 MW (Megawatt) in den Greifswalder Bodden. Im Mittel wird dieser Zustrom von Wärme durch eine Abkühlung an der

Meeresoberfläche ausgeglichen. Nimmt man eine idealisierte gradlinige Küste und eine regelmäßige halbkreisförmige Ausdehnung der Warmwasserfahne um die Einlaufstelle, so ergäbe sich bei einer zusätzlichen Abkühlung an der Oberfläche von 100 W/m^2 ein Radius der Warmwasserfahne von 3460 m, bei 50 W/m^2 ein Radius von 4893 m und bei 25 W/m^2 ein Radius von 6919 m. Trotz aller Variabilität wird sich die mittlere zusätzliche Abkühlung und daher auch die Ausdehnung der Kühlwasserfahne in etwa diesen Größenordnungen bewegen. Eine Vertiefung der Dicke der Kühlwasserfahne (durch Einmischung von darunterliegendem Wasser) um den Faktor zwei wird eine Verringerung der Temperaturerhöhung um einen Faktor zwei bedeuten. Geht man weiter von einer halbkreisförmigen Ausbreitung aus, so bedeutet der Volumenstrom in eine Warmwasserfahne von z.B. 5 km Radius eine Ausdehnung am Rande um 8 mm/s (bei einer Dicke der Fahne von 1 m), 2,7 mm/s (bei einer Dicke von 3 m) oder 1 mm/s (bei einer Dicke von 8 m). Diese im Vergleich zu typischen Strömungsgeschwindigkeiten geringen Ausdehnungsraten der Kühlwasserfahne lassen erwarten, dass die Ausrichtung der Kühlwasserfahne stark mit der durch Wind angetriebenen Strömung variiert (wie eine Fahne im Wind).

Ein Radius von 5 km wird daher als geeignete äußere Grenze des Nahbereichs für die Untersuchungen der Auswirkungen der Kühlwasserfahne angesehen. Darüber hinaus können temporäre Einflüsse auf den zentralen Greifswalder Bodden (Fernbereich) nicht ausgeschlossen werden. Eine dauerhafte Beeinflussung der Flachwassergebiete im westlichen und nördlichen Greifswalder Bodden ist aufgrund der oben dargelegten Abschätzung nicht zu erwarten.

2.7.2 Grobabschätzung der beeinflussten Naturräume

Die Festlegung des Untersuchungsraumes muss in erster Linie auf den zu erwartenden physikalischen Veränderungen basieren. Dies sind zum einen die Entnahme großer Wassermengen, zum anderen die Einleitung großer Wassermengen mit veränderten physikalischen Eigenschaften. Für die Entnahme sind Veränderungen vorwiegend in den Naturräumen Spandowerhagener Wiek und nördlicher Peenestrom zu erwarten. Für die Einleitung ist es aufgrund der zu erwartenden Ausdehnung der Kühlwasserfahne sinnvoll, im Greifswalder Bodden zwischen Nah- und Fernbereich zu differenzieren. Innerhalb dieser Bereiche muss aufgrund der unterschiedlichen Bathymetrie zwischen Flach- und Tiefenwasser unterschieden werden.

2.7.3 Definition der Untersuchungsräume

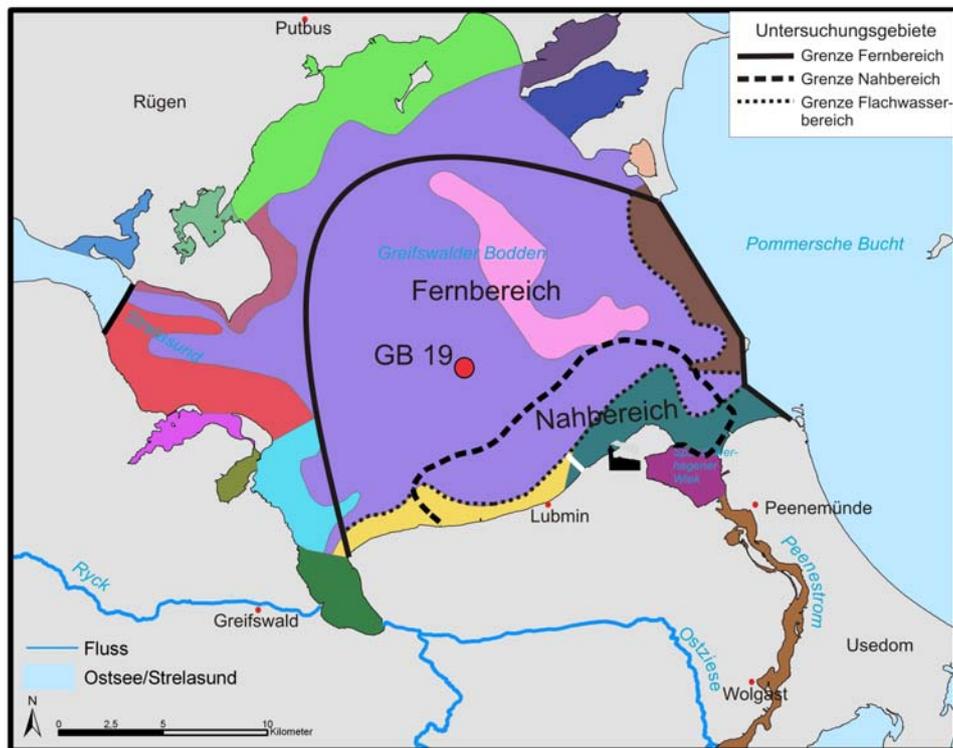
Mit Hinblick auf die gutachterliche Fragestellung in Bezug auf die ökologischen Auswirkungen wurden die Untersuchungsgebiete auf Basis des Gutachtlichen Landschaftsprogramms Mecklenburg-Vorpommerns (UM MV, 2003) festgelegt. In diesem sind die marinen Naturräume des Greifswalder Boddens und seiner Nebengewässer definiert (siehe Abbildung 2.13). Die Grenze zwischen Nah- und Fernbereich wurde aus den Ergebnissen der physikalischen Modellierung der Kühlwasserfahne (über den Jahresgang gemittelte Erwärmung des Oberflächenwassers um $0,5 \text{ K}$) abgeleitet. Dieser Bereich stellt also den voraussichtlich maximalen dauerhaft beeinflussten Bereich dar. Innerhalb dieser Bereiche wird entsprechend der Naturraumklassifizierung zwischen Flach- und Tiefenwasser unterschieden. Gesondert betrachtet werden die Dänische Wiek (Laichschongebiet) und die

Spandowerhagener Wiek sowie der nördliche Peenestrom. Die Untersuchungsgebiete einschließlich einer Zuordnung der Naturräume sowie der Lebensraumtypen nach der europäischen Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) sind in Tabelle 2.7 dargestellt.

Tabelle 2.7: Untersuchungsgebiete dieser Studie; Begriffsdefinitionen und zugehörige Naturräume nach UM MV, 2003 bzw. Lebensraumtypen nach EU-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie).

Untersuchungsgebiete dieser Studie		zugehörige Naturräume nach UM MV (2003)	darin vorkommende Lebensraumtypen nach FFH
Fernbereich	Tiefenwasserfernbereich	größter Teil des zentralen Greifswalder Bodden,	1160 Meeresbucht
	Flachwasserfernbereich	westliche Teile des Flachwasserbereiches vor Lubmin, Windwatt Peenemünder Haken, Boddenrandschwelle, Boddenschwelle mit Stubber	1110 Sandbank 1140 Windwatt 1160 Meeresbucht 1170 Riff
Nahbereich	Tiefenwassernahbereich	Teil des zentralen Greifswalder Boddens	1160 Meeresbucht
	Flachwassernahbereich	östlicher Teil des Flachwasserbereiches vor Lubmin, Windwatt Freesendorfer Haken	1110 Sandbank 1170 Riff 1140 Windwatt
Spandowerhagener Wiek			1160 Meeresbucht
Dänische Wiek			1160 Meeresbucht
Nördlicher Peenestrom			1130 Ästuar

Der Freesendorfer See ist nicht Teil dieses Gutachtens, da die physikalischen Prozesse aufgrund der sehr schmalen Zuflüsse nicht mit den Modellen abgebildet werden können.



- Boddenrandschwelle im Gebiet des Greifswalder Boddens
- Boddenschwelle mit Stubber
- Dänische Wiek
- Rügischer Bodden (Flachwasserbereich)
- "Windwatt" (Flachwassergebiete Freesendorfer Haken, Knaakrücken und Peenemünder Haken)
- Glewitzer und Puddeminer Wiek
- Gristower Wiek und Kooser Bucht
- Hagensche Wiek
- Having und Selliner See
- Kooser See
- Nördlicher Peenestrom
- Sandiger Flachwasserbereich vor Lubmin
- Sandiger Flachwasserbereich vor Riems und Koos
- Sandiger Flachwasserbereich vor Zudar
- Sandiges Flachwassergebiet um das Wamper Riff
- Schoritzer Wiek
- Spandowerhagener Wiek
- Tiefenrinne östlich Göhren ("Nordperdrinne") mit *Macoma baltica* - Zönose
- Zentraler Greifswalder Bodden mit vorwiegend organischen Ablagerungen
- Zicker See

Abbildung 2.13: Untersuchungsgebiete und Naturräume (Gutachtlichen Landschaftsprogramms Mecklenburg-Vorpommerns, UM MV (2003), Geodaten bereit gestellt durch das LUNG (2008b)). Ebenfalls dargestellt sind die Lage der Monitoringstation GB19 und der Auslaufrinne (weißer Balken).

3 Der Greifswalder Bodden

3.1 Räumliche Struktur des Greifswalder Boddens

Der Greifswalder Bodden ist mit einer Fläche von 510 km² der größte der vorpommerschen Bodden. Im Norden, Westen und Süden ist er weitestgehend von Land umschlossen, während im Osten auf einer Strecke von etwa 12 km eine Verbindung zur Pommerschen Bucht besteht, wobei eine unterseeische Schwelle (Boddenrandschwelle) die beiden Gewässer gegeneinander abgrenzt (Bachor, 2005). Er steht darüber hinaus im Westen über Strelasund und Kubitzer Bodden in Verbindung mit der Ostsee und im Osten über den Peenestrom und Achterwasser mit dem Oderhaff.

Entscheidend für die Wasseraustauschprozesse, das Strömungsregime und die Verteilung der Organismen ist die Bathymetrie, d.h. das flächige Tiefenprofil. Der Greifswalder Bodden ist ein flaches Gewässer mit einer mittleren Wassertiefe von 5,8 m (Schiewer, 2008). Während der zentrale Greifswalder Bodden Tiefen von größtenteils 8-9 m Wassertiefe aufweist, finden sich ufernah, sowie in der Übergangszone zur Ostsee (Boddenrandschwelle, Boddenschwelle und Stubber) flache Bereiche mit weniger als 3 m Tiefe (siehe Abbildung 3.1). Die dem Modell zugrunde gelegte, aktuelle Bathymetrie (BSH) findet sich in Kapitel 2.1.2, Abbildung 2.1.

Aus der Bathymetrie und den vorwiegend windgesteuerten Strömungs- und Durchmischungsverhältnissen resultiert die Sedimentverteilung, die für die räumliche Verteilung ökologischer Prozesse von großer Bedeutung ist. In den Flachwasserbereichen steht aufgrund des stärkeren Einflusses der Winddurchmischung Mittel- und Feinsand an, während der Tiefenwasserbereich des zentralen Greifswalder Boddens vorwiegend mit schlickigen Sedimenten bedeckt ist. Dabei sind die Sande dem Mineralbodenkomplex mit organischen Gehalten unter 5 % zuzuordnen (Schlungbaum, 1979), der Schlickkomplex weist hingegen höhere organische Gehalte bis 14,3 % (Vietinghoff et al., 1994) auf. Die bathymetrische und sedimentologische Klassifizierung des LUNG ist in Abbildung 3.1. dargestellt.

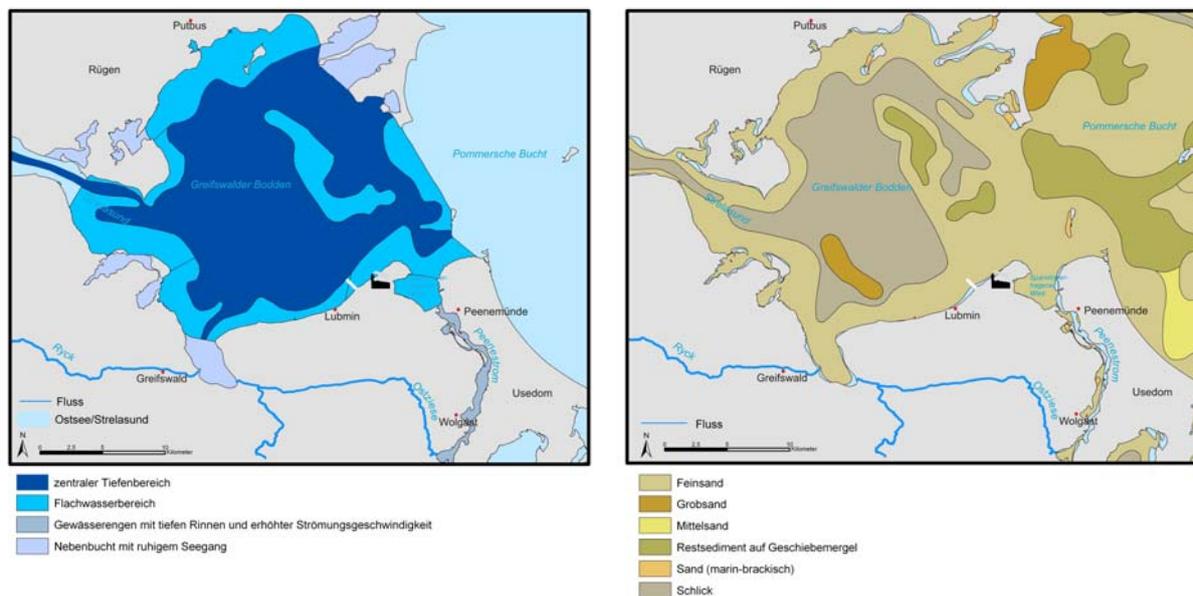


Abbildung 3.1 : Bathymetrische (links) und sedimentologische (rechts) Klassifizierung des Greifswalder Boddens und seiner Randgebiete (Geodaten bereit gestellt durch das LUNG (2008b)).

In den Flachwasserbereichen des Greifswalder Boddens finden sich deutliche Unterschiede zwischen den nördlichen und westlichen bzw. südlichen und der flachen Boddenrandschwelle. So zeigten Hübel et al. (1995), Vietinghoff et al. (1994), Geisel & Meißner (1989), Skabell (1988) und andere Autoren, dass der Makrophytenbewuchs in den südlichen Flachwasserbereichen weniger ausgeprägt ist als in den westlichen und nördlichen Bereichen sowie auf der Boddenrandschwelle, während das Makrozoobenthos sowohl im westlichen wie auch im südlichen Teil in erhöhten Dichten gegenüber den nördlichen Gebieten auftritt. Dieser Gradient kann in Zusammenhang mit einer allgemeinen Tendenz zu besserer Wasserqualität im nördlichen gegenüber dem südlichen Greifswalder Bodden (von Weber, pers. Mitt.) gesehen werden, gleichzeitig sind die südlichen Flachwasserbereiche aufgrund der geraden Küstenlinie zudem gegenüber den stark gegliederten, nördlichen Gebieten deutlich stärker exponiert, d.h. Strömungen, Wind und Wellen können hier die Flora und Fauna stärker prägen.

Daher weist die Monitoringstation Lubmin nur eine geringe Makrophytenbesiedlung auf: Der Flachwasserbereich an den aktuell beprobten Monitoringstationen im westlichen (Zudar) und südlichen (Lubmin) Greifswalder Bodden bis 1,5 bzw. 2,0 m Tiefe ist unbewachsen und so fehlen die typischen Makrophytenarten des Flachwassers (*Characeen*, *Ruppia cirrhosa*), das Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und das Seegras (*Zostera marina*) treten nur vereinzelt auf und lediglich das Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) kommt häufig vor (Fürhaupter et al., 2007).

3.2 Transporte im Großraum der Vorpommerschen Bodden

Um mögliche Einflüsse der Kraftwerke (SKW + 2 GuD) auf die Nährstoffsituation im Greifswalder Bodden zu untersuchen, müssen zunächst die großräumigen Einflüsse betrachtet werden. Dazu wird der Greifswalder Bodden hier im Gesamtzusammenhang des Großraumes Greifswalder Bodden – Achterwasser – Peenestrom – Oderhaff betrachtet. Das Oderhaff wirkt als Auffangbecken für die Abflüsse der Oder mit erheblichen Nährstoffeinträgen aus einem Einzugsgebiet von 120.000 km².

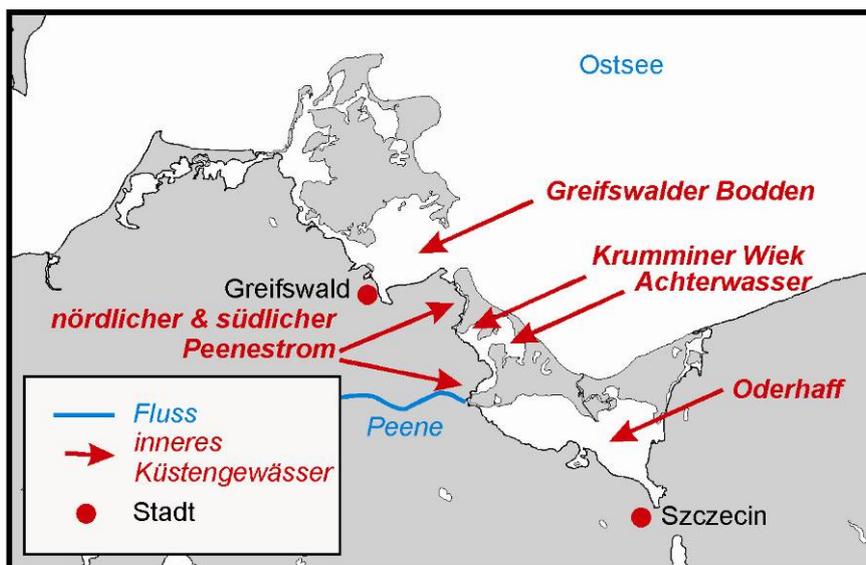


Abbildung 3.2: Großraum Vorpommersche Bodden.

Für die Betrachtung werden Satellitendaten herangezogen. Beispielhaft soll hier für zwei für das Modelljahr typische Windsituationen vorgestellt werden, wie das im Wasser suspendierte Material im Großraum zwischen Oderhaff und Greifswalder Bodden transportiert wird (siehe Abbildung 3.3-Abbildung 3.7). Die Abbildungen stellen Schwebstoffe (lebendes und totes organisches sowie anorganisches Material: Phytoplankton, abgestorbenes Phytoplankton und Sedimentpartikel) bzw. Chlorophyll a (ein Maß der Phytoplanktonbiomasse) dar.

Westwind (Frühjahr)

Das Beispiel vom 29.03.2002 (Abbildung 3.4) zeigt eine Westwindlage, die mit Windgeschwindigkeiten um 5 m/s für eine Dauer von drei Tagen gemessen an der Darßer Schelle anhielt. In der Chlorophyllverteilung ist der Ausstrom aus dem Peenestrom mit erhöhten Chlorophyllkonzentrationen in östliche Richtungen erkennbar.

Bei den vorherrschenden westlichen Winden wurde das Peenewasser zum größeren Teil in den Peenestrom gedrückt, ein kleinerer Anteil des Peenewassers erreichte das Kleine Haff. Im Peenestrom vermischte sich das nordwärts getriebene Wasser mit dem alten Peenestromwasser (weiterhin bräunliche Farbe). Das Achterwasser blieb von dieser Vermischung ausgeschlossen (östliche Teil des Achterwassers sind gelb). Das bräunliche Peenestromwasser passierte den Bereich des Ansaugkanals und wurde nach Erreichen des Greifswalder Boddens im Wesentlichen nach Osten aus dem Bodden in

die Pommersche Bucht transportiert. Das stimmt sehr gut mit der Chlorophyllfahne (siehe Abbildung 3.4) überein.

Sehr markant ist auch die Schwebstoffwolke im westlichen und zentralen Greifswalder Bodden. Im Küstenbereich erodiertes und resuspendiertes, vorwiegend anorganisches Material wurde in den zentralen Greifswalder Bodden transportiert. Ein Teil des Peenestromwassers scheint auch den nördlichen Greifswalder Bodden erreicht zu haben. Im zentralen Bereich des Kleinen Haffs ist auch eine Schwebstoffwolke, jedoch mit deutlich höheren Konzentrationen zu erkennen.



Abbildung 3.3: Ausbreitung verschiedener Wassermassen in einer Westwindsituation (29.3.2002) bei Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden nach Osten, Satellitendaten: Landsat 7 ETM+ Szene vom 29.3.02 (Land RGB, Wasser Falschfarben RGB)

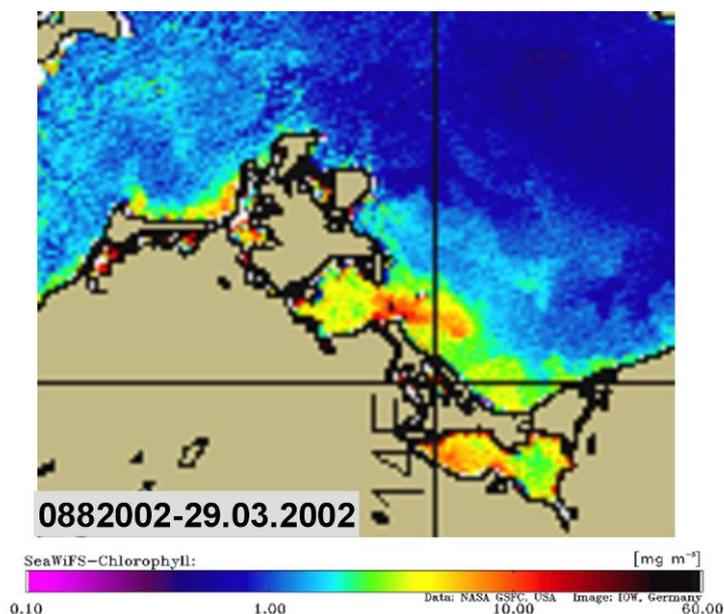


Abbildung 3.4: Chlorophyllverteilung in einer Westwindsituation (29.3.2002) bei Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden nach Osten

Ostwind (Sommer)

Diese sommerliche Ostwindsituation (20.08.2002) lag in einer anhaltenden Hochdruckphase mit östlichen bis südöstlichen Winden um 5 m/s und einem Maximum um 10 m/s am 24.08.2002.

Die Chlorophyllverteilung (Abbildung 3.5) ist gekennzeichnet durch einen Ausstrom der Oder aus dem Peenestrom nach Norden, der teilweise den Bodden verlässt, aber auch in den Nordteil des Greifswalder Boddens gelangt. Der frische Zustrom der Oder in das Oderhaff ist durch geringe Konzentrationen (blaues Wasser) gekennzeichnet. Das Große Haff ist durch den Zustrom der Oder und durch hohe Dynamik geprägt. Durch lange Verweilzeiten im Kleinen Haff treten hier die maximalen Phytoplankton-Konzentrationen auf. Das Kleine Haff zeigt zirkulierende Strömungen, wodurch die längeren Verweilzeiten entstehen (Siegel et al., 2005). Im Greifswalder Bodden sind die Phytoplankton-Konzentrationen zu jedem Zeitpunkt deutlich niedriger als im Oderhaff.

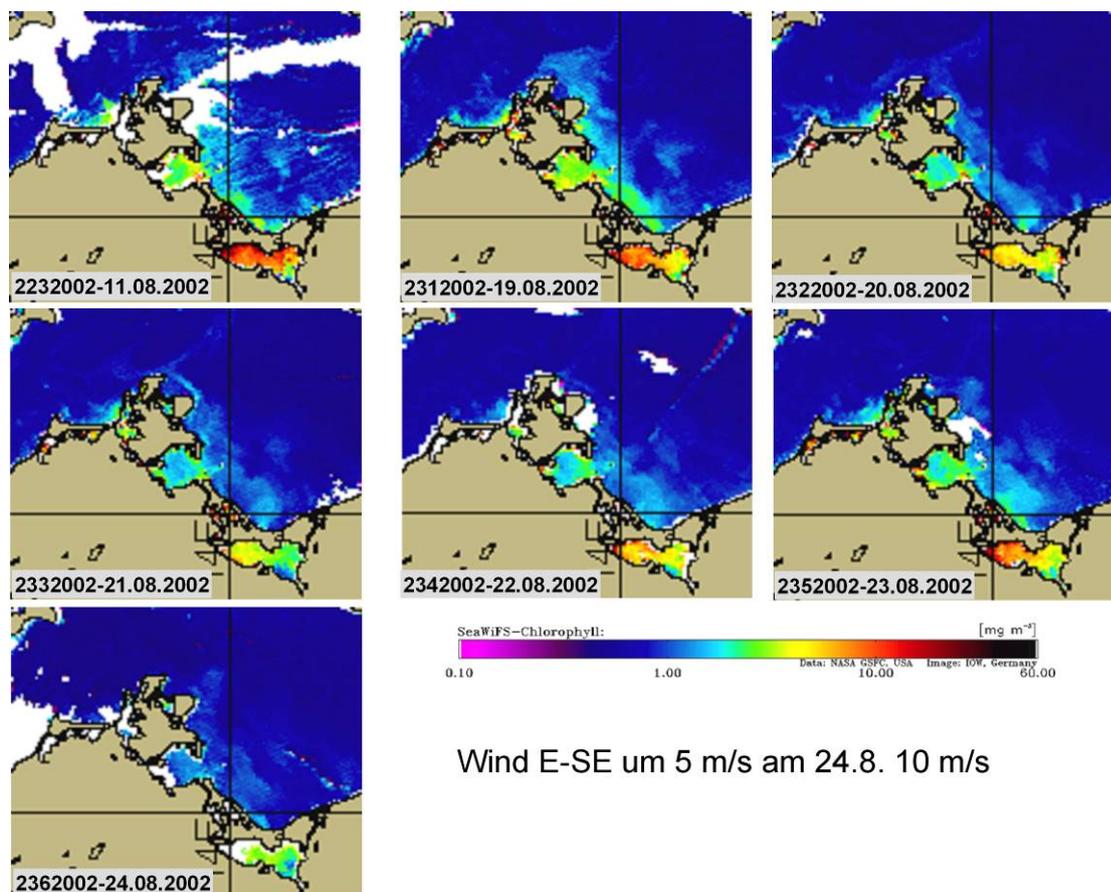


Abbildung 3.5: Chlorophyllzeitreihe im August 2002 während einer anhaltenden Phase östlicher bis südöstlicher Winde um 5 m/s und einem Maximum um 10 m/s am 24.08.2002 abgeleitet aus SeaWiFS- Daten

Die Abbildungen Abbildung 3.5 und Abbildung 3.6 (Ostwind, August 2002) gestatten einen detaillierten Einblick in die dynamischen Prozesse im System Oderhaff – Greifswalder Bodden. Auch hier wurden im Kleinen Haff die höchsten Schwebstoffkonzentrationen angetroffen. Der frische Oderzustrom ist durch eine dunklere Wasserfarbe im Bereich der Boddenrandschwelle charakterisiert.

Aus dem Vergleich der Strukturen in den einzelnen Spektralkanälen kann man auf eine geringere Schwebstoffkonzentration im Bereich der Boddenrandschwelle gegenüber dem Oderhaff und dem Peenestrom schließen. Die hellen Streifen im Kleinen Haff deuten auf Oberflächeneffekte hin (Abbildung 3.6), die durch Cyanobakterien erzeugt sein können, die mit der Strömung auch in den Peenestrom transportiert wurden. Das Peenewasser wird bei den östlichen Winden auch in den Peenestrom abgelenkt. Das Wasser aus dem Oderhaff mit erhöhten Schwebstoffkonzentrationen hatte den Bereich der Krumminer Wiek erreicht, allerdings waren der innere Teil der Krumminer Wiek und des Achterwassers unbeeinflusst. Das alte Peenestromwasser füllte die Spandowerhagener Wiek aus und breitete sich im Bereich des Eingangs zum Greifswalder Bodden nach Norden aus. Die Strukturen im südwestlichen Greifswalder Bodden (Abbildung 3.7) sind erhöhte Schwebstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser, die auf Blaualgen hinweisen.



Abbildung 3.6: Ostwindsituation (20.8.2002) im System Greifswalder Bodden, Peenestrom, Achterwasser Oderhaff und Pommersche Bucht, Satellitenaufnahme: Landsat 7 ETM+ Szene (Quasi-Echtfarbandarstellung, RGB)



Abbildung 3.7: Schwebstoffverteilung im Greifswalder Bodden (Ostwind, 20.8.2002), Landsat 7 ETM+ (Quasi-Echtfarbandarstellung, RGB)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Greifswalder Bodden im Vergleich zum unmittelbar von der Oder beeinflussten Oderhaff deutlich geringeres Phytoplanktonwachstum aufweist. Dies ist zu erklären durch den deutlich größeren Austausch mit der nährstoffärmeren Ostsee. Ein Transport von Oderwasser durch den Peenestrom zum Greifswalder Bodden findet ohne Kraftwerkseinfluss in gewissem Maße statt. Schwebstoffe (u.a. Phytoplankton, organisch gebundene Nährstoffe) aus dem südlichen Peenestrom werden unter natürlichen Bedingungen mitunter bis in den nördlichen Greifswalder Bodden transportiert, liegen dort aber verdünnt vor. Im Flachwasserbereich der Boddenrandschwelle können Prozesse vor Ort, z.B. Resuspension stattfinden, die nicht mit dem Eintrag aus der Oder zusammenhängen.

3.3 Wasserbilanz des Greifswalder Boddens

Die Wasserbilanz des Greifswalder Boddens (Abbildung 3.8) wird maßgeblich durch den Austausch mit der Ostsee geprägt. Ein starker Wasseraustausch bringt gleichzeitig einen starken Austausch von gelösten Stoffen (z.B. Nährstoffe) und treibenden Organismen (z.B. Phytoplankton, Zooplankton) mit sich. Dieser starke Austausch unterscheidet außerdem den Greifswalder Bodden von den meisten anderen inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Die Größenordnung der Austauschprozesse wird in der Wasserbilanz deutlich.

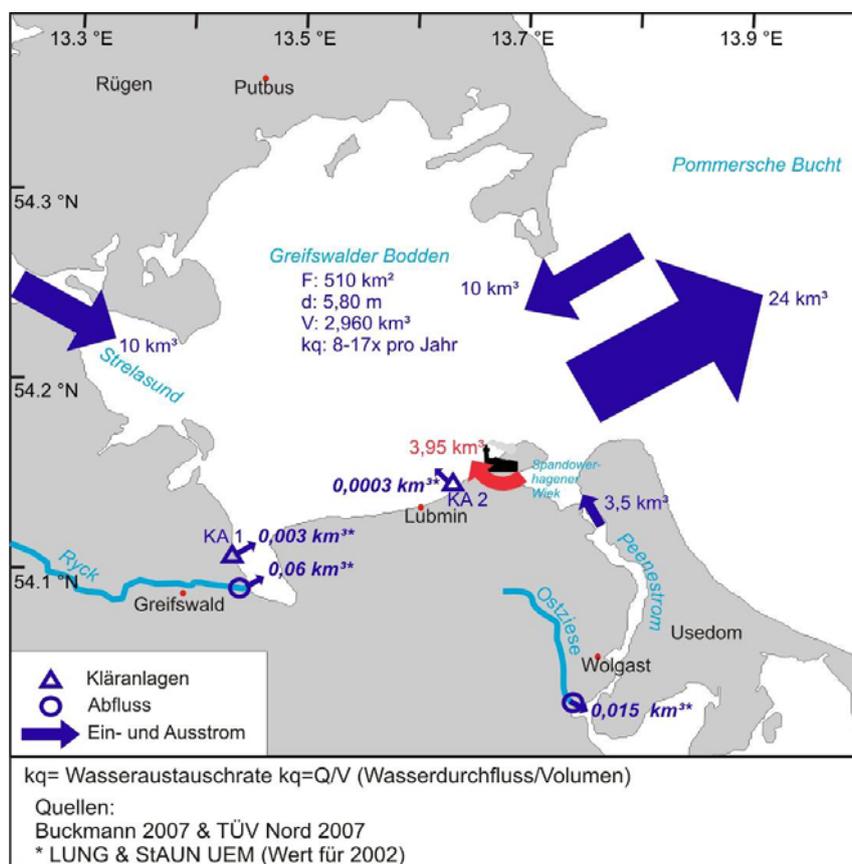


Abbildung 3.8: Wasserbilanz des Greifswalder Boddens anhand von Daten der UVU sowie ergänzende Daten des LUNG und des StÄUN UEM (fett kursiv)

Diese Zahlen geben die bislang vorliegenden Angaben der Gutachten Froelich & Sporbeck (2007), Buckmann (2007) und TÜV Nord (2007) wider. Die Angaben zu den Flüssen und Kläranlagen wurden für das Jahr 2002 aus den vom LUNG und StAUN UEM zur Verfügung gestellten Daten in der Abbildung ergänzt (dargestellt in fett kursiv). Die Angaben von Buckmann (2007) zum Ein- und Ausstrom mit der Pommerschen Bucht stimmen in etwa mit den Angaben vom WWD (1969) überein. Dort werden 34,479 km³/a Austausch insgesamt genannt, wobei 24,054 km³/a auf den Ausstrom und 10,425 km³/a auf den Einstrom entfallen (WWD, 1969). Weitere Angaben zur Wasserbilanz des Greifswalder Boddens, zusammengestellt aus unterschiedlichen Quellen, finden sich in Schiewer (2008):

Tabelle 3.1: Charakteristika der Wasserbilanz des Greifswalder Boddens

Wasserhaushaltselement	Wert
Mittlerer Süßwassereintrag	0,106 km ³ /a
Mittlerer Einstrom (von Ostsee)	34,419 km ³ /a
Mittlerer Ausstrom	34,525 km ³ /a
Aufenthaltszeit (Tage)	36
Wasseraustauschrate (pro Jahr)	0,10

Zur Austauschrate des Greifswalder Boddens gibt es ebenfalls unterschiedliche Angaben. Untersuchungen von Vietinghoff et al. (1994) gingen von einem 12fachen jährlichen Austausch des Wassers des Greifswalder Boddens mit der vorgelagerten Ostsee aus. Nach Stigge (1989) hingegen wurde mit Hilfe langjähriger Messreihen ermittelt, dass das gesamte Volumen des Greifswalder Boddens im Jahr durchschnittlich achtmal „ausgetauscht“ wird. Die übrigen Bilanzelemente des Wasserhaushalts wie Niederschlag, Verdunstung, Flusswasserzufuhr sowie der Aus- und Einstrom über den Strelasund sind im Vergleich zu diesem Hauptelement von geringerer Größenordnung und fallen über längere Zeiträume kaum ins Gewicht (Stigge, 1989). Der Durchsatz zwischen Greifswalder Bodden und Strelasund von Süd nach Nord schwankt zwischen 10 und -4 km³ und liegt im langjährigen Mittel bei 3,559 km³/a (Stigge, 2005). Bachor (2005) nennt hingegen einen Zustrom vom Strelasund von 4,74 km³ in den Greifswalder Bodden. Die Angaben zum Ausstrom des Peenestroms variieren in einer Größenordnung von 2-8 km³/a (Buckmann et al., 1998, Vietinghoff et al., 1994). Der Wasseraustausch mit der Ostsee spielt somit für Wasserqualität und Ökologie des Greifswalder Boddens eine bedeutende Rolle.

3.4 Zentrale Ökosystemprozesse

Die den Greifswalder Bodden bestimmenden Prozesse sind die Stoffflüsse von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat. Diese wurden in der UVU (Froelich & Sporbeck, 2007) nicht näher betrachtet. An dieser Stelle sollen daher die Stoffflüsse als zentrale Aspekte der ökosystemaren Zusammenhänge und Wechselwirkungen beleuchtet werden. Umfassende Darstellungen zum Ökosystem des Greifswalder Boddens finden sich an anderer Stelle (Schiewer, 2008; Lampe, 1998; Streicher et al., 1989; Vietinghoff et al., 1994).

Wie die meisten anderen Küstengewässer ist das Ökosystem des Greifswalder Boddens aufgrund der geringen Wassertiefe durch eine starke Kopplung zwischen den Prozessen im Oberflächen- und im Bodenwasser geprägt (Schiewer, 2008). Dies betrifft insbesondere die Stoffflüsse (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Sauerstoff).

Die Verfügbarkeit der Stoffe bestimmt wesentlich die räumlichen und zeitlichen Abläufe der zentralen Ökosystemprozesse (Primärproduktion, Sekundärproduktion, Remineralisierung) und stellt daher eine der zentralen Fragen in der Einschätzung der Auswirkungen der Kraftwerke dar. In Abbildung 3.9 sind die zentralen potentiellen Auswirkungen auf die stoffliche Verteilung sowie die Wechselwirkungen konzeptionell dargestellt. Von besonderer Bedeutung sind Fragen nach einer möglichen Nährstoffumleitung von etwa sechsmal höher belastetem Peenestromwasser, zum anderen die Frage nach einer möglichen Wasserschichtung im Bereich der Kühlwasserfahne. Über die Wirkkaskade Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen – Erhöhung des Phytoplanktonwachstums – Erhöhung der Detritusmengen (totes organisches Material) – Erhöhung des organischen Sedimentvorrats – Erhöhung der Remineralisierungsraten und des bodennahen Sauerstoffverbrauchs könnte Sauerstoff verstärkt gezehrt werden. Bei gleichzeitiger Ausbildung einer durch das Kühlwasser ausgebildeten Dichteschichtung des Wassers könnte wiederum die Sauerstoffnachlieferung aus dem Oberflächenwasser unterbunden werden, so dass bodennah Sauerstoffmangelsituationen eintreten könnten. Die Folgen von Sauerstoffmangel können für das Ökosystem negativ sein, da sie zur Freisetzung von Phosphat aus den Sedimenten führen können.

Weitere wesentliche Fragen bei der Betrachtung der Kühlwassereinleitung ist die Beeinflussung von Lebensräumen durch eine Veränderung der Temperatur und/oder Salzgehaltsregime, die zum Teil bereits in der UVU auf Basis der Modellergebnisse von Buckmann (2007) abgeschätzt wurden. Weitere negative Einflüsse können sich durch Veränderungen der Wassertransporte ergeben.

Ausgewählte potentielle Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und -einleitung auf das Ökosystem

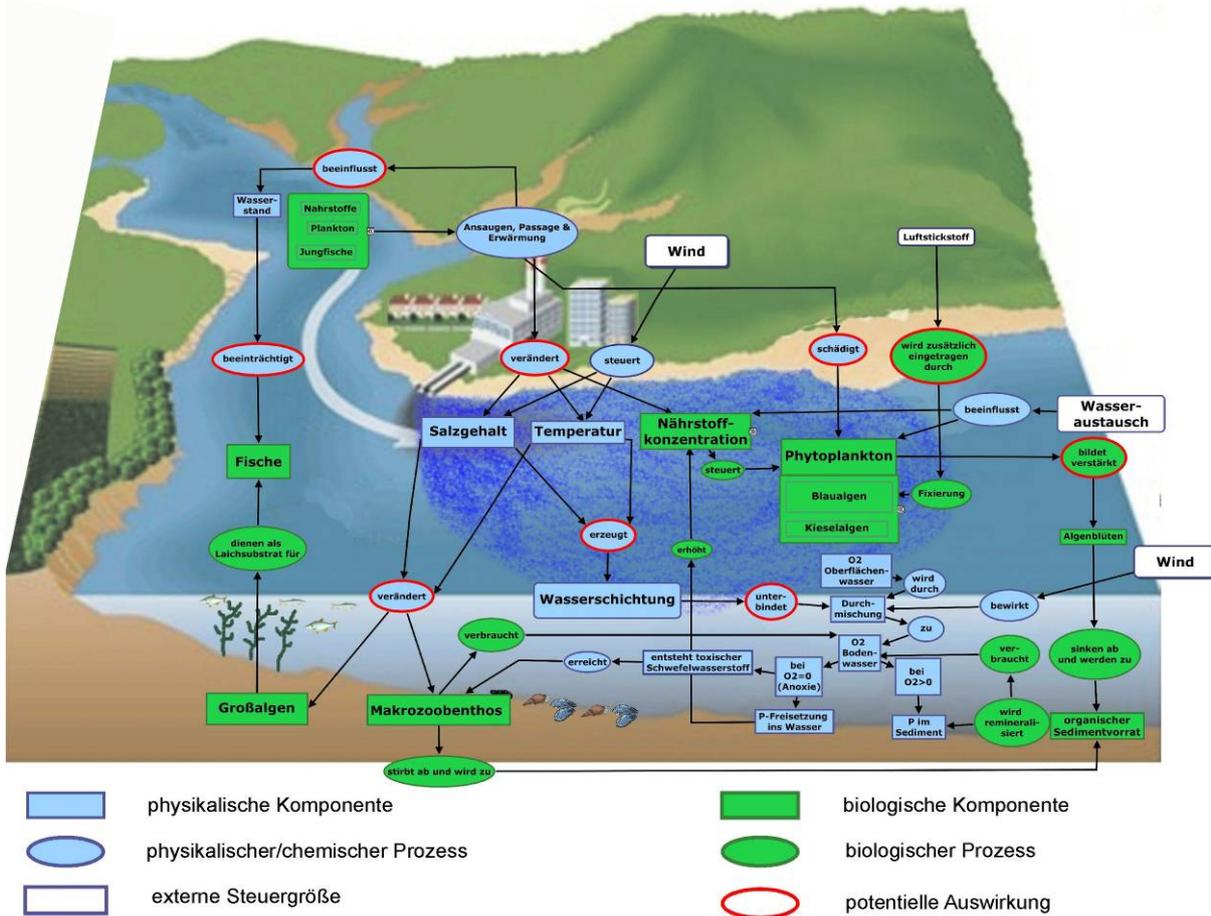
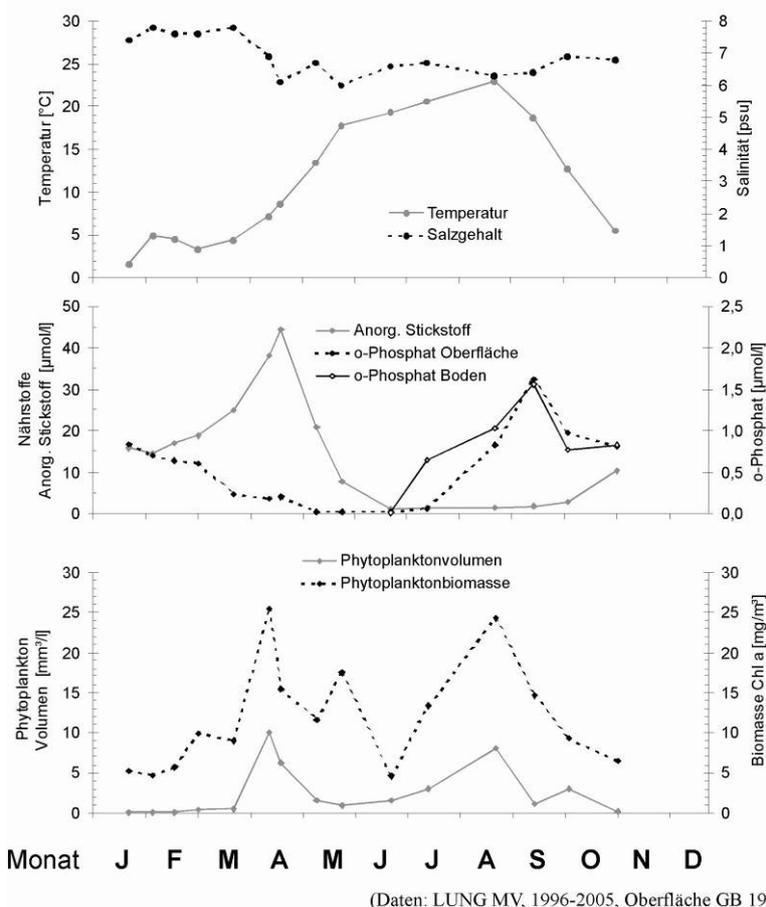


Abbildung 3.9 Konzeptmodell zu zentralen Wechselwirkungen im Ökosystem mit ausgewählten potentiellen Einflüssen der Kühlwasserentnahme und -abgabe.

3.5 Zeitliche Dynamik

Von zentraler Bedeutung für den Stoffhaushalt im Greifswalder Bodden sind das Frühjahr (März bis Mai) sowie der Sommer (Juni bis August). In diesen Monaten finden sich die Kennzeichen des für marin geprägte Gewässer typischen Jahresganges der ökologischen Prozesse (siehe Abbildung 3.10).



(Daten: LUNG MV, 1996-2005, Oberfläche GB 19)

Abbildung 3.10: Zeitliche Dynamik zentraler ökologischer Parameter im Greifswalder Bodden (Daten: Küstengewässermonitoring 2002, Station GB 19, LUNG, 2007)

Insbesondere die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons bestimmt das Ausmaß der Primärproduktion und damit die dem System zur Verfügung stehende organische Masse. Mit dem Abschmelzen des winterlichen Eises, das spätestens im März stattfindet (Blümel et al., 2002) und der zunehmenden Tageslänge steigt die Lichtverfügbarkeit, so dass das Phytoplankton wachsen kann (siehe Abbildung 3.10, unten). Auch die Temperatur ist ein wesentlicher Faktor für den Beginn der Frühjahrsblüte (Schiewer, 2008). Die von Kieselalgen dominierte Frühjahrsblüte findet zwischen Mitte März und Ende April statt (Westphal & Lenk, 1998; Schmidt, 1988; 1990; Kell, 1989). Hierbei werden große Mengen an gelöstem anorganischen Stickstoff verbraucht (siehe Abbildung 3.10, Mitte). Nachdem der Stickstoff durch das Phytoplanktonwachstum im Frühjahr weitestgehend aufgebraucht ist, kann es im Sommer, sobald die Wassertemperaturen 20°C überschreiten, zum Wachstum von Blaualgen kommen.

Viele Blaualgenarten sind unabhängig von der Stickstoffkonzentration im Wasser, da sie in der Lage sind, im Wasser gelösten Luftstickstoff für die Photosynthese zu nutzen. Auf die Phytoplanktonblüte im Frühjahr folgt das Wachstum des nächsten Gliedes in der Nahrungskette, des Zooplanktons, mit einem Maximum im Mai/Juni (Schiewer, 2008; Brenning, 1989). Das Vorhandensein von Zooplankton ist wesentlich zur Ernährung der Larven des Rügenschens Frühjahrsherings, welcher ab Ende März im Greifswalder Bodden laicht (Klinkhardt, 1996; Biester, 1989).

Der Salzgehalt hat keinen ausgeprägten Jahresgang, sondern bleibt im gesamten Jahresverlauf stabil um 7 PSU. Dieser Salzgehalt fällt mit dem von Remane (1934) ermittelten Wert für das Artenminimum zusammen, weshalb die Artenvielfalt im Greifswalder Bodden verhältnismäßig gering ist (z.B. Kell, 1989). Die höchsten Wassertemperaturen finden sich Ende August.

Die Frühjahrsblüte bedeutet eine massive Ansammlung von organischem Material in der Wassersäule. Auf die Bedeutung solcher Algenblüten für ein aquatisches Ökosystem wurde bereits im Kapitel 3.4 eingegangen.

3.6 Natürliche Variabilität

Große Variabilität kennzeichnet den Großteil der Umweltparameter im Greifswalder Bodden. Die Analyse von Veränderungen, welche die Kühlwassereinleitung hervorruft, muss stets die natürliche Variabilität im Ökosystem berücksichtigt werden. Sowohl im Jahresgang wie auch zwischen den Jahren finden sich bei zentralen Parametern (z.B. Temperatur, Nährstoffkonzentration und Phytoplanktonbiomasse) hohe Variabilitäten.

Wie ein Vergleich der monatlichen Monitoringdaten (Küstengewässermonitoring des LUNG) im zentralen Greifswalder Bodden über einen Zeitraum von 10 Jahren zeigt (siehe Abbildung 3.11), bewegen sich die monatlichen Temperaturen natürlicherweise in einem Bereich von 3 bis 6 K und der Salzgehalt zwischen 5,5 und 9,5 psu. Die von den ökologischen Prozessen gesteuerten Nährstoffkonzentrationen, die Sichttiefen und die Phytoplanktonbiomassen zeigen eine besonders hohe natürliche Variabilität: Im Frühjahr (März bis Mai) sind Abweichungen vom Monatsmittelwert über 100 % für gelöstes Phosphat, gelösten Stickstoff und Phytoplankton keine Ausnahme, sondern eher die Regel. Die hier beispielhaft dargestellte natürliche Variabilität dient als wesentliche Hintergrundinformation und Orientierungshilfe bei der Analyse der Modelldaten.

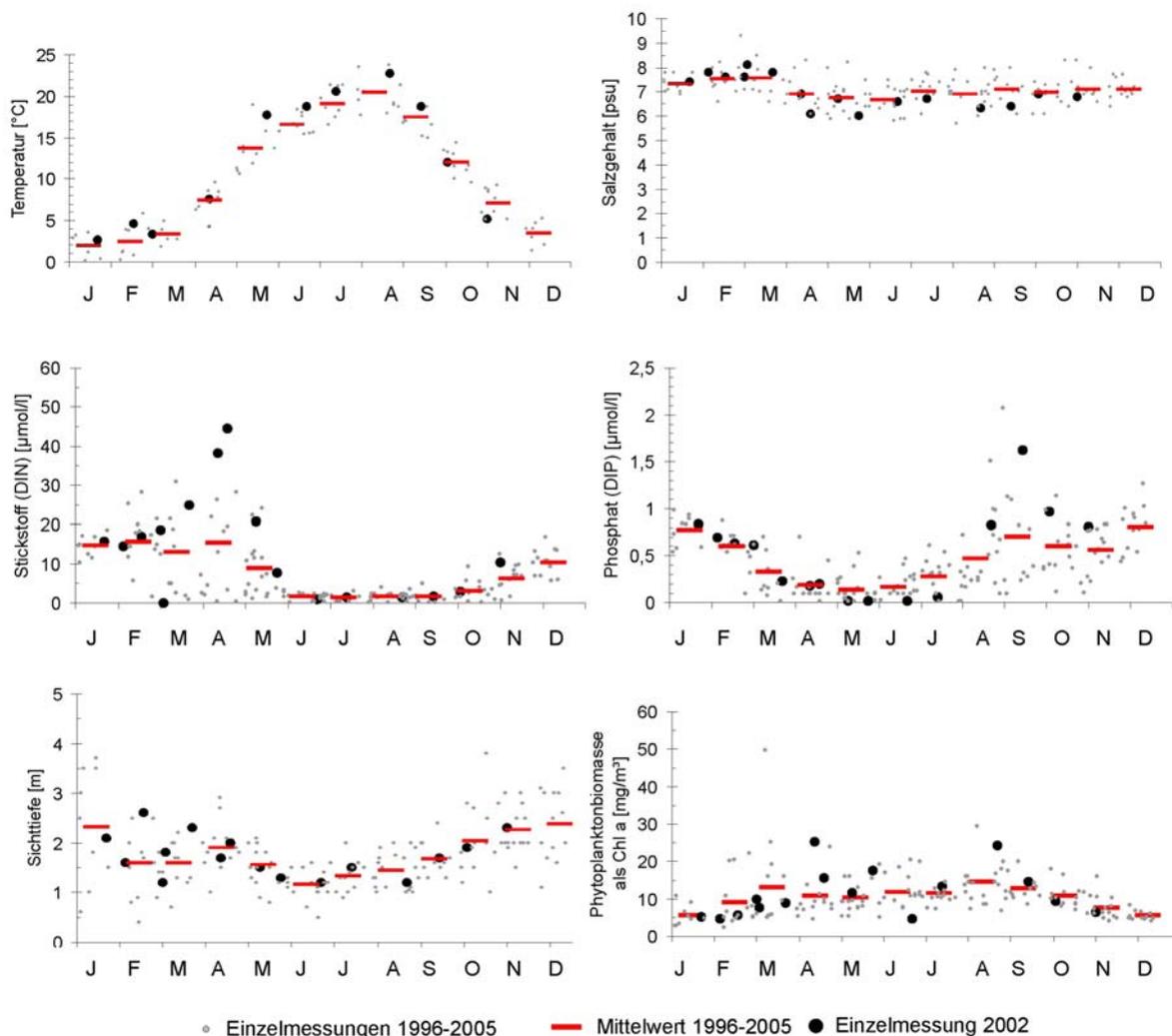


Abbildung 3.11: Natürliche Variabilität ausgewählter physikalischer und biogeochemischer Parameter im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB 19) über einen Zeitraum von 10 Jahren. Daten: Küstengewässermonitoring, LUNG (2007). Das simulierte Jahr 2002 ist gegenüber den übrigen Jahren hervorgehoben.

3.7 Typisierung nach EG WRRL

Der Greifswalder Bodden und die Spandowerhagener Wiek sind als Küstengewässer in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene ausgewiesen (LUNG, 2005). Nach der Typologie der Wasserrahmenrichtlinie für die deutschen Ostseeküstengewässer (von Weber et al., 2002; Schernewski und Wielgat, 2004) wird der Greifswalder Bodden als Küstengewässertyp B2a ausgewiesen, während die Spandowerhagener Wiek als Teil des Wasserkörpers Peenestrom zum Küstengewässertyp B1a zählt (LUNG, 2005). Die Charakteristika finden sich in Tabelle 3.2 .

Tabelle 3.2: Zuordnung der betrachteten Wasserkörper sowie Charakteristika nach WRRL (LUNG, 2005)

Wasserkörper	Greifswalder Bodden	Peenestrom (einschl. Spandowerhagener Wiek)
Küstengewässertyp	B2a: mesohalines inneres Küstengewässer	B1a: oligohalines inneres Küstengewässer
Salzgehalt	5-10 psu	0,5-3
Wasseraustausch	mäßig bis gut	gering
Sediment	schlickig, in exponierten Flachwasserzonen auch sandige Sedimente	schlickig oder Mischsediment
Besiedlung	eine reduzierte marine Besiedlung; salztolerante marine Organismen, insbesondere im unteren Bereich der Salzgehaltsspanne werden die Zönosen durch Süß- und Brackwasserarten ergänzt; häufige Algenblüten	überwiegend von limnischen und salztoleranten marinen Organismen geprägte Besiedlung

Der Peenestrom inkl. Spandowerhagener Wiek wird dem Küstengewässertyp B1a zugeordnet (LUNG, 2005), ist aber durch einen deutlichen Salzgehaltsgradienten mit von Nord nach Süd abnehmenden Salzgehalten gekennzeichnet. Die im nördlichen Peenestrom (P20) gemessenen Salzgehaltskonzentrationen liegen im langjährigen Mittel bei 4,3 psu (LUNG, 2004) und weichen damit von der Typisierung nach WRRL ab. In der Spandowerhagener Wiek können aufgrund der Nähe zur Ostsee Salzgehalte mit einer Schwankungsbreite von 0,4 - 10,1 psu (langjähriges Mittel an GB 9, 1971-1991: 3,9 psu, LUNG, 2008a) auftreten. Im nördlichen Peenestrom können ebenfalls deutlich höhere Salinitäten bis zu 7,5 psu vorkommen (LUNG, 2004).

Die zu betrachtenden Küstengewässerkörper wurden im Rahmen der vorläufigen Ausweisung erheblich veränderter/künstlicher Oberflächengewässer als „nicht erheblich verändert“ eingestuft.

Das Klassifizierungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie für die Küstengewässer befindet sich derzeit in der Entwicklung. In der Bestandsaufnahme konnte aufgrund bislang nicht abschließend ausformulierter Klassifizierungs- und Bewertungssysteme keine abschließende Einschätzung der Wasserkörper getroffen werden (von Weber, 2005). Für den Greifswalder Bodden und die Spandowerhagener Wiek wird „wahrscheinlich kein guter Zustand“ erwartet (LUNG, 2005). Eine Erreichung des „guten Zustands“ wird bis zum Jahr 2027 angestrebt (von Weber, pers. Mitt.).

Die Hauptursache für den Zustand ist in den Belastungen des Greifswalder Boddens durch Stickstoffeinträge aus den Ostvorpommerschen Zuflüssen inkl. des Peeneinzugsgebietes, sowie durch atmosphärische Deposition und Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment des Greifswalder Boddens zu sehen. Der Greifswalder Bodden ist als eutroph und die Spandowerhagener Wiek als polytroph eingestuft (LUNG, 2005).

Im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie muss trotz unvollständiger Bewertungssysteme abgeschätzt werden, inwieweit das geplante Vorhaben – der Bau eines Steinkohlekraftwerkes zusätzlich zu zwei bereits genehmigten Gas- und Dampfkraftwerken - die für die Wasserkörper formulierten Bewirtschaftungsziele bzw. Umweltziele gefährdet. Dabei sind insbesondere das Verbesserungsgebot und das Verschlechterungsverbot zu berücksichtigen. Die auf europäischen

Vorgaben beruhenden Regelungen verbieten nicht die negative Veränderung einzelner Qualitätskomponenten oder –merkmale, sofern sich dadurch keine Verschlechterung der Zustandsklasse ergibt (Elgeti et al., 2006). Zur Beurteilung der Zustandsklasse eines Wasserkörpers mit mehreren Monitoringstationen fehlt derzeit noch ein System.

In Ermangelung abgeschlossener Bewertungssysteme werden derzeit Zwischenerkenntnisse als Entscheidungsgrundlage genutzt. Für mesohaline innere Küstengewässer liegen bislang Orientierungswerte für die physikalisch-chemischen sowie vorläufige Referenzwerte für einige biologische Qualitätskomponenten vor (Tabelle 3.3). Diese Orientierungswert für Stickstoff, Phosphat und Chlorophyll a werden derzeit teilweise erreicht, zu den meisten Messterminen jedoch noch überschritten (siehe LUNG, 2008c).

Tabelle 3.3: Orientierungswerte für die Klassifizierung nach WRRL

	Orientierungswert für den guten Zustand	Zeitlicher Bezug
Physikalisch-chemische Qualitätskomponente		
Anorganisches gelöstes Phosphat (DIP) [$\mu\text{mol/l}$]	0,2-0,4 (BLMP, 2007)	November bis Februar
Anorganischer gelöster Stickstoff (DIN) [$\mu\text{mol/l}$]	9-12 (BLMP, 2007)	November bis Februar
Gesamtposphor [$\mu\text{mol/l}$]	0,5-0,9 (BLMP, 2007)	gesamtes Jahr
Gesamtstickstoff [$\mu\text{mol/l}$]	12-20 (BLMP, 2007)	gesamtes Jahr
Biologische Qualitätskomponenten		
Chlorophyll a [mg/m^3]	10 (Schubert et al., 2003, Sagert et al., 2006)	März bis Mai

Zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Makrophyten wird derzeit der ELBO-Ansatz (Schubert et al., 2003) getestet. Die Makrophytenstation Lubmin wird danach derzeit mit einem unbefriedigenden ökologischen Zustand (wegen fehlenden Characeen-Gemeinschaften) bewertet, jedoch ist dies nicht auf die Degradation sondern auf den hohen Expositionsgrad der Stationen zurückzuführen (Fürhaupter et al., 2007). Aktuelle Untersuchungen der Makrophytenbestände machen außerdem den im Greifswalder Bodden natürlicherweise vorhandenen Unterschied in Artenzahl und Biomasse (siehe auch Vietinghoff et al., 1994) der Makrophyten im nördlichen gegenüber dem südlichen Teil deutlich.

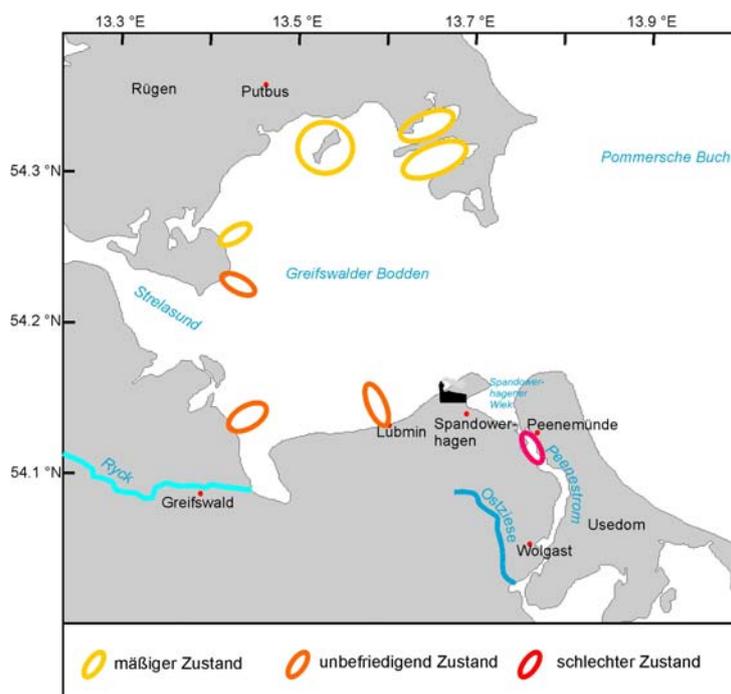


Abbildung 3.12: Aktuelle Ergebnisse der Testbewertung der WRRL-Qualitätskomponente Makrophyten bei Klassifizierung nach ELBO-Ansatz (Schubert et al., 2003); graphische Zusammenfassung der Ergebnisse von Fürhaupter et al. (2007)

4 Auswirkungen auf die Gewässerphysik

4.1 Ergebnisse der 2D-Physik: Wasserstände und Strömungen

Wasserstände und Strömungen werden vorwiegend von den vorherrschenden Windfeldern gesteuert. Der Greifswalder Bodden ist Teil der inneren Küstengewässer Vorpommerns, welche ein gekoppeltes Gesamtsystem darstellen. Das im Maximallastszenario als Kühlwasser verwendete Wasservolumen von $3.950 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ steht einem mittleren Jahresabfluss des Peenestroms von etwa $3.350 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ (abgeschätzt nach Daten von Bachor, 2005) und einem Gesamtvolumen des Greifswalder Boddens von $2.960 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Stigge, 1989) gegenüber.

Um mögliche großräumige Effekte der Entnahme sehr großer Wasservolumina aus dem Peenestrom realitätsnah zu erfassen, wurden Wasserstände und Strömungen mithilfe eines vertikal integrierten, zweidimensionalen, hydrodynamischen Modells untersucht, welches die gesamten inneren Küstengewässer Vorpommerns abbildet. Die Ergebnisse dieser Modellierung dienen darüber hinaus zur Generierung von physikalischen Randbedingungen für die folgenden Modellierungen.

Der 2D-Simulationsraum umfasst die inneren Küstengewässer von der Darß-Zingster Boddenkette bis zum Stettiner Haff sowie Teile der Mecklenburger und der Pommerschen Bucht (siehe Abbildung 2.1).

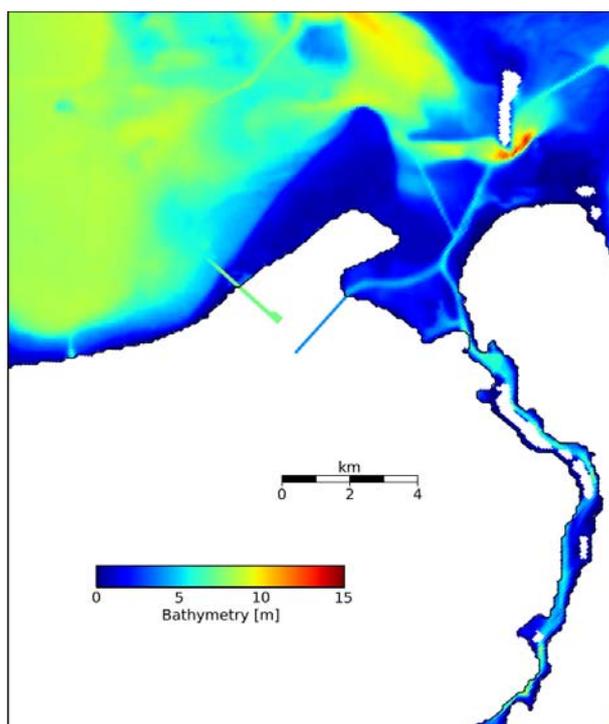


Abbildung 4.1: Für diese Studie verwendete Bathymetrie im Bereich der Peenestrommündung. Weiße Flächen bedeuten Landpunkte. Dunkelblau: Flachwasser (unter 2 m tief). Deutlich zu erkennen sind die Einlauf- und die Auslauftrinne, die hier entlang der Gitterlinien des horizontalen Koordinatensystems gewählt wurden, um eine bessere Auflösung zu erreichen.

Für die 2D-Simulationen wurde die 100 m-Modellbathymetrie des BSH auf ein kurvilineares Gitter abgebildet, siehe Abbildung 2.1 für die Umrisse und die Wassertiefen des Modellgebietes. Die maximale horizontale Auflösung des Modellgitters beträgt etwa 60 m im Bereich der Spandowerhagener Wiek (siehe Abbildung 4.1) und vergrößert sich auf Werte von etwas über 100 m in den Randbereichen des Modells. Zur Erzeugung des Modellgitters wurden hochaufgelöste Küstenlinien über das Modellgebiet gelegt, um eine zuverlässige Land-Wasser-Maske zu erhalten. Weiterhin wurden die Einlauf- und Auslaufrinne in die Bathymetrie integriert, wobei diese entlang der kurvilinearen Koordinatenlinien des Modells gezogen wurden, um eine bessere Auflösung zu erhalten. Weiterhin wurde in Verlängerung der Auslaufrinne ein Kanal bis etwa zur 7-m-Tiefenlinie des Greifswalder Boddens gezogen. Das resultierende Modellgitter hatte eine Anzahl von 1535 X 515 Gitterpunkten. Die Unterteilung des Modellgebietes für die Parallelisierung in Untergebiete sowie die Verteilung auf verschiedene Prozessoren des Linux-Clusters ist in Abbildung 4.2 gezeigt.

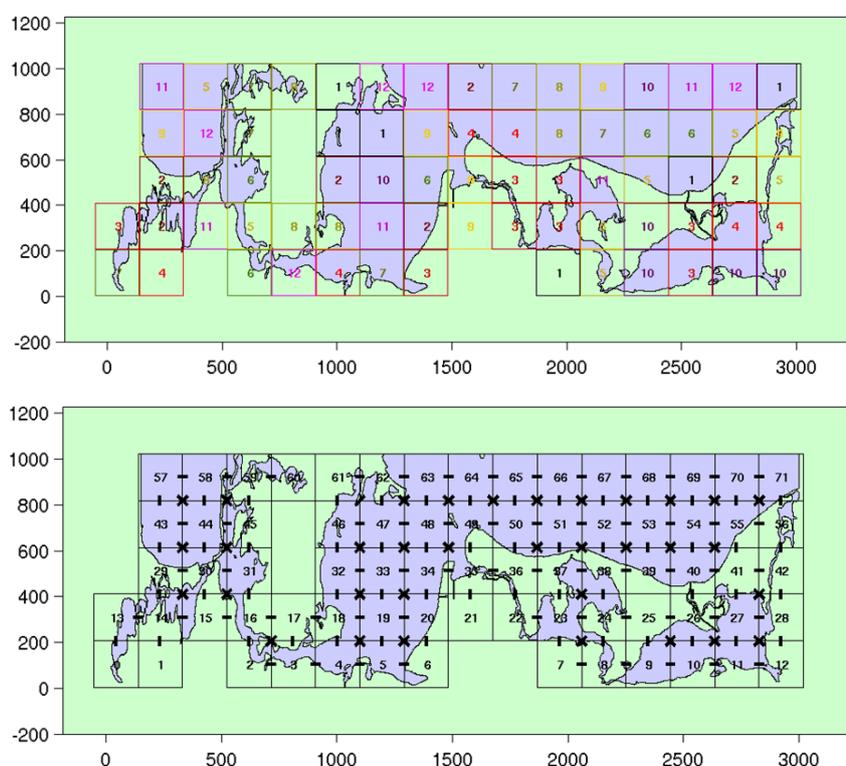


Abbildung 4.2: Verteilung der Untergebiete für die Parallelisierung des 2D-Modells auf die 12 Prozessoren des Linux-Clusters (oben) sowie die Nummerierung der Untergebiete und deren Verbindungen (unten). Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvilineare Koordinatensystem.

4.1.1 Validierung

Zur Validation des vertikal integrierten Modells werden gemessene Pegeldata an einigen Stationen im Modellgebiet mit den modellierten Wasserständen im Modell verglichen. Als Validationszeitraum wurden die Monate Oktober bis Dezember 2001 ausgewählt, um durch kurze Simulationszeiten eine Vielzahl von Simulationen möglich zu machen. In der Validationsphase wurden kleine Fehler in der verwendeten Bathymetrie behoben, um bestmögliche Ergebnisse zu erzielen. Mit der korrigierten

Bathymetrie wird an allen verwendeten Pegeln eine Korrelation zwischen Modellergebnissen und Pegelmessungen von min. 0.85 erreicht. Die Korrelationskoeffizienten der einzelnen Pegel sind in Abbildung 4.3 angegeben.

Die Modellergebnisse bilden hinreichend alle Ereignisse ab und weichen nur wenig von den gemessenen Werten ab. Regionale Unterschiede werden reproduziert, siehe zum Beispiel die Pegel Wolgast (Peenestrom) und Ueckermünde im Vergleich. Verbleibende Unterschiede liegen zum einen an der Unsicherheit der verwendeten Randwerte, speziell die zeitliche Auflösung der Flussdaten und die Unsicherheit der Wasserstände an den offenen Rändern und zum anderen daran, dass die Swine und die Dzwina an einigen engen Stellen trotz der hier verwendeten hohen Modellauflösung nur mäßig abgebildet werden.

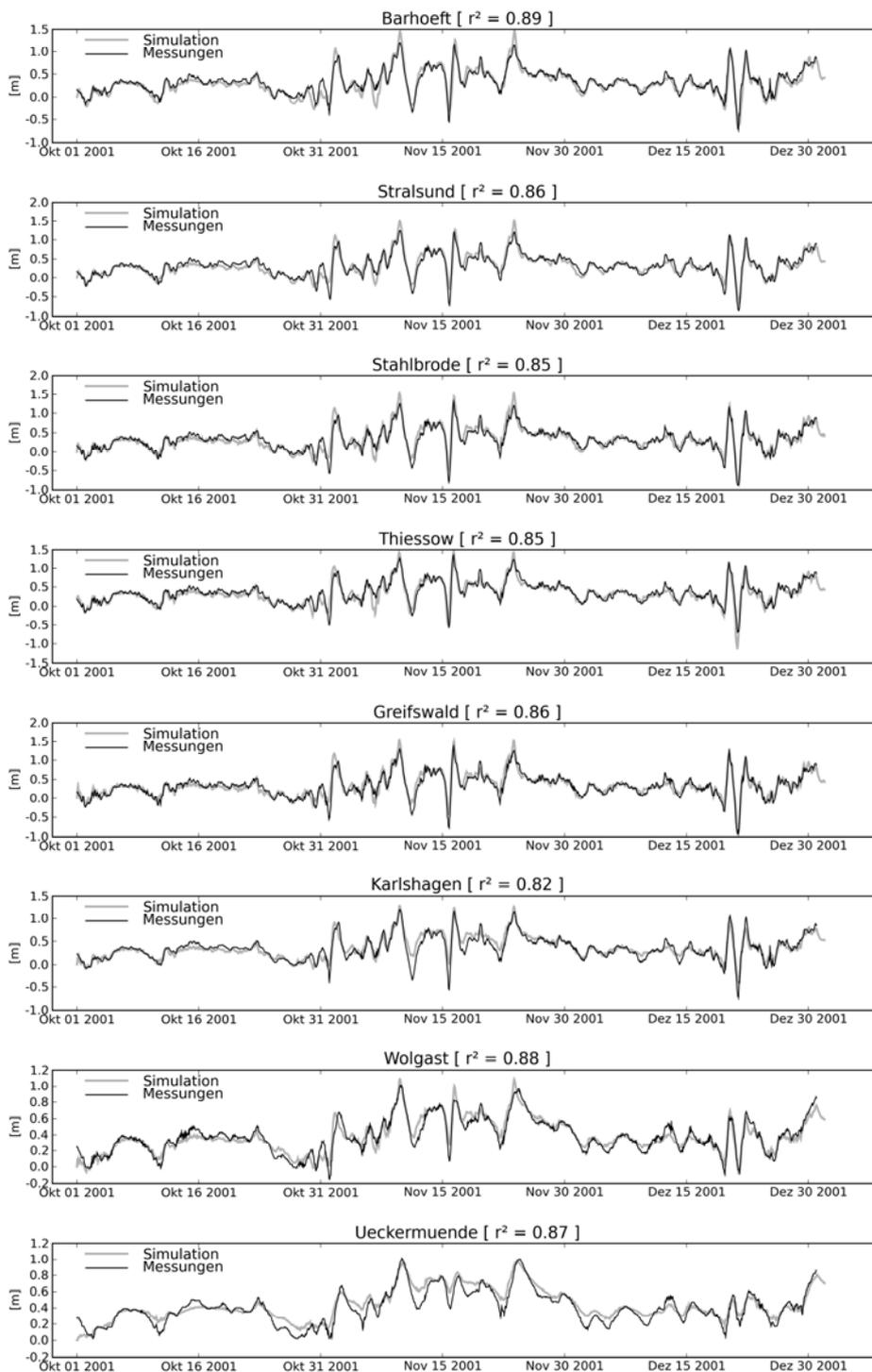


Abbildung 4.3: Vergleich von Modellergebnissen und Wasserstandsmessungen des WSA Stralsund für die in Abbildung 2.1 dargestellten Stationen.

4.1.2 Transporte

Neben der Aufgabe, hochaufgelöste Randwerte für die Oberflächenauslenkung an das 3D-Modell zu liefern, sollte auch mit dem 2D-Modell untersucht werden, ob Strömungen und Transporte im Bereich des Greifswalder Boddens oder seiner Umgebung signifikant verändert werden. Im positiven Falle könnte das zu Verlagerungen von Nährstofftransporten oder Verdriftungen planktonischer Organismen führen und somit Ökosystemveränderungen bewirken. Immerhin ist die gesamte Pumpleistung der geplanten und beantragten Kraftwerke mit $125 \text{ m}^3/\text{s}$ höher als der mittlere Ausstrom des Peenestroms, der bei etwa 15% des Oderabflusses (TÜV Nord, 2007) und somit im Mittel bei etwa $90 \text{ m}^3/\text{s}$ liegen dürfte.

Im Vergleich zu dieser Abschätzung der Peenestromabflusses ergibt sich aus dem hier verwendeten 2D-Modelllauf ein deutlich geringerer mittlerer jährlicher Abfluss von etwa $40 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese vermutliche Unterschätzung dürfte allerdings für die großräumige Zirkulation zwischen Einlauf- und Auslaufrinne sowie für die weiter unten diskutierten Abschätzungen von Transportunterschieden im Peenestrom und Wasserstandsunterschieden in der Spandowerhagener Wiek nur einen geringen Einfluss haben.

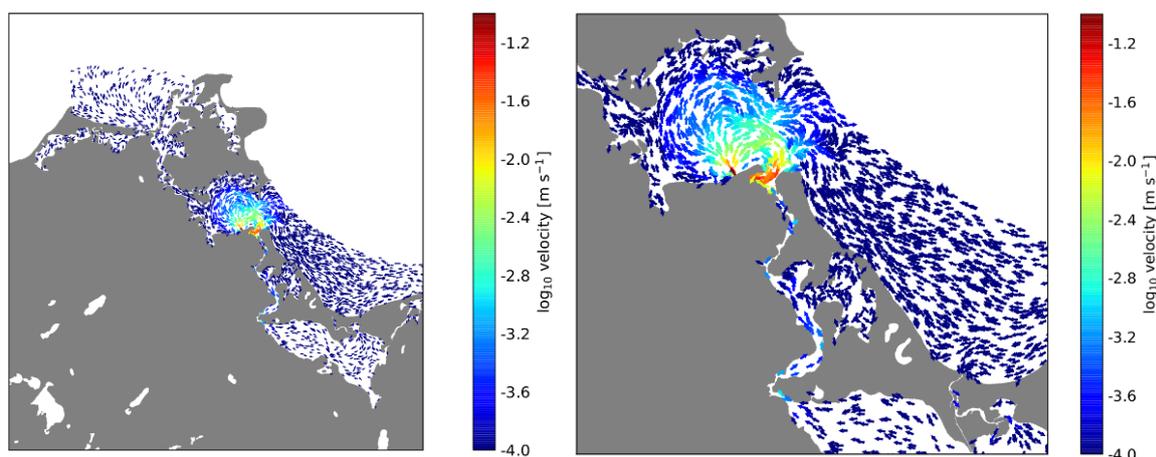


Abbildung 4.4: Durch Pumpaktivität erzeugte vertikal-integrierte Resttransporte (Residualstrom) aus der 2D-Simulation. Gezeigt wird die Differenz aus den Simulationen mit und ohne Pumpaktivität, gemittelt über den gesamten Simulationszeitraum. Die Pfeile zeigen die Strömungsrichtung an, die Farbkodierung die Strömungsgeschwindigkeit auf logarithmischer Skala. Tiefrot bedeutet eine Strömungsgeschwindigkeit von etwa 10 cm/s , gelb von 1 cm/s und marineblau von unter 1 mm/s . Links: Überblick über das Modellgebiet; rechts: Ausschnitt für den Bereich Greifswalder Bodden und Peenestrom.

Abbildung 4.4 zeigt die Unterschiede der Transporte zwischen den Simulationen mit und ohne Pumpaktivität, gemittelt über den gesamten Simulationszeitraum, d.h. den Anteil der durch die Kühlwassernutzung (SKW+ 2 GuD) verursachten Strömung an der Gesamtströmung im Jahresmittel. Mit dieser Darstellung der theoretischen Strömungsgeschwindigkeiten soll die Größenordnung des Einflusses verdeutlicht werden.

Im Vergleich zu typischen langzeitgemittelten natürlichen Strömungen sind diese Veränderungen für den Großteil des Greifswalder Boddens jedoch vernachlässigbar klein. Zwischen dem Ablauf- und

dem Zulaufbereich entsteht im Jahresmittel eine (theoretische) Zirkulationsveränderung mit Geschwindigkeiten von 1 mm/s in den äußeren (blauen) und bis zu etwa 10 cm/s in den Bereichen (rot) im Umfeld der Ein- und Auslaufrinnen (siehe Abbildung 4.4). Die absoluten simulierten Strömungsgeschwindigkeiten im Auslaufkanal liegen im Mittel bei 40 cm/s, im Tiefenwassernahbereich hinter den Molenköpfen bei 30 cm/s.

Die Pumpaktivität bedingt einen Unterdruck im Bereich der Einlaufrinne, der zu einer leichten, aber dynamisch relevanten Absenkung des Wasserspiegels in der Spandowerhagener Wiek führt. Interessanterweise hat das jedoch keinen signifikant erhöhten nordwärts gerichteten Transport im Peenestrom zur Folge. An den engsten Stellen des Peenestroms beträgt die Erhöhung der nordwärts gerichteten Strömungsgeschwindigkeit gerade einmal 1 mm/s. Vielmehr wird die Entnahme von Wasservolumen in der Spandowerhagener Wiek durch Nachströmen von Wasser aus dem Greifswalder Bodden kompensiert. Damit werden die Verhältnisse oberhalb der Spandowerhagener Wiek nicht signifikant verändert.

4.1.3 Wasserstandsunterschiede

Eine Analyse der durch die Pumpaktivität hervorgerufene zusätzliche Pegeldifferenz zwischen dem westlichen und dem östlichen Verbindungskanal zwischen dem Freesendorfer See und der Ostsee zeigt eine geringe Erhöhung um im Mittel 0,74 cm, siehe Abbildung 4.5. Bei den sehr engen und flachen Verbindungskanälen ist daher nicht von einem dynamischen Einfluss auf den Durchfluss durch den Freesendorfer See auszugehen.

Diese im Mittel geringfügige und auch in Spitzenwerten von 4 cm relativ kleine Wasserstandsabsenkung wird nicht zu einer signifikanten Vergrößerung von Wattflächen im Bereich der Spandowerhagener Wiek führen. Zur weiteren Überprüfung wurden an der Station P20 am nördlichen Ausgang des Peenestroms modellierte Wasserstände analysiert. Für die Simulation ohne Kühlwassereinleitung wurde ein mittlerer Wasserstand (bezogen auf NN) vom 0,32 m berechnet, mit Extremwerten von 1,32 m und -0,38 m, bei einer Standardabweichung von 0,18 m. Diese Wasserstände werden durch die Pumpaktivität nur insignifikant beeinflusst, die mittlere Veränderung beträgt nur 3 mm, bei einer Standardabweichung von 2 mm.

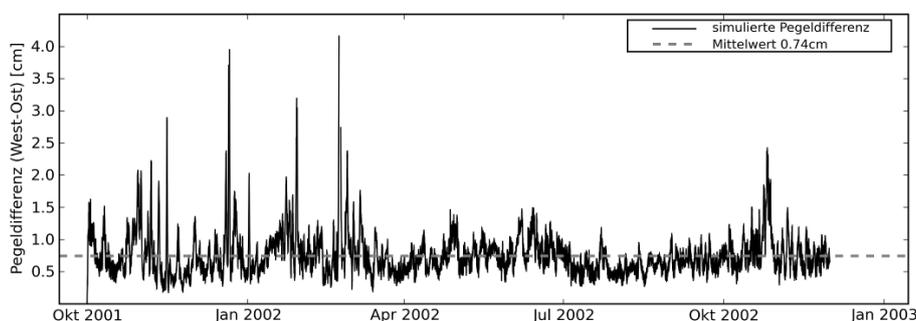


Abbildung 4.5: Durch die Pumpaktivität hervorgerufene zusätzliche Pegeldifferenz zwischen dem westlichen und dem östlichen Verbindungskanal zwischen dem Freesendorfer See und dem Greifswalder Bodden. Dargestellt sind hier die Zeitreihe über die gesamte Modellsimulation (durchgezogene Linie) sowie der Mittelwert (gestrichelte Linie).

4.2 Ergebnisse der 3D-Physik: Kühlwasserausbreitung und Schichtung

Der 3D-Simulationsraum umfasst den Raum Greifswalder Bodden, Spandowerhagener Wiek, Peenestrom und Achterwasser (siehe Abbildung 2.1).

Das Modellgitter für das 3D-Modell ist ein Ausschnitt des 2D-Modellgitters mit den Abmessungen 702 X 511. In der Vertikalen wurden 16 äquidistant verteilte Schichten verwendet. Damit ergibt sich bei einer Wassertiefe von 8 m eine vertikale Auflösung von 0,5 m, bei einer Wassertiefe von 4 m eine vertikale Auflösung von 0,25 m. Damit werden auch flache Boden- und Oberflächengrenzschichten gut aufgelöst. Die Unterteilung des Modellgebietes für die Parallelisierung in Untergebiete sowie die Verteilung auf verschiedene Prozessoren des Linux-Clusters ist in Abbildung 4.6 gezeigt.

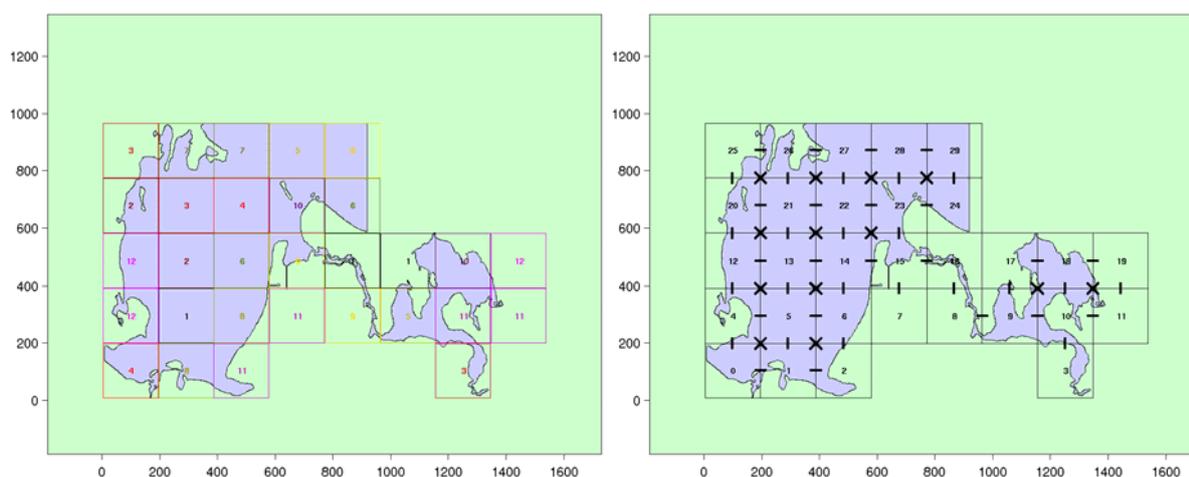


Abbildung 4.6: Verteilung der Untergebiete für die Parallelisierung des 3D-Modells auf die 12 Prozessoren des Linux-Clusters (links) sowie die Nummerierung der Untergebiete und deren Verbindungen (rechts). Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvenförmige Koordinatensystem.

4.2.1 Validierung der Hydrographie

Da die Wasserstände aus dem 2D-Modell als Randwerte für das 3D-Modell verwendet wurden, und das 3D-Modell ansonsten dieselben Antriebe erfährt wie das 2D-Modell, sind Wasserstände und Transporte zwischen dem 2D- und dem 3D-Modell sehr ähnlich und bedürfen daher keiner weiteren Validierung im 3D-Modell. Die Validierung für das 3D-Modell konzentriert sich daher auf die Temperatur und Salzgehalt sowie auf deren vertikale Gradienten.

Als Validierungsdaten werden für Temperatur- und Salzgehalt Monitoringdaten des LUNG an vier Stationen im Greifswalder Bodden (siehe Abbildung 4.8) verwendet sowie für die Oberflächentemperatur (SST) Satellitenaufnahmen des NOAA, siehe Kapitel 4.2.1.2.

4.2.1.1 Monitoringdaten

Ein Vergleich zwischen Monitoringdaten und Modellergebnissen zeigt, dass der Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur (SST) mit guter Genauigkeit durch das 3D-Modell wiedergegeben ist, siehe jeweils die 3. Grafik in den Abbildungen Abbildung 4.9 – Abbildung 4.12. Angesichts der starken Kopplung der SST an die Lufttemperatur und der guten Qualität der für die Wärmefluss-Berechnung verwendeten Lufttemperatur (siehe Abbildung 2.11) ist das auch nicht überraschend. Starke Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Monitoring-Daten zeigen sich hingegen für den Salzgehalt, der hier für den Meeresboden gezeigt wird, siehe jeweils die 1. Grafik in den Abbildungen Abbildung 4.9 – Abbildung 4.12. An allen vier Stationen steigt der Salzgehalt zwischen Januar und Juni 2002 auf Werte von über 8 psu an, wobei unrealistische Spitzenwerte von bis zu 11 psu erreicht werden. Das Problem entsteht hier durch die Randwerte aus dem BSH-Modell, das für die südliche Arkonasee die Salzgehalte stark überschätzt. Abbildung 4.7 zeigt dazu einen Vergleich von Oberflächensalzgehalt und Oberflächentemperatur im Strelasund mit Monitoringmessungen. Während die Temperaturdaten aus dem BSH-Modell nahe an den Messungen liegen, sind die Salzgehalte um etwa 1-2 psu zu hoch. Wegen der nur kurzen Bearbeitungszeit, die für die hier präsentierten Simulationen zur Verfügung stand, konnten die aufwändigen Simulationen nicht mit korrigierten Randwerten wiederholt werden.

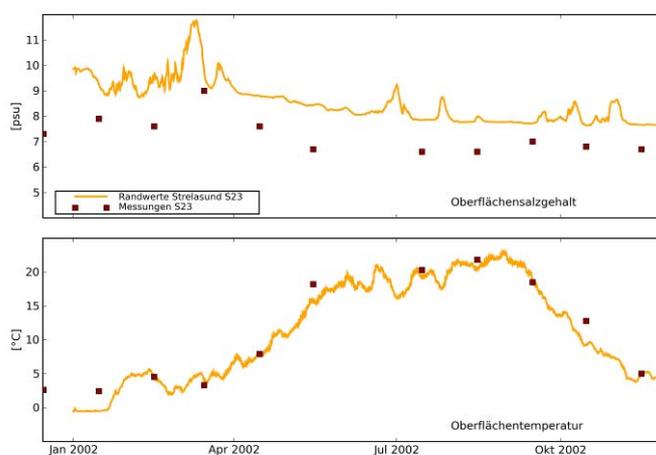


Abbildung 4.7: Vergleich der für die 3D-Simulationen verwendeten Randwerte aus dem BSH-Modell im Strelasund mit Monitoring-Daten aus der Station S23 im Strelasund (Quadrate). Oben: Oberflächensalzgehalt; unten: Oberflächentemperatur.

Es zeigt sich jedoch, dass die zu hohen Salzgehalte sich nicht signifikant auf die vertikalen Dichteunterschiede zwischen Boden und Oberfläche auswirken, die die Stabilität der Vertikalschichtung bestimmen und sich aus den Salzgehalts- und Temperaturunterschieden berechnen. Im zentralen Greifswalder Bodden (Stationen GB19 und GB7, siehe Abbildungen Abbildung 4.9 und Abbildung 4.10) betragen die Salzgehaltsunterschiede zwischen Boden und Oberfläche bis zu 2 psu, und im Ausstrombereich des Peenestroms werden im Frühjahr, bedingt durch einen hohen Oderabfluss, Spitzenwerte von bis zu 6 psu durch das Modell simuliert (Stationen GB8 und GB10,

siehe Abbildung 4.11 und Abbildung 4.12). Diese hohen Unterschiede sind, da die Abflussmaxima aus dem Peenestrom in kurzen episodischen Ereignissen auftreten zwar nicht durch die monatlichen Monitoringdaten verifiziert, aber Spitzenwerte von bis zu knapp 4 psu sind an GB10 gemessen worden (Abbildung 4.12). Es muss hier beachtet werden, dass Vergleiche von Punktmessungen mit Modellergebnissen schon aufgrund der für die Simulationen verwendeten Monatsmittel für den Oderabfluss schwierig sind. Die simulierten Temperaturunterschiede zwischen Oberfläche und Boden liegen an allen vier betrachteten Stationen im Bereich der Monitoringmessungen. Es kann hier also festgehalten werden, dass die Modellergebnisse zur vertikalen Schichtung im Greifswalder Bodden für eine Betrachtung eines möglichen zusätzlichen Schichtungseffektes durch Kühlwassereinleitungen hinreichend genau sind.

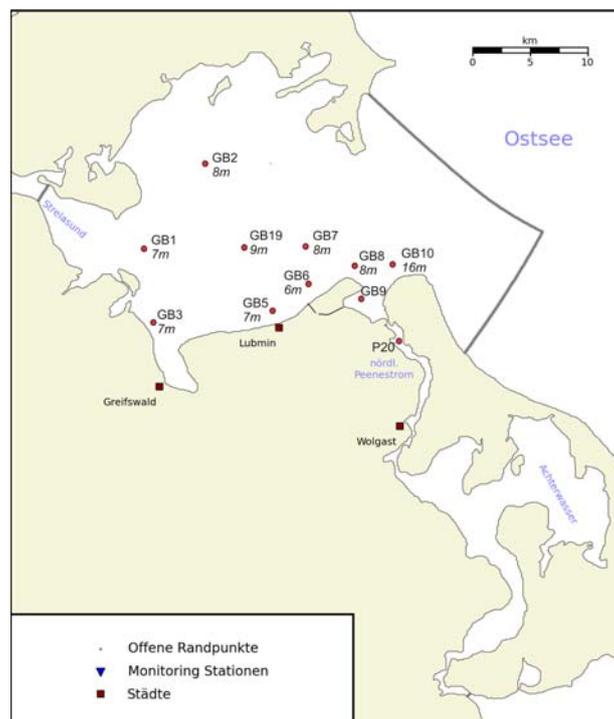


Abbildung 4.8: Karte des Greifswalder Boddens und angrenzender Gewässer mit den Grenzen des 3D-Modells sowie den Monitoring-Stationen im Greifswalder Bodden.

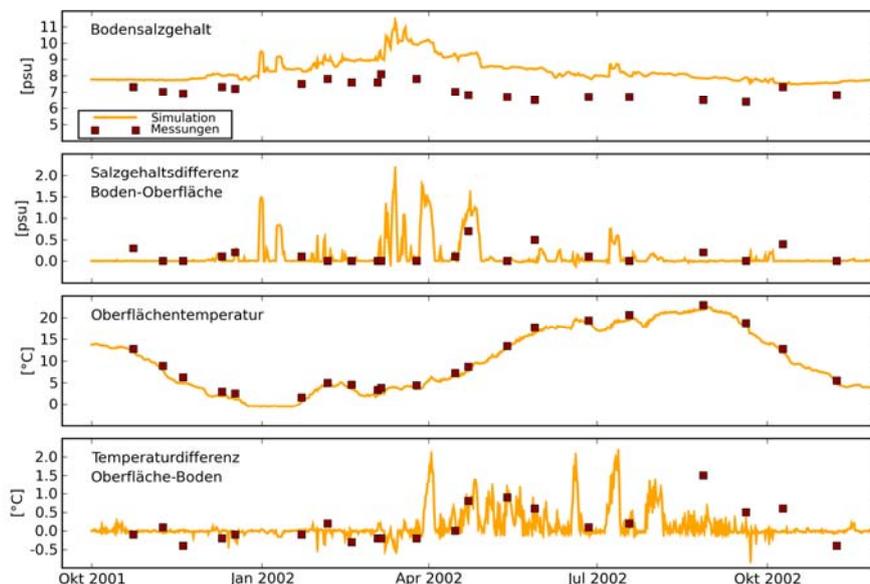


Abbildung 4.9: Vergleich zwischen Modellergebnissen (Linien) und Monitoringdaten (Quadrate) für Station GB19 (siehe Abbildung 4.8). Gezeigt werden Bodensalzgehalt, die Salzgehaltsdifferenz zwischen Boden und Oberfläche, die Oberflächentemperatur, sowie die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und Boden.

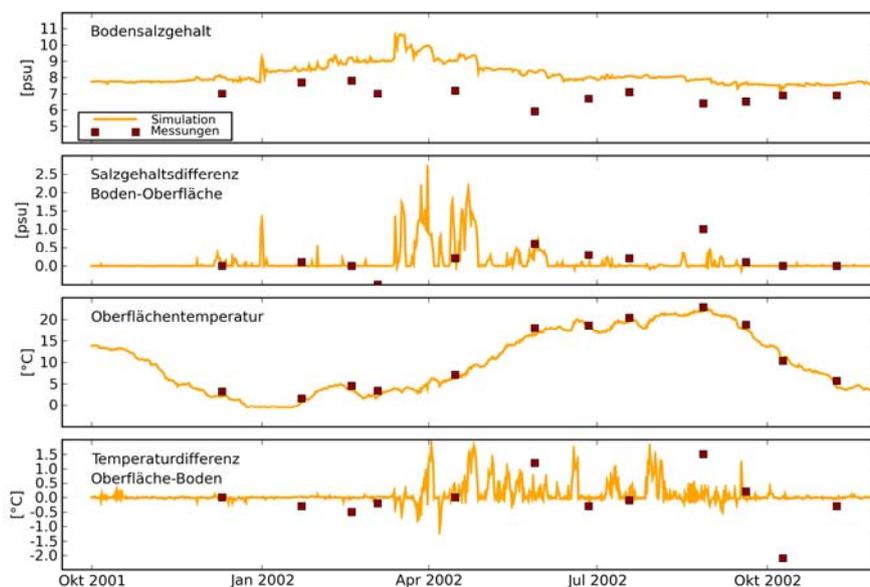


Abbildung 4.10: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB7 (siehe Abbildung 4.8).

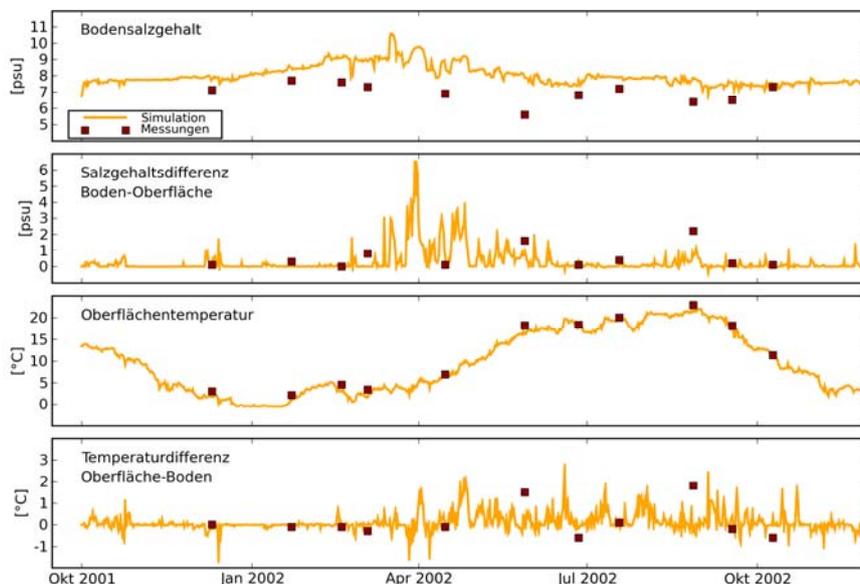


Abbildung 4.11: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB8 (siehe Abbildung 4.8).

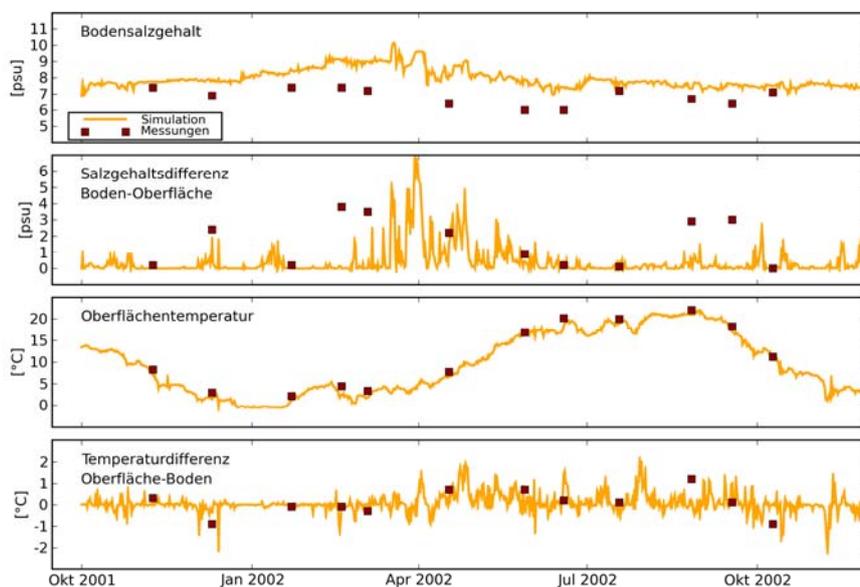


Abbildung 4.12: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB10 (siehe Abbildung 4.8).

4.2.1.2 Fernerkundungsdaten

Die aus Satellitendaten abgeleiteten Daten zur Wasseroberflächentemperatur (SST) wurden mit LUNG-Daten und den 3D-Modellergebnissen verglichen (Abbildung 4.13). Sowohl die Modellergebnisse als auch die LUNG-Messungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den

Satellitendaten. Die aus Satellitendaten abgeleiteten SST und die Messungen sind mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0.989$ korreliert, die SST und die modellierten Oberflächentemperaturen mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0.983$. Zur Datengrundlage, siehe Kapitel 2.6.

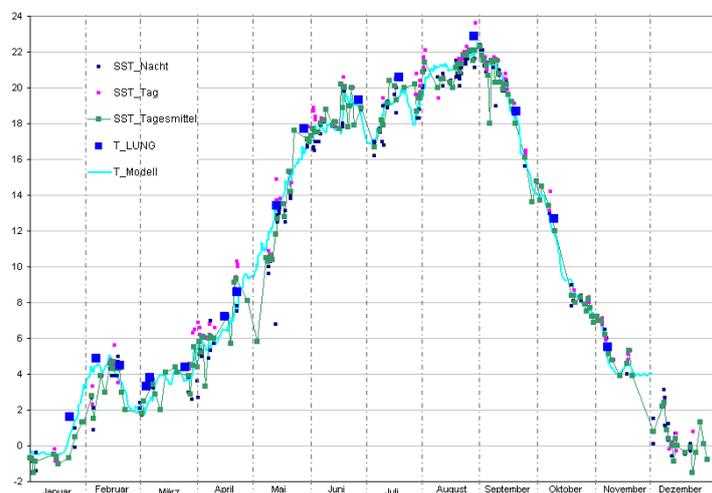


Abbildung 4.13: Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur im zentralen Greifswalder Bodden (SST, Nachtwerte, Tagwerte und Tagesmittelwerte) im Vergleich zu den Messungen des LUNG und Modellergebnissen.

4.2.2 Kühlwasserausbreitung

4.2.2.1 Validierung durch historische Daten

Für die Untersuchung der Ausbreitung der Kühlwasserfahne des Atomkraftwerkes Bruno Leuschner wurden räumlich hoch aufgelöste Satellitendaten des Sensors Thematic Mapper, der auf den Satelliten Landsat 4 und 5 im Orbit arbeitete, aus den Jahren vor 1990 herangezogen.

Aus dieser Zeit stehen in den Archiven nur wenige Szenen zur Verfügung. Durch die hohe Wolkenbedeckung ist die Zahl der für die Aufgabenstellung im Greifswalder Bodden verwendbaren Szenen weiter reduziert. Für die hier vorgelegte Kühlwasserstudie wurden wolkenfreie Szenen während unterschiedlicher Windbedingungen ausgewählt. Die Daten wurden detailliert hinsichtlich der Ausbreitung (Ausbreitungsrichtung, Form, Größenordnung) der Kühlwasserfahne analysiert, wobei die absoluten Größen der Fahnen nicht immer direkt miteinander vergleichbar sind (siehe Kapitel 2.3). Anhand von neueren Landsat-Daten im Vergleich mit NOAA-SST-Daten wurden Temperaturunterschiede zwischen dem Kern der Fahne und dem unbeeinflussten Bereichen von bis zu 5 K errechnet. Dieser Wert stimmt gut mit den von Hantke und Oeberst (1991) publizierten Daten überein.

In Abbildung 4.14 sind vier Szenen für unterschiedliche Windsituationen (WNW, SO, O, NNO) dargestellt. Dies sind bearbeitete Bilder, die es ermöglichen, Gebiete erhöhter Temperatur (Rottöne) und erhöhter Schwebstoffkonzentration zu identifizieren. Das Bild vom 12.06.1989 zeigt nur die thermischen Unterschiede. Die Kühlwasserfahne ist im Wesentlichen durch die Temperatur geprägt. Dabei können die Temperaturunterschiede ausschließlich durch das Atomkraftwerk erzeugt sein

(13.06.1986). Im Beispiel vom 09.05.1988 ist das Wasser im Peenestrom und in der Spandowerhagener Wiek wesentlich wärmer als das Wasser des Greifswalder Boddens.

Abbildung 4.15 zeigt für die drei verschiedenen in Abbildung 4.14 berücksichtigten Windsituationen (nordwestlich, südöstlich und östlich) entsprechende Ergebnisse der Modellsimulationen. Gezeigt wird die Differenz der Wasseroberflächentemperatur zwischen den Szenarien mit und ohne Kühlwassereintrag.

Nordwestliche Winde: Bei der nordwestlichen Windrichtung am 13.06.86 entsteht im Greifswalder Bodden eine Zirkulation, die einen Transport der Kühlwasserfahne in westliche Richtung antreibt. Dieses Muster wird durch die Modellsimulation für eine nordwestliche Windrichtung (am 01.06.02) gut reproduziert.

Südöstliche Winde: Das Beispiel vom 29.04.87 zeigt im Satellitenbild eine Fahne bei südöstlichen Winden, der am Morgen noch aus südlichen Richtungen wehte. Sie wird entlang der Küste nach Nordosten transportiert. Ein Teil verlässt den Greifswalder Bodden und der andere wurde in den Nordteil des Boddens transportiert. Unter südöstlichen Winden (für den 29.04.02) zeigt die Modellsimulation eine ebenfalls nach Osten abgelenkte Kühlwasserfahne. Wegen verschiedener meteorologischer Vorgeschichten lassen sich weitere Details der Temperatursignatur der Kühlwasserfahne (wie etwa die oben genannte erhöhte Temperatur im Nordbereich des Boddens) nicht vergleichen.

Östliche Winde: Eine weite Ausdehnung in die Nordbereiche des Greifswalder Bodden erreicht die Kühlwasserfahne im Modell bei einer nordöstlichen Windrichtung (am 14.04.02), siehe die rechte Grafik in Abbildung 4.15. Dabei scheint die Kühlwasserfahne vom Bereich der Auslaufrinne direkt in nordwestliche Richtung zu verlaufen, eine Situation, wie sie unter ähnlichen Windbedingungen im Satellitenbild vom 12.06.89 zu sehen ist. Bei der am 09.05.88 vorherrschenden östlichen Windrichtung zeigt das Satellitenbild ebenfalls eine nach Norden in die zentralen Bereiche des Greifswalder Bodden geführte Kühlwasserfahne. Für diesen starken Ostwind (14 m/s) konnte für das Jahr 2002 keine entsprechende sommerliche Situation gefunden werden. Es zeigt sich jedoch eine große Ähnlichkeit mit der Situation am 12.06.89 (Satellitenbild) und am 14.04.02 (Modellsimulation).

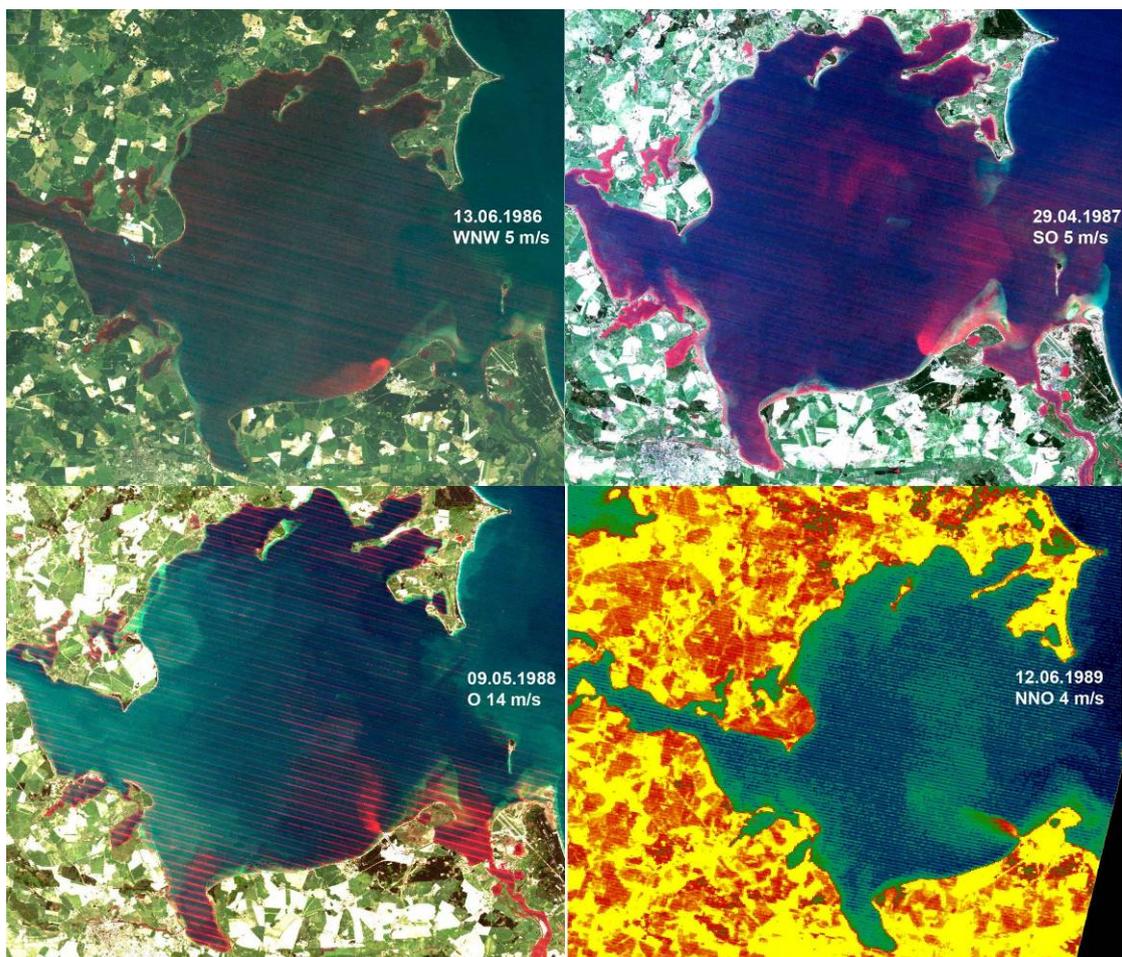


Abbildung 4.14: Landsat TM Szenen des Greifswalder Boddens aus den Jahren 1986 – 1989 mit Ausbreitung der Kühlwasserfahne des AKW Bruno Leuschner.

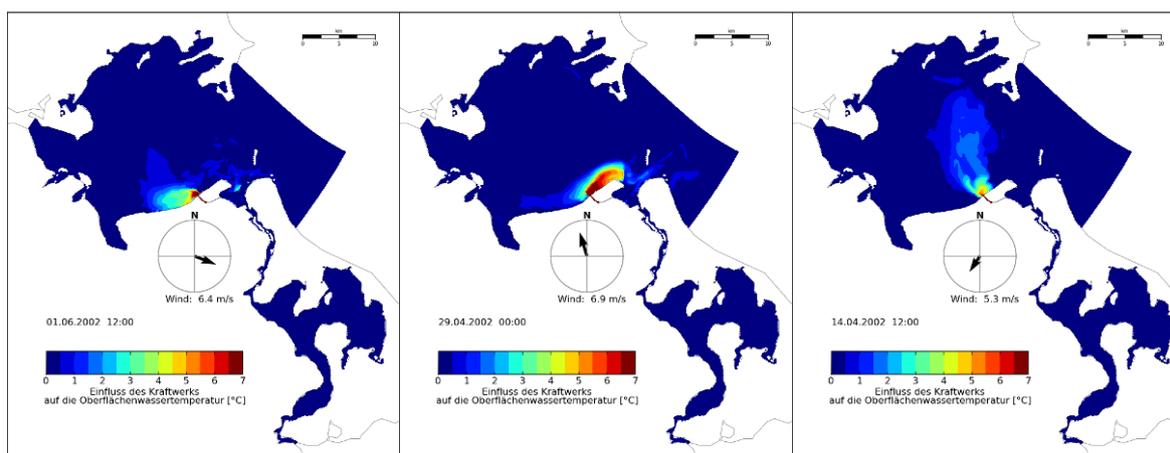


Abbildung 4.15: Modellergebnisse zur Differenz der Wasseroberflächentemperatur zwischen den Szenarien mit und ohne Kühlwassereintrag. Links: mittlerer nordwestlicher Wind zum Vergleich mit Landsat-Szene am 13.06.86, siehe Grafik oben links in Abbildung 4.14; Mitte: mittlerer südöstlicher Wind zum Vergleich mit Landsat-Szene am 29.04.87, siehe Grafik oben rechts in Abbildung 4.14; rechts: östliche Winde zum Vergleich mit Landsat-Szenen am 09.05.88 und 12.06.89, siehe Grafiken unten links und rechts in Abbildung 4.14.

4.2.2.2 Ausbreitung

Es hat sich also beim Vergleich von Satellitenaufnahmen mit Modellergebnissen bei ähnlichen Wetterbedingungen gezeigt, dass für die Kühlwasserausbreitung drei typische Situationen vorkommen:

- Bei nördlichen bis westlichen Winden wird die oberflächennahe Kühlwasserfahne nach Westen und somit an die Südküste des Greifswalder Boddens abgelenkt.
- Bei südlichen und östlichen Winden wird die oberflächennahe Kühlwasserfahne nach Osten und somit in Richtung Freesendorfer Haken und Peenestrommündung abgelenkt.
- Bei nordöstlichen Winden wird die oberflächennahe Kühlwasserfahne nach Norden und somit in Richtung des zentralen Greifswalder Boddens abgelenkt.

Damit scheint eine Orientierung der Kühlwasserfahne in Richtung 90° (rechtsdrehend) zur Windrichtung typisch zu sein, was sich mit dem Effekt der Erdrotation erklären ließe. Es sei dazu angemerkt, dass durch die Dynamik der Kühlwasserfahne eine sogenannte Auftriebsströmung entstehen kann. Dabei ersetzt ein bodennaher Unterstrom die küstennahen Wassermassen. Ohne Kühlwassereintrag gäbe es keine Schichtung und somit würde der Wind die Strömung typischerweise über die gesamte Wassertiefe in Richtung Lee beschleunigen.

Im den folgenden Abschnitten werden verschiedene Ausbreitungsszenarien für die Kühlwasserfahne im Detail diskutiert und mit den Simulationsergebnissen von Buckmann (2007) verglichen.

Änderung der Oberflächentemperatur

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die durch Kühlwassereinleitung hervorgerufene Temperaturerhöhung an der Wasseroberfläche. Dadurch wird erkennbar, wie sich die Kühlwasserfahne ausgebreitet hätte, wäre im Jahr 2002 Kühlwasser wie im Maximallastszenario eingeleitet worden.

Für die 0,5 K-Grenze der Temperaturerhöhung findet sich ein ausgesprochen dynamisches, im Vergleich zu den Simulationen von Buckmann (2007) deutlich größeres Ausbreitungsgebiet (siehe dieses Kapitel, unten). Die Gestalt der Fahne verändert sich von Tag zu Tag sehr stark. Temperaturerhöhungen von bis zu 0,5 K finden sich vereinzelt im Westen bis zur Insel Koos (z.B. 24.3.-29.03, siehe Abbildung 4.16), im Norden bis etwa 3 km vor Vilm (z.B. 14.4., siehe Abbildung 4.17), im Osten bis vor Karlshagen auf Usedom (z.B. 24.10., ohne Abbildung). Diese Ausbreitungsbilder sind meist nicht stabil und lösen sich innerhalb eines Tages auf.

Die westliche Spandowerhagener Wiek wird etwa zehn Mal im Jahresverlauf der Simulation erreicht, wobei das erwärmte Wasser sich für jeweils etwa 2-4 Tage dort aufhält und Temperaturunterschiede um 1 K überwiegen. Kurzfristig und lokal treten auch ΔT von 2,5 bis 4,5 K auf, siehe Abbildung 4.20.

In einzelnen Situationen dringt die 0,5 K-Kühlwasserfahne bis in die Dänische Wiek (1x drei Tage, 26.-28.3., siehe Abbildung 4.16) und in den Peenestrom (3 x 1 Tag, 28.1., 6.10.) vor.

Untersuchung stabiler Ausbreitungsmuster der Kühlwasserfahne

Mit Hinblick auf die Untersuchung von zeitlich und räumlich bedeutsamen Schichtungssituationen, wurden die auffälligen, stabilen Ausbreitungsmuster mit einer Dauer von mehr als sieben Tagen aus dem Jahresverlauf ausgewählt:

Tabelle 4.1: Stabile Ausbreitungsmuster im Jahresverlauf

Windsituation	Ausbreitung	Zeitraum	Siehe
sehr schwacher Westwind	im westlichen Bodden	25.03.-01.04	Abbildung 4.16
Sehr schwache bis schwache Ost- und Nordwinde	im zentralen Bodden	14.04.-22.04.	Abbildung 4.17
Sehr schwache bis mittlere Ostwinde	Im östlichen Bodden	22.08.-31.08	Abbildung 4.18
Mittlere bis starke südwestliche Winde	beschränkt auf südwestlichen Greifswalder Bodden	26.06.-07.07.	Abbildung 4.19
südsüdwestliche Winde	beschränkt auf südöstlichen Greifswalder Bodden	13.01.-19.01	Abbildung 4.20

Die beiden letzten Situationen stellen die beiden Grenzsituationen des Küstenabtriebsfalles dar (die Küste liegt für die Nordhalbkugel in Windrichtung gesehen zur Rechten, siehe die Diskussion in Kapitel 0), bei dem Oberflächenwasser gegen die Küste gedrückt wird. Wegen der südwestlich-nordöstlichen Ausrichtung der Südküste des Boddens tritt diese Situation bei südwestlichen Richtungen auf.

Statistik des Windes

Süd-West und Nord-Ost sind die vorherrschenden Windrichtungen im Jahr 2002 (siehe Kapitel 2.2.1.5 sowie Abbildung 2.8 und Abbildung 2.9). Bei süd-westlichen Winden sollte also die Kühlwasserfahne typischerweise gegen die Südküste des Greifswalder Boddens gedrückt werden, und bei nord-östlichen Winden in Richtung des zentralen Greifswalder Boddens gelenkt werden. Eine Betrachtung der Simulationsergebnisse für diese Wettersituationen bestätigt diese Annahmen recht genau, siehe Abbildung 4.17 für nord-östlichen Wind und Abbildung 4.19 für süd-westlichen Wind. Die zeitliche Variabilität von Windrichtung und Windstärke kann hoch sein. Während bis Mitte März 2002 starke

süd-westliche vorherrschend waren, wechselten die Winde Stärke und Richtung typischerweise auf einer Zeitskala von einigen Tagen, was der synoptischen Wetterskala, also der Skala des Durchzuges von Hoch- und Tiefdruckgebieten, entspricht, siehe Abbildung 2.9.

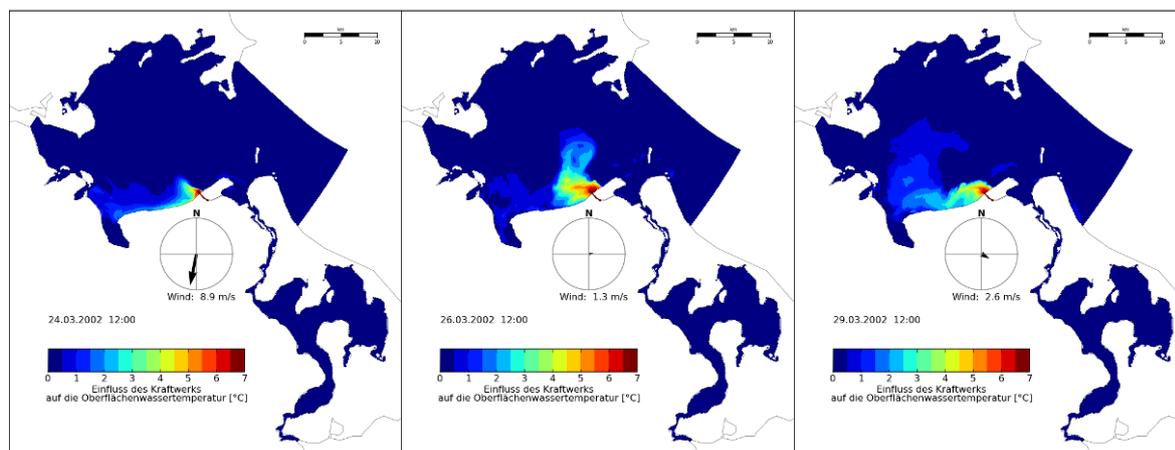


Abbildung 4.16: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei einer auf kräftigen Nordwind folgenden Schwachwindlage aus Westen.

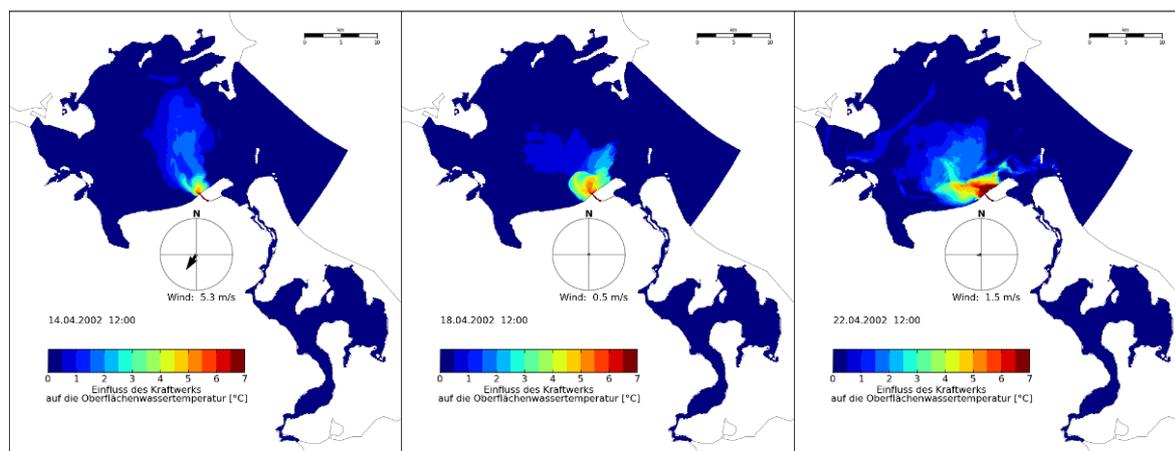


Abbildung 4.17: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus nordöstlicher Richtung.

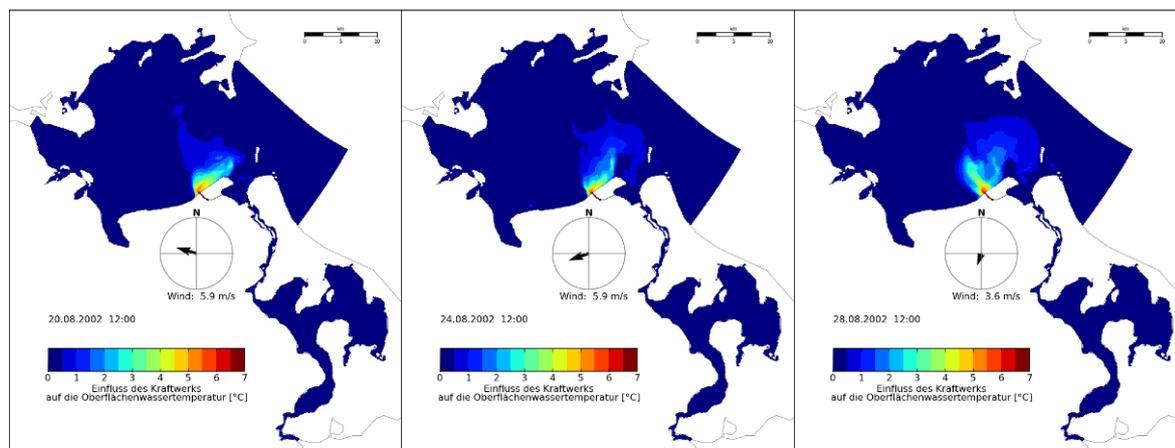


Abbildung 4.18: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus süd- bis nordöstlicher Richtung.

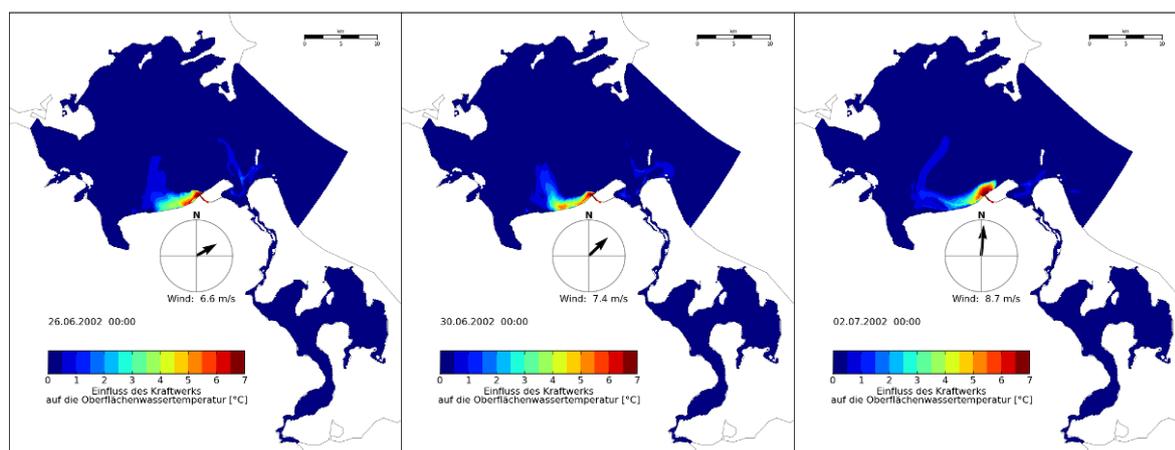


Abbildung 4.19: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus südwestlicher bis südlicher Richtung.

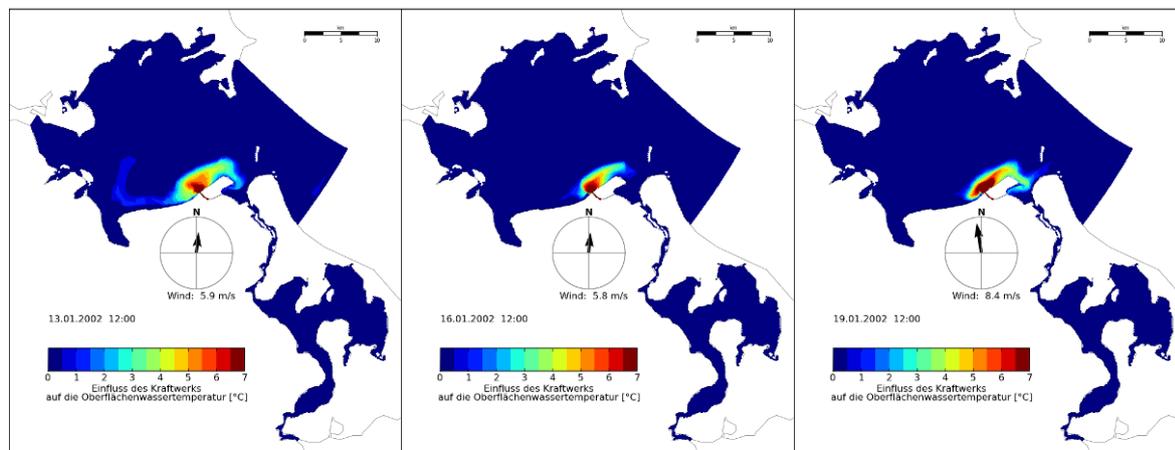


Abbildung 4.20: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei langanhaltenden Winden aus südlicher Richtung.

Vergleichende Betrachtung mit der Modellierung von Buckmann (2007)

In der Studie von Buckmann (2007) wurde ein vertikal-gemittelttes Modell verwendet, bei dem für jeden horizontalen Gitterpunkt der Mittelwert von Strömungsgeschwindigkeit und Wassertemperatur berechnet wird. Durch ein angenommenes Vertikalprofil der Temperatur wird eine Schätzung der Oberflächentemperatur vorgenommen, mit Hilfe derer Wärme Flüsse abgeschätzt werden. Das Problem bei dieser Herangehensweise ist, dass möglicherweise wichtige Prozesse wie das Aufschwimmen der Kühlwasserfahne auf dem Umgebungswasser und die damit verbundene Vergrößerung der Austauschfläche mit der Atmosphäre nicht berücksichtigt werden, siehe auch die Diskussion in Kapitel 0. Ein weiterer entscheidender Unterschied zwischen der hier vorgelegten Studie und der Studie von Buckmann (2007) ist, dass dort stationäre Verhältnisse untersucht wurden, während hier ein realistischer Jahresgang Grundlage der Studie ist.

Eine Auswirkung der vertikal-integrierten Herangehensweise zeigt sich deutlich bei der Betrachtung einer Ostwindlage (siehe Abb. 9 bei Buckmann, 2007): dort schmiegt sich die Kühlwasserfahne an die Südküste des Greifswalder Boddens westlich der Auslaufrinne, während in der hier vorgelegten Studie Ostwindlagen zu einer Ausbreitung der Kühlwasserfahne in den zentralen Greifswalder Bodden führen, siehe Abbildung 4.18 und auch die im Satellitenbild vom 09.05.1988 in Abbildung 4.14 dargestellte Ostwindlage. Ähnlich starke Unterschiede sind auch für ein Westwindszenario zu sehen (vergleiche Abb. 8 bei Buckmann, 2007, mit Satellitenbild vom 13.06.1986 in Abbildung 4.14 sowie Modellergebnis für 01.06.2002 in Abbildung 4.15).

Werden jedoch zeitlich gemittelte Erhöhungen der Wassertemperatur an der Wasseroberfläche und am Boden aus dieser Studie (siehe Abbildung 4.21) mit den Berechnungen von Buckmann verglichen, so zeigen sich qualitative und quantitative Übereinstimmungen. Buckmann (2007) hat Ergebnisse aus einer Vielzahl von stationären Simulationen miteinander überlagert und somit eine mit den hier erzielten Ergebnissen vergleichbare Darstellung erreicht. Bei den IOW-Simulationen breitet sich die mittlere Kühlwasserfahne westlich und östlich der Auslaufrinne entlang der Südküste des Greifswalder Boddens aus, an der Oberfläche vor allem in westlicher und nördlicher Richtung weiter als am Boden, ein Umstand der auf deutliche mittlere Schichtungsverhältnisse in diesen Bereichen hinweist. Östlich der Auslaufrinne hingegen sind die Unterschiede zwischen mittlerer Oberflächen- und Bodentemperatur gering, was an der dort vorherrschenden geringen Wassertiefe und der daraus resultierenden vertikalen Vermischung folgt.

Auch die bei Buckmann (2007) ermittelte mittlere Ausbreitung der Kühlwasserfahne erstreckt sich westlich und östlich entlang der Südküste des Greifswalder Boddens. Betrachtet man die 0,5 K Linie, so ist allerdings diese Fahne im Vergleich zu den IOW-Ergebnissen stärker in Ost-West-Richtung ausgedehnt, und geringer in nördlicher Richtung, was wahrscheinlich an der Unterschätzung der Nordausdehnung bei östlichen Winden liegt, siehe die Diskussion weiter oben.

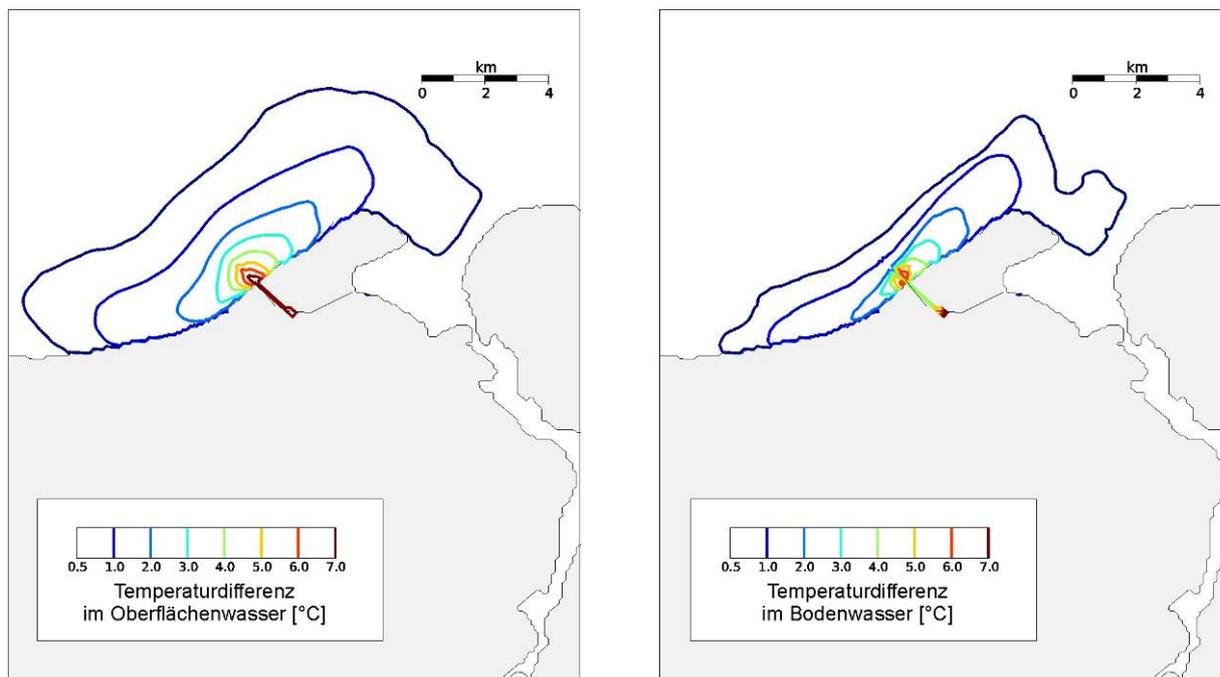


Abbildung 4.21: Durch die Kühlwassereinleitung (SKW + 2 GuD) hervorgerufene Erwärmung des Oberflächen- und Bodenwassers im südwestlichen Greifswalder Bodden, 3D-Simulation (IOW), Jahresmittel.

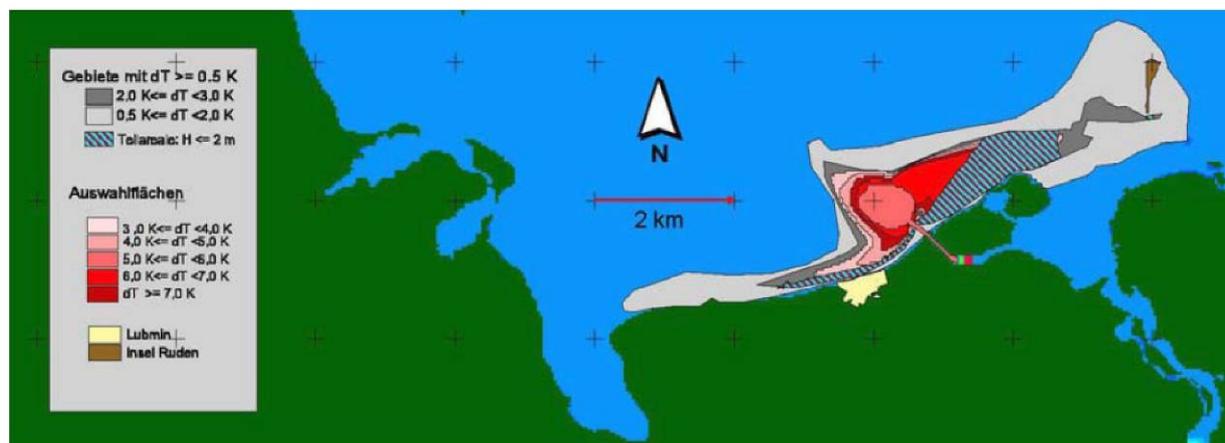


Abbildung 4.22: Durch die Kühlwassereinleitung (SKW + 2 GuD) hervorgerufene Erwärmung des Wassers im südwestlichen Greifswalder Bodden, 2D-Simulation (Buckmann, 2007), Enveloppe aus einer Vielzahl von Simulationen mit verschiedenen Wetterlagen. Die Enveloppe zeigt die Bereiche mit $\Delta T = 0,5-2$ K und $\Delta T = 2->3$ K in grau und die folgenden 1K-Temperaturerhöhungen in Rottönen (bis 7K). Beachte: Der dargestellte Maßstab von 2 km entspricht in Wirklichkeit 5 km.

Ein quantitativer Vergleich der Flächenareale, die durch eine Temperaturerhöhung betroffen sind, dass die durch Buckmann (2007) abgeschätzte Gesamt-Fläche mit einer Erhöhung von mindestens 0,5 K zwischen den in der dieser Studie berechneten Flächen für Oberfläche und Boden ist in Tabelle 4.2 dargestellt. Die bei Buckmann (2007) abgeschätzten Flächen für Temperaturerhöhungen von mindestens 2 K sind deutlich größer als bei der hier vorgelegten Studie, was damit zu erklären ist, dass hier die instantane Oberfläche der Kühlwasserfahne deutlich größer und somit die Abkühlung deutlich stärker ist.

Tabelle 4.2: Vergleich der mittleren Ausbreitung der Kühlwasserfahne im 3D-Modell (IOW-Studie mit GETM, Boden und Oberfläche) mit den durch Buckmann (2007) berechneten Gesamtflächen.

Temperatur- differenz [K]	Mittlere Fläche [ha] 3D: Oberfläche GETM	Mittlere Fläche [ha] 3D: Boden GETM	Gesamtfläche [ha] 2D Buckmann (2007)
≥ 0,5	7.293	3.626	5.527
≥ 1,0	2.913	1.642	
≥ 2,0	1.063	526	2.297
≥ 3,0	438	205	1.622
≥ 4,0	211	104	1.241
≥ 5,0	107	39	891
≥ 6,0	63	13	635
≥ 7,0	38	4	245

Für die 5 K-Temperaturgrenze wurde ebenso wie für die 0,5 K-Grenze eine hohe Dynamik und damit verbunden eine starke Variabilität gefunden. Für die Ausbreitungsrichtung der Fahne kann im Jahresverlauf festgestellt werden: Überwiegend bewegt sich die Fahne im unmittelbaren Einleitbereich um die Molenköpfe herum. Es kommen jedoch sowohl Ausbreitungen in Richtung Westen wie auch Osten und Norden vor. Auffällig ist eine im Sommer häufig auftretende Ausbreitung der Fahne in Richtung Westen in einem schmalen, küstennahen Band (mehrfach, etwa wöchentlich im Juni, wiederholt im Juli, September). Dabei handelt es sich um einzelne Tagesbeobachtungen mit Reichweite bis etwa Lubmin. Im Oktober breitet sich die Fahne wenige Kilometer weiter nach Westen aus, erreicht jedoch nicht die Dänische Wiek und dauert in diesem Monat bis zu drei Tagen an. Eine Ausbreitung bis zur Spitze des Freesendorfer Hakens wird an einzelnen Tagen einiger Monate vom Modell dargestellt (z.B. 26.2., 2.5. wiederholt im Oktober und November).

4.2.2.3 Schichtung

Die Abbildung 4.23 – Abbildung 4.27 sollen die durch die Kühlwasserfahne verursachte zusätzliche vertikale Schichtung darstellen. Die Abbildungen sind zu den gleichen Zeitpunkten wie die der Kühlwasserfahnen dargestellt (Abbildung 4.16 – Abbildung 4.20). Starke Schichtungen im Tiefenwassernahbereich um die Molenköpfe von mehr als 1 kg/m^3 über die Wassersäule können durchaus einige Tage lang andauern. Der Küstenbereich direkt östlich der Auslaufrinne (Flachwassernahbereich) ist allerdings so flach, dass hier selten Schichtungen auftreten. Das bedeutet allerdings auch, dass die erhöhten Oberflächentemperaturen dort auch direkt am Boden vorkommen (z.B. 13.01.-19.01., siehe Abbildung 4.20). Signifikante Schichtung in größerer Entfernung von der Auslaufrinne im Tiefenwassernahbereich ($> 5 \text{ km}$) tritt gelegentlich auf und kann in Extremfällen einige Tage andauern (z.B., 26.03. & 29.03., siehe Abbildung 4.23).

Zu jedem der in den Abbildung 4.23– Abbildung 4.27 dargestellten Sequenzen ist in Abbildung 4.29 die durch die Kühlwasserfahne zusätzlich auftretende Dichteschichtung entlang eines Transektes durch den Greifswalder Bodden (zur Position, siehe Abbildung 4.28) dargestellt. Es ist gut erkennbar, dass die Verringerung der Dichte durch die Kühlwasserfahne generell oberflächennah auftritt. Eine Ausnahme bildet die Situation am 22.04., wo die Dichteerhöhung in der Mitte der Wassersäule auftritt. Das ist so zu interpretieren, dass mit und ohne Pumptätigkeit Schichtung vorliegt, bei der Situation mit Pumptätigkeit jedoch der Dichtesprung deutlich tiefer liegt.

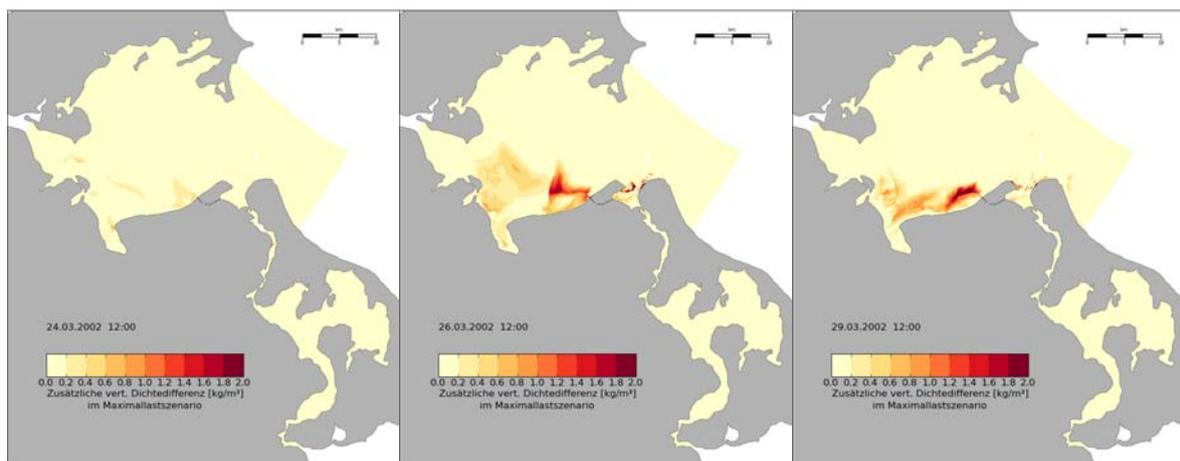


Abbildung 4.23: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei einer auf kräftigen Nordwind folgende Schwachwindlage aus Westen. Vergleiche dazu Abbildung 4.16 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.

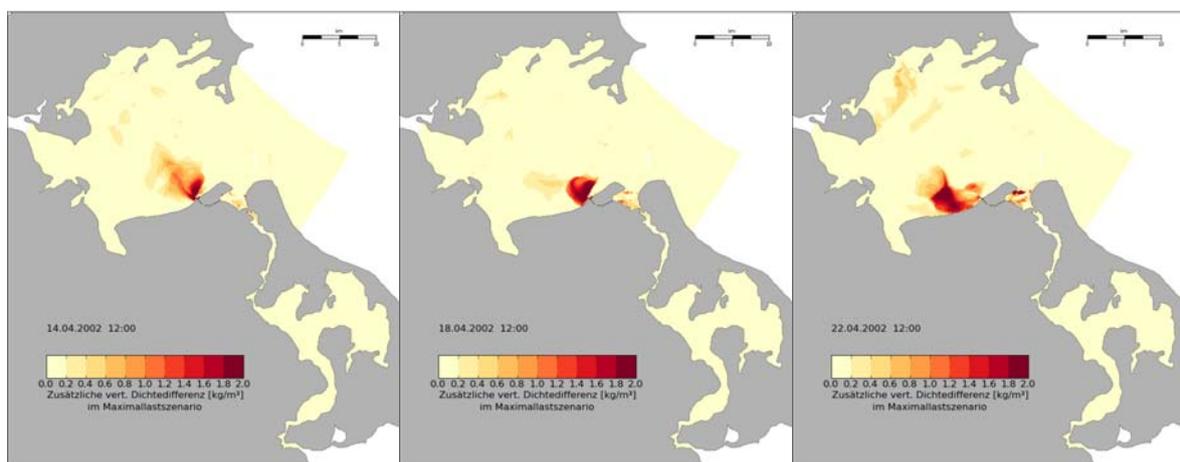


Abbildung 4.24: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus nordöstlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.17 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.

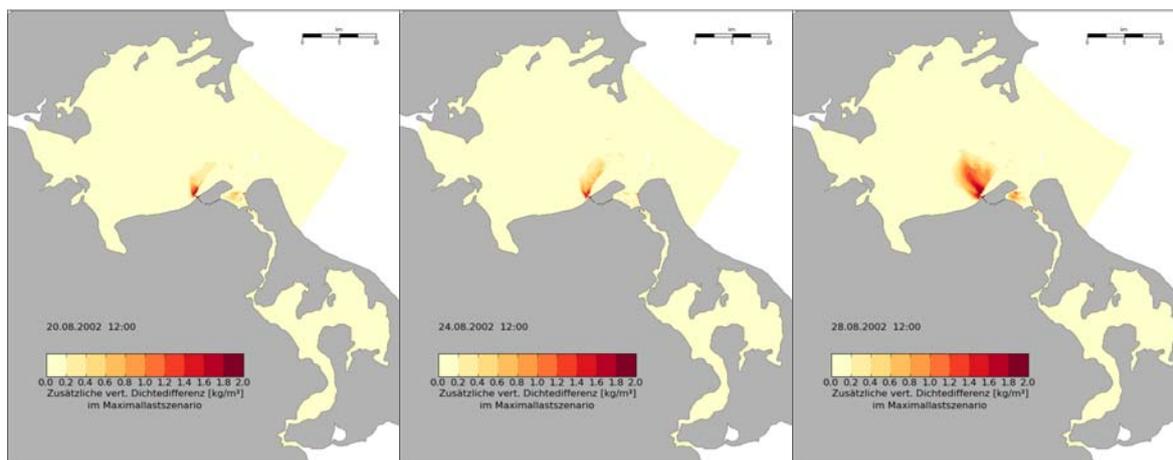


Abbildung 4.25: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus süd- bis nordöstlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.18 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.

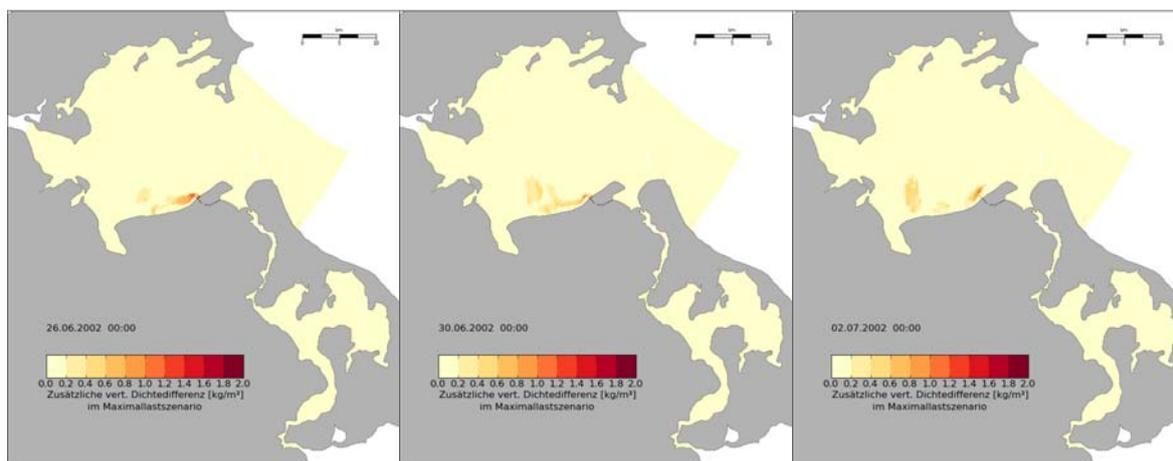


Abbildung 4.26: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus südwestlicher bis südlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.19 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.

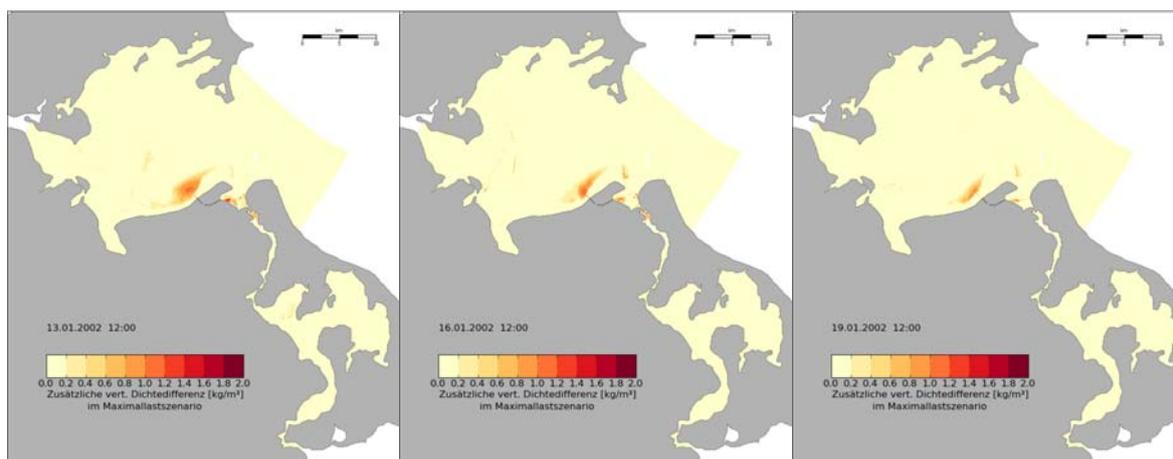


Abbildung 4.27: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei langanhaltenden Winden aus südlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.20 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.

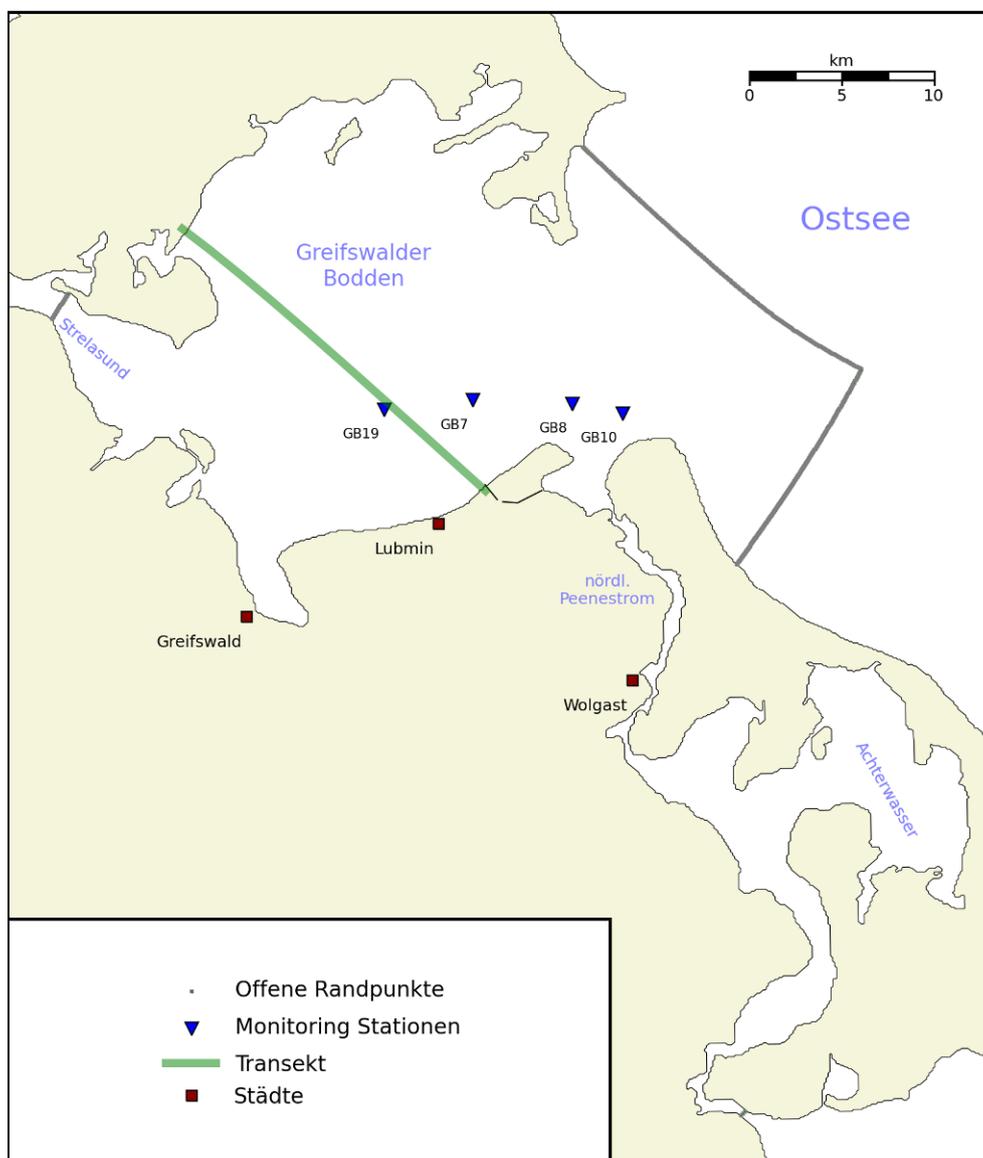


Abbildung 4.28: Position der Transekte für die Darstellung der Schnitte in Abbildung 4.29.

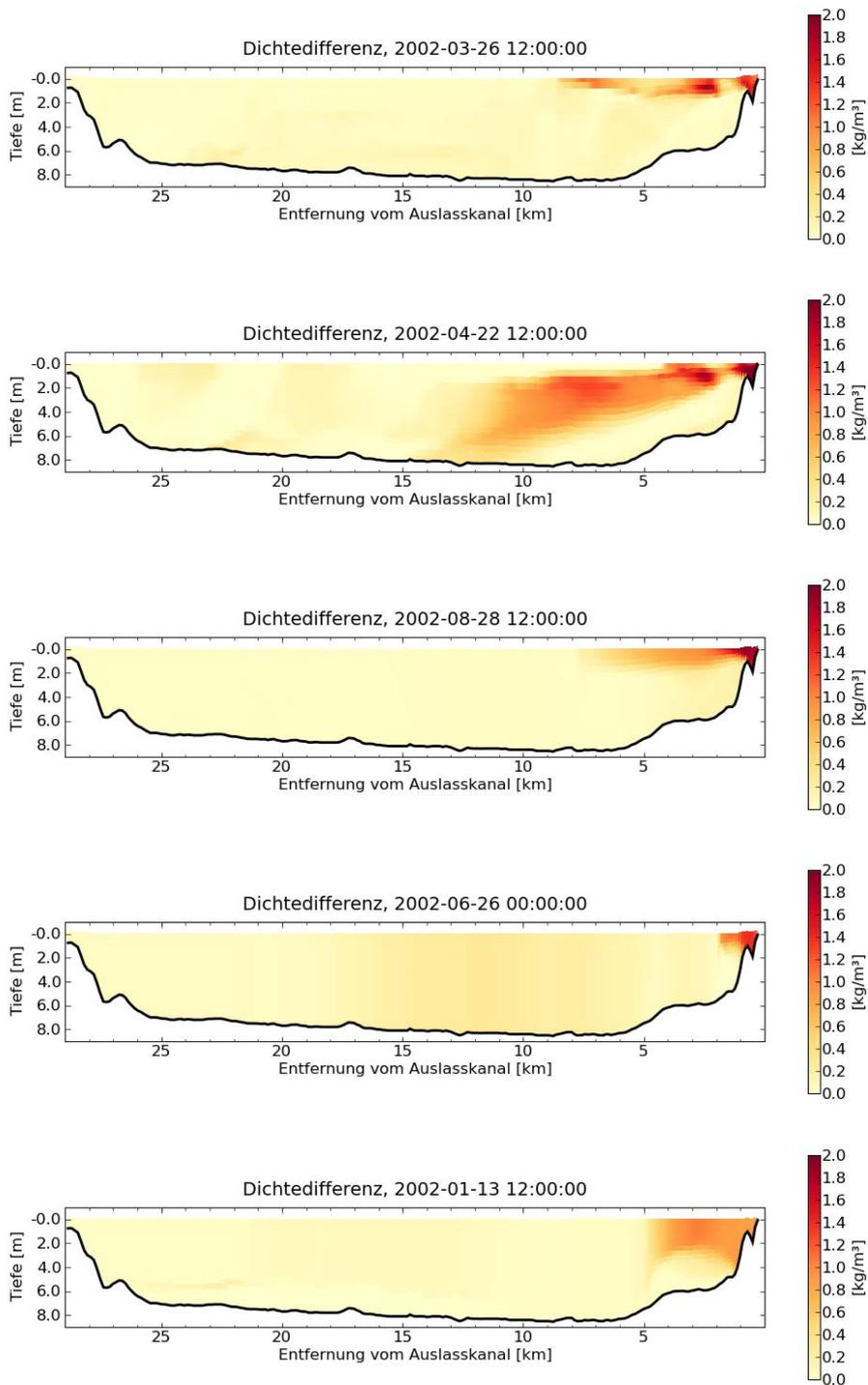


Abbildung 4.29: Schnitte entlang der in Abbildung 4.28 dargestellten Transekte. Gezeigt wird die Dichtedifferenz in kg/m^3 zwischen der Simulation ohne Pumpen und der Simulation mit Pumpen. Gezeigt werden jeweils ein charakteristischer Zeitpunkt aus Abbildung 4.23– Abbildung 4.27.

Um aus der in Raum und Zeit hochvariablen Vertikalschichtung für das Ökosystem interpretierbare Aussagen zu gewinnen, wurde für den Sommer (01. Juni – 15. September 2002) eine **statistische Analyse der Schichtungsverhältnisse** ohne und mit Kühlwassereinleitung durchgeführt und graphisch dargestellt, siehe Abbildung 4.30. Es wurde ein kritischer Schichtungswert von $0,1 \text{ kg} / \text{m}^4$ definiert, um signifikante Schichtungsereignisse zu charakterisieren. Dieser Wert entspricht einem mittleren Dichteunterschied von $0,5 \text{ kg} / \text{m}^3$ über eine Wassertiefe von 5 m. Als statistische Größen für diesen Zeitraum wurden der zeitliche Anteil von signifikanter Schichtung berechnet (0: nie geschichtet; 1: immer geschichtet) sowie die längste durchgehend geschichtete Zeitspanne. Abbildung 4.30 zeigt, dass vor allem der südliche Teil des Greifswalder Boddens natürliche Schichtung aufweisen kann, wobei großräumig der typische zeitliche Anteil bei etwa 20 % liegt. Bereiche mit mehr als 50 % Schichtungsanteil liegen in der Spandowerhagener Wiek sowie in begrenzten Bereichen der Dänischen Wiek, beides Bereiche mit signifikantem Süßwasserabfluss durch Peenestrom bzw. Ryck. Schichtungen hielten in der Spandowerhagener Wiek in einigen Bereichen mehr als 7 Tage an, in begrenztem Umfang in der Dänischen Wiek bis 7 Tage. In einem größeren Bereich des südlichen Greifswalder Boddens betrug die längste Schichtungsdauer bis 7 Tage. Die Ursache hierfür dürfte die Kombination von relativ großen Wassertiefen (über 7 m) mit durch Süßwasserabfluss und ruhigem Sommerwetter erzeugten Schichtungstendenzen sein. Der Eintrag von Kühlwasser hat einen deutlichen Einfluss auf die Schichtungsverhältnisse, wie ein Vergleich der beiden linken mit den beiden rechten Grafiken aus Abbildung 4.30 zeigt. Eine überwiegend geschichtete Zone entwickelt sich im direkten Bereich um die Molenköpfe mit maximalen Schichtungszeiten von mehr als 7 Tagen. Die geschichtete Zone in der Spandowerhagener Wiek nimmt deutlich an Fläche zu, indem sie in Richtung der Einlaufrinne verlängert wird. Diese Verstärkung der Schichtungsdauer ist durch Ansaugen von salzhaltigerem Boddenwasser und einer damit verbundenen Erhöhung der Dichteunterschiede zum Peenestromwasser zu erklären. Weiterhin werden die geschichteten Flächen im südlichen Greifswalder Bodden (Tiefenwasserfernbereich westlich der Auslaufrinne) sowohl in der Größe als auch in der Schichtungsdauer deutlich erhöht.

Aufgrund eines Fehlers im physikalischen 3D-Modell ergab sich für den mittleren Transport aus dem Peenestrom in die Spandowerhagener Wiek ein deutlich kleinerer Wert als aus dem 2D-Modell, aus dem die lateralen Randbedingungen extrahiert wurden. Der Abflusswert betrug nur etwa $13 \text{ m}^3/\text{s}$, statt der etwa $40 \text{ m}^3/\text{s}$ aus dem 2D-Modell, ein Wert, der vermutlich ebenfalls um etwa zwei Drittel zu niedrig ist (siehe Kapitel 3.3).

Damit wird weniger salzarmes Wasser in die Spandowerhagener Wiek eingetragen und vermutlich die Schichtung in diesem Bereich (ohne und mit Kraftwerksbetrieb) unterschätzt. Damit wird auch der Nährstofftransport in die Spandowerhagener Wiek unterschätzt. Aussagen zur Zusammensetzung des Kühlwassers aus Bodden- und Peenestromwasser sowie zum Anteil des Peenestromwassers, der nicht direkt in den Bodden, sondern indirekt durch die Kraftwerkskühlung in den Bodden geleitet wird, können hiermit nicht gemacht werden.

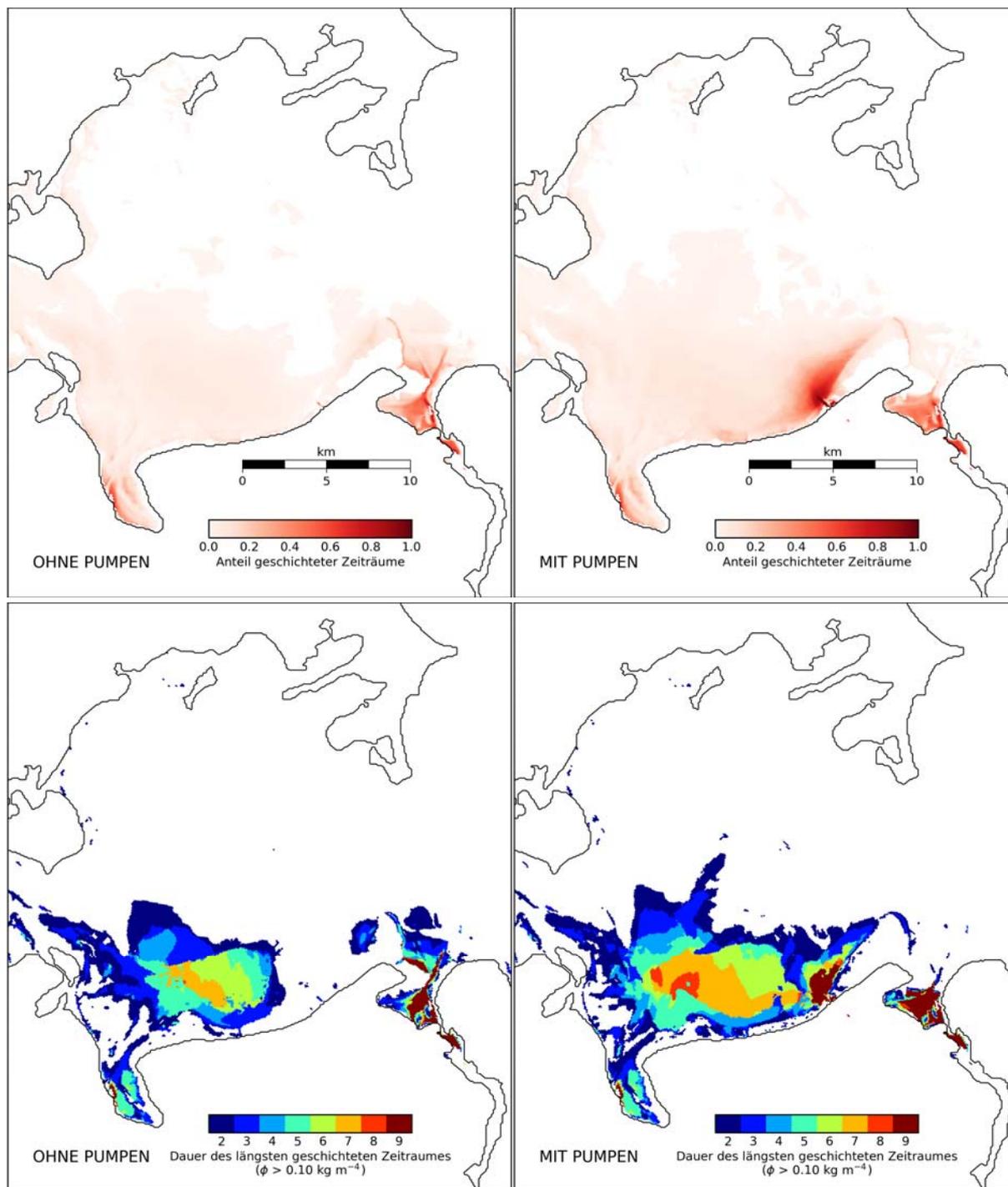


Abbildung 4.30: Anteil geschichteter Zeiträume (oben) und Dauer des längsten geschichteten Zeitraumes für den Zeitraum 01. Juni – 15. September. Linke Abbildungen: ohne Kühlwassereinleitung. Rechte Abbildungen: mit Kühlwassereinleitung. Als geschichtet wurde eine Wassersäule markiert, wenn der vertikale Dichtegradient einen höheren Wert als $0,1 \text{ kg/m}^4$ hatte.

4.2.2.4 Veränderung des Salzgehaltes

Aufgrund der unterschiedlichen Salzgehalte im Greifswalder Bodden und im Peenestrom verschieben sich auch die Salzgehalte durch die Pumpaktivität der Kraftwerke. Salzärmeres Wasser aus der Spandowerhagener Wiek wird in den südlichen Greifswalder Bodden gepumpt. Das aus der der Spandowerhagener Wiek entnommene Wasser wird größtenteils durch salzreicheres Wasser aus dem Bodden ersetzt. Daher steigt im Mittel der Salzgehalt in der Spandowerhagener Wiek und er sinkt im Umfeld der Molenköpfe, wie in Abbildung 4.31 gut zu erkennen ist. Die zeitliche Variabilität dieser Veränderungen ist allerdings hoch, da auch die Salzflanke stark von der Windrichtung und –stärke abhängig ist. Eine deutliche Regimeverschiebung aufgrund von Salzgehaltsveränderungen kann aus diesen Berechnungen nicht gefolgert werden. Jedoch muss hinzugefügt werden, dass der in der physikalischen Simulation unterschätzte Peenestromtransport (siehe Kapitel 4.2.2.3) zu einer gewissen Unterschätzung der Salzgehaltsveränderungen im Greifswalder Bodden führt.

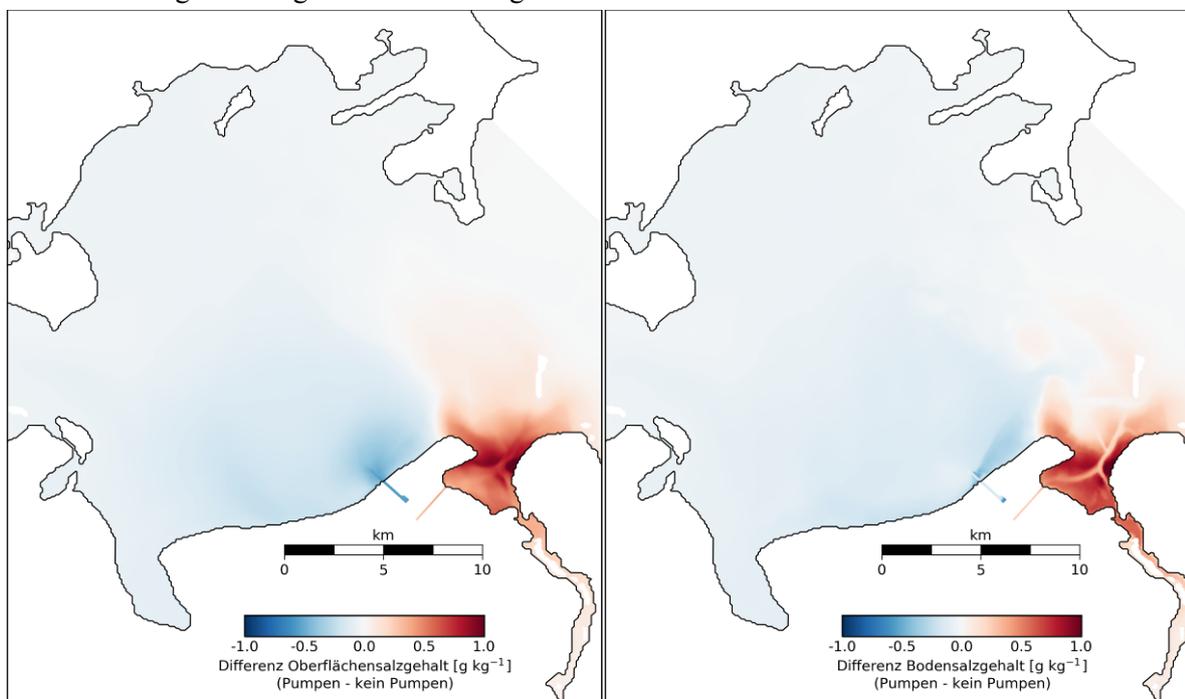


Abbildung 4.31: Durch Kühlwassereinleitung bewirkte Veränderung des Salzgehaltes im Greifswalder Bodden. Links: Veränderung beim Oberflächensalzgehalt; rechts: Veränderung beim Bodensalzgehalt.

5 Ökologische Auswirkungen

Ökologische Systeme, wie der Greifswalder Bodden, sind komplex und die Vorhersage möglicher Konsequenzen des Betriebes mehrerer Kraftwerke eine schwierige Aufgabe. Um zu zuverlässigen Aussagen zu kommen, wurden deshalb verschiedene Methoden genutzt und miteinander kombiniert (siehe Kapitel 2).

5.1 Historische Analyse: Das AKW Bruno Leuschner

Das Atomkraftwerk „Bruno Leuschner“ (AKW) hat in den 1980er Jahren Kühlwasser mit ähnlichen Kenndaten in den Greifswalder Bodden eingeleitet, wie dies für die geplanten Kraftwerke vorgesehen ist (siehe Kapitel 2.3). Unsere Analyse der Monitoringdaten (Küstengewässermonitoring des LUNG) für den Zeitraum 1980-1989 (Zeitraum des Volllastbetriebs des AKW Bruno Leuschner) kam zu folgenden Ergebnissen:

- Im **Nahbereich östlich der Auslaufrinne** (GB6 mit 1,4 km Entfernung) traten gegenüber dem Fernbereich (GB19 mit 7,3 km Entfernung) erhöhte Monatsmittelwerte der Temperatur sowie der Nährstoffkonzentrationen auf, die auf einen Einfluss des AKW hindeuten können.
- Im **Nahbereich westlich der Auslaufrinne** (GB5 mit 3 km Entfernung) wurden keine Unterschiede zum Fernbereich festgestellt, so dass hier offenbar kein Einfluss vorlag.
- Der **zentrale Greifswalder Bodden** wurde durch die Emissionen des AKW offensichtlich nicht erkennbar betroffen. Das lässt die Annahme zu, dass auch die Auswirkungen der geplanten Kraftwerke (SKW + 2 GuD) bezüglich Temperatur und Nährstoffen sich auf den Nahbereich beschränken würden.
- Einschränkend muss allerdings festgehalten werden, dass sich die **klimatische Situation und das aktuelle Belastungsniveau** des Greifswalder Boddens sich von derjenigen vor 20 Jahren unterscheidet und das System dadurch sensitiver auf Veränderungen reagiert.

5.1.1 Vergleich des Nah- und Fernbereichs während AKW-Volllastbetrieb

Anhand der Monitoring-Daten (LUNG, 2007, 2008a) aus dem Greifswalder Bodden wurden die beiden Stationen in unmittelbarer Nähe der Kühlwassereinleitung sowie eine für den zentralen Greifswalder Bodden repräsentative Station hinsichtlich eines möglichen Einflusses des Atomkraftwerkes Bruno Leuschner (AKW) (siehe Kapitel 2.3) analysiert.

Tabelle 5.1: Beschreibung der analysierten AKW-Monitoringstationen (zur Lage siehe Abbildung 4.8)

Station	Entfernung	Lage relativ zu Auslaufrinne	Wassertiefe	Untersuchungsgebiet
GB5	3,0 km	westlich	7 m	Tiefenwassernahbereich
GB6	1,4 km	nordöstlich	6 m	Tiefenwassernahbereich
GB19	7,3 km	nordwestlich	9 m	Tiefenwasserfernereich (zentraler Greifswalder Bodden)

Es wurden die räumlichen Unterschiede während des Volllastbetriebszeitraums (1980-1989) zwischen dem Fernbereich (Station GB19) und den Nahbereichstationen GB5 (westlich) und GB6 (östlich) anhand der Monatsmittelwerte untersucht. Daraus soll abgeschätzt werden, inwiefern die Kühlwassereinleitungen des AKW den Nahbereich in Bezug auf Temperatur, Salzgehalt und Nährstoffe beeinflusst haben und inwieweit Unterschiede zwischen den Stationen GB5 und GB6 aufgrund der Lage zur Auslaufrinne des AKW's zu beobachten sind.

Beim Vergleich der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der **Wassertemperatur** fällt auf, dass die Mittelwerte an Station GB6 fast immer höher lagen als an Station GB19. Die größten Unterschiede traten in den Sommermonaten Juni und Juli auf, dort unterschied sich das Monatsmittel der Station GB6 gegenüber GB19 um 2 °C (vgl. Abbildung 5.1). Die zwischen den beiden Stationen maximalen Differenzen erreichten bis zu 5,9 °C zu Zeiten des AKW-Betriebs. Station GB5 zeigt hingegen kaum einen Unterschied im Vergleich mit GB19. Dies weist darauf hin, dass dort kein mit den damaligen Monitoringverfahren messbarer Kraftwerkeinfluss vorhanden ist (vgl. Abbildung 5.3). Veränderungen des **Salzgehaltes** an Station GB6 während des AKW-Betriebs könnten dadurch hervorgerufen worden sein, dass weniger salzhaltiges Wasser des Peenestroms (als Anteil des Kühlwassers von etwa 30-35 %, vgl. Vietinghoff et al., 1994) verwendet, in den Bodden eingeleitet wurde, und somit zu einer Verringerung der Salzgehaltskonzentration an dieser Station geführt haben könnte. Tendenziell liegen die Monatsmittelwerte des Salzgehaltes an Station GB6 unterhalb denen von Station GB19 (vgl. Abbildung 5.1). Durch die hohe Schwankungsbreite des Salzgehaltes im Greifswalder Bodden, gerade im südwestlichen Bereich, konnte ein Einfluss des AKW's an Station GB6 nicht belegt werden. Der Vergleich zwischen den Stationen GB19 und GB5 zeigt, dass diese sich in den Salzgehalten kaum unterscheiden. Dies könnte auch mit der größeren Entfernung von GB5 zum Einflussbereich des Peenestroms erklärt werden.

Eine geringe **Sichttiefe** (Abbildung 5.1) wird als Indikator für vermehrtes Phytoplanktonwachstum gesehen, wird jedoch auch durch Resuspensionsprozesse (Aufwirbelung von Sediment) stark beeinflusst. Die Sichttiefe an GB6 liegt im Mittel 20-40 cm niedriger als an GB19. GB5 hingegen unterscheidet sich von GB19 im Mittel um etwa 10 cm. Beachtenswert ist, dass die Sichttiefenverhältnisse an GB5 größtenteils besser als an GB19 sind. Die Ursachen lassen sich nicht unmittelbar klären. Möglicherweise wurde während der Volllastbetriebszeit des AKW auch trübstoffreicheres Wasser eingeleitet.

Bei Betrachtung der anorganischen **Stickstoff**-Konzentrationen fällt die hohe Schwankungsbreite in den Frühjahrsmonaten an beiden Stationen (GB19 und GB6) auf (Abbildung 5.2). Insbesondere der Monatsmittelwert für März von GB6 ist gegenüber GB19 erhöht. Der Jahresmittelwert aus den 10jährigen Monatsmittelwerten während des AKW-Volllastbetriebs liegt bei GB6 insgesamt um 18 % höher als bei GB19. Aufgrund der hohen Variabilität ist dies ein Hinweis auf eine Beeinflussung durch das AKW, jedoch kein Beleg, da auch an weiteren Stationen im südwestlichen Bodden erhöhte Stickstoffkonzentrationen vorlagen. Der Vergleich zwischen GB5 und GB19 ergibt jedoch, dass dort die Stickstoff-Konzentrationen weitaus geringer voneinander abweichen.

Die Schwankungsbreite der anorganischen **Phosphat**-Konzentrationen (Abbildung 5.2) ist ebenfalls sehr hoch. Deutliche Unterschiede zwischen den Monatsmittelwerten fallen im August und September auf, an denen GB6 einen höheren Wert aufweist. Der Jahresmittelwert aus den 10jährigen

Monatsmittelwerten ist um $0,2 \mu\text{mol/l}$ an GB6 erhöht, dies bedeutet im Vergleich mit GB19 einen um 14 % höher liegenden Wert. An den Stationen im Mündungsbereich des Peenestroms (GB8 und GB10) wurden ebenfalls leicht erhöhte DIP-Konzentrationen beobachtet. GB5 weist im Vergleich mit GB19 jedoch nicht so deutliche Unterschiede auf (vgl. Abbildung 5.4).

Der **Sauerstoffgehalt** (Abbildung 5.2) in Grundnähe zeigt anhand der Mittelwerte und Standardabweichungen weder bei GB19 noch bei GB6 kritische Werte unterhalb von 2 mg/l (Hypoxie nach Justic et al., 2002). Auffällig ist die hohe Variabilität an GB6 in den Monaten Januar, März, April und August. GB5 zeigt noch geringere Abweichungen von GB19, die in beide Richtungen zeigen (vgl. Abbildung 5.4). Anoxie kann aus diesen Daten während des AKW-Volllastbetriebs an Station GB6 nicht abgeleitet werden. Geringe Sauerstoffkonzentrationen nahe der Hypoxie-Grenze wurden in diesem Zeitraum an Station GB6 im Nahbereich der Kühlwassereinleitung einmal beobachtet ($2,4 \text{ mg/l}$) sowie einmalig an Station GB5 ($2,1 \text{ mg/l}$).

Der Vergleich von GB19 und GB6 während des Volllastbetriebs des AKW's zeigt Unterschiede zwischen den Stationen für die Parameter Temperatur, Salzgehalt, Sichttiefe, gelöster anorganischer Stickstoff und gelöstes Phosphat auf, die Hinweise auf den Einfluss des AKW's sein könnten. Da die gefundenen Unterschiede an der ebenfalls im Nahbereich gelegenen Station GB5 nicht auftreten, sind diese wahrscheinlich nicht auf die Lage (Wassertiefe, Entfernung zum Land) zurückzuführen.

Die an GB6 gegenüber GB19 teilweise erhöhten Nährstoffkonzentrationen könnten auf eine Umleitung von nährstoffreicherem Wasser aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden durch die Kühlwassernutzung des AKW hindeuten. In den Chlorophyll a-Konzentrationen finden sich keine Hinweise auf eine daraus resultierende Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse.

Dies entspricht den Ergebnissen einer umfassenden Analyse des Phytoplanktonmonitorings auf Artebene im Greifswalder Bodden während der Betriebszeit (Schmidt, 1990).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die vorliegenden Monitoringdaten Hinweise auf Veränderungen im Tiefenwassernahbereich östlich der Einleitstelle (GB6) geben, die auf den Kühlwassereinfluss des AKW zu Zeiten des Volllastbetriebes zurückzuführen sein können. In der Literatur sind Veränderungen in einem lokal begrenzten Bereich um die Kühlwassereinleitungsstelle durch räumlich höher aufgelöste Untersuchungen ebenfalls dokumentiert. So beschreiben Postel et al. (1991) Abundanzsteigerungen des Zooplanktons und weisen die thermisch belastete Zone mit einem Radius von 2-2,5 sm aus. Hantke & Oeberst (1991) weist auf einen deutlichen Einfluss des Kühlwassers auf den bodennahen Sauerstoffgehalt innerhalb eines Radius von einer Seemeile vom Ausstromkanal hin und bezeichnet die Region bis zwei Seemeilen vom Ausstromkanal als Übergangszone zu Boddenverhältnissen. Diese Arbeiten zeigen keine Veränderungen im Fernbereich auf. Die Angaben entsprechen den Ergebnissen der oben stehenden Analyse der Monitoringdaten.

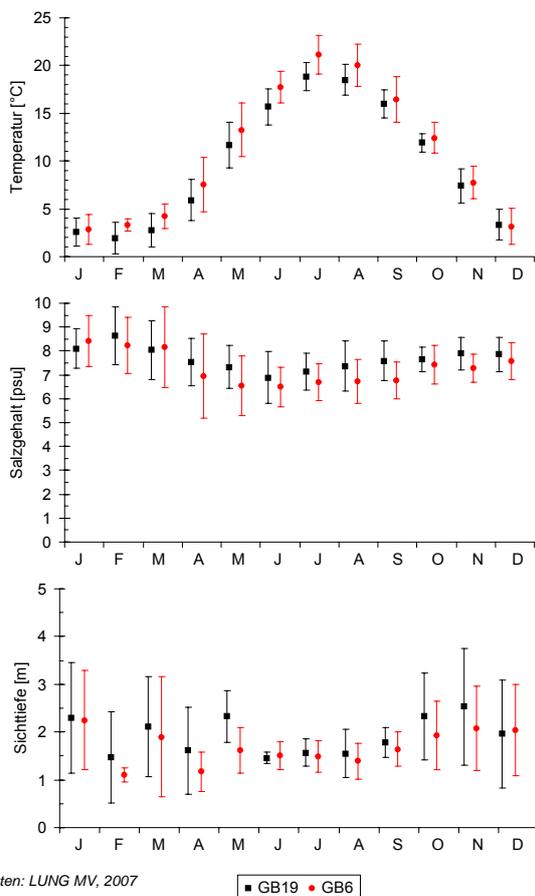


Abbildung 5.1: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB6 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.

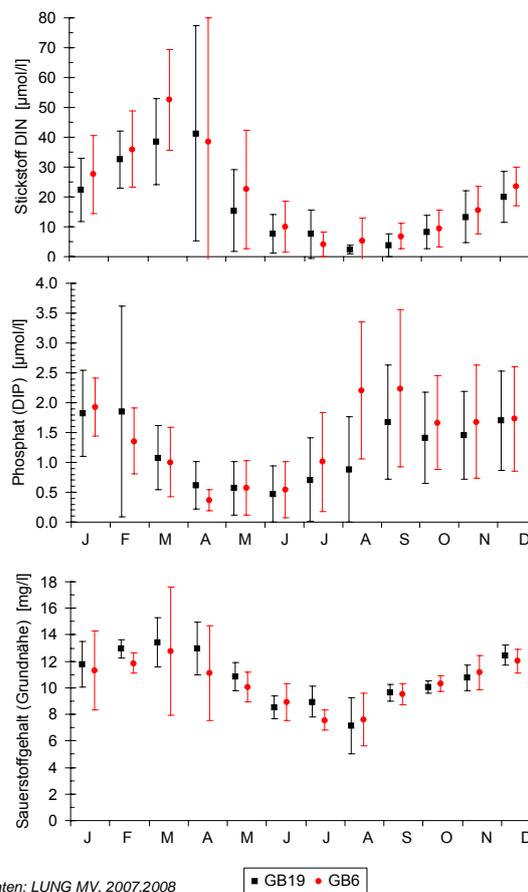


Abbildung 5.2: Vergleich von Stickstoff (DIN), Phosphor (DIP) und Sauerstoffgehalt anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB6 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.

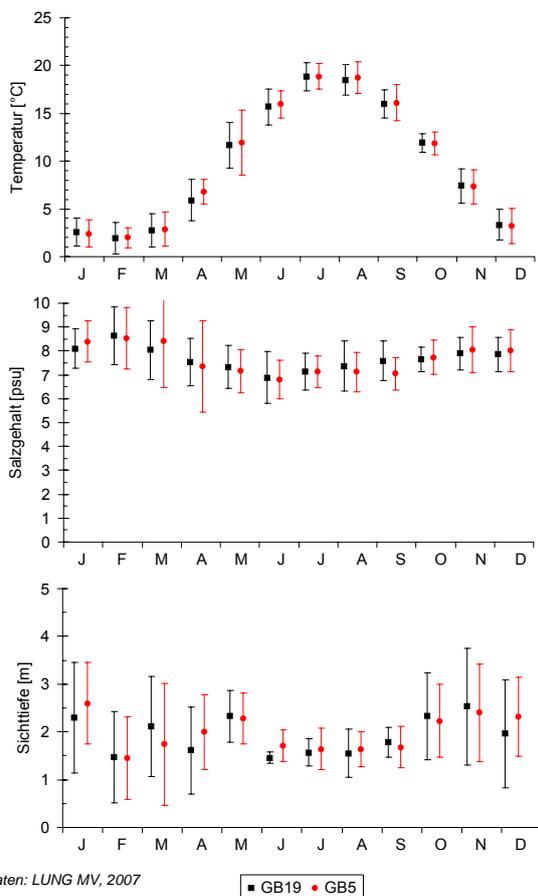


Abbildung 5.3: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB5 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.

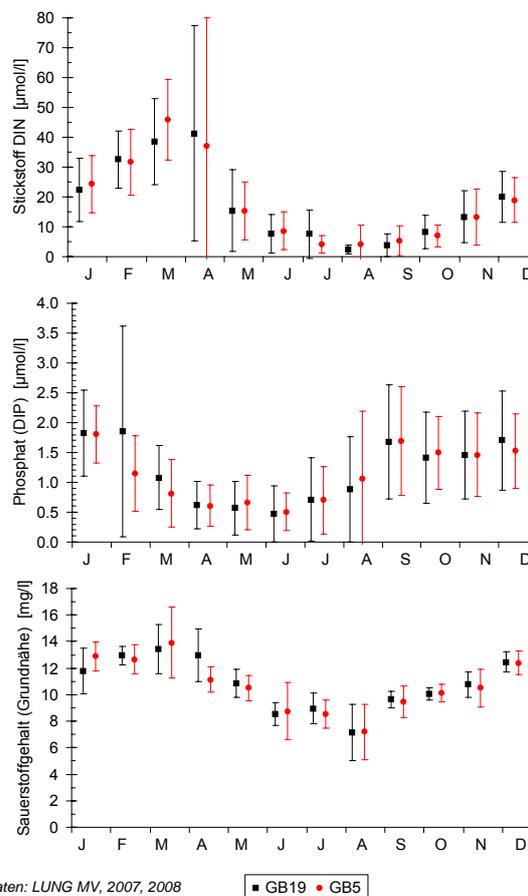
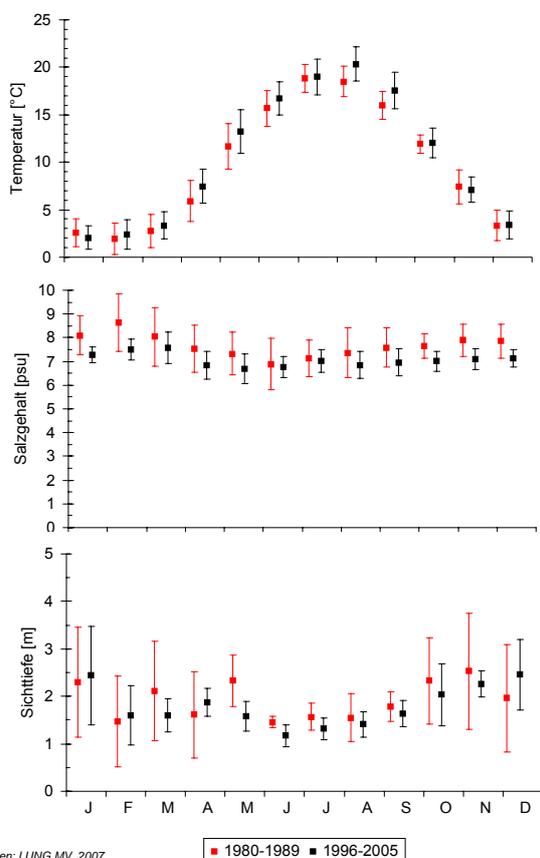


Abbildung 5.4: Vergleich von Stickstoff (DIN), Phosphor (DIP) und Sauerstoffgehalt anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB5 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.

5.1.2 Vergleich des Zustands im Fernbereich während AKW-Volllastbetrieb und heute

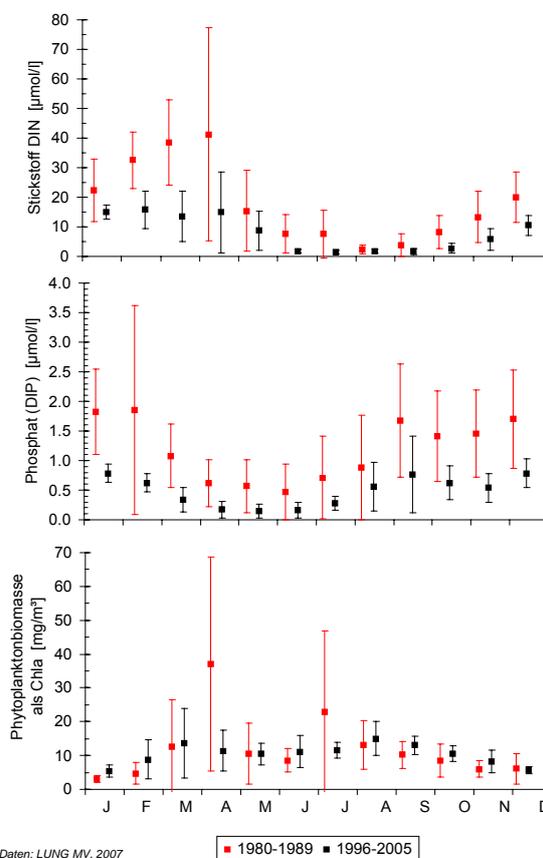
Anhand der vergleichenden Analyse der Monatsmittelwerte im zentralen Greifswalder Bodden (Fernbereich; GB19) wurde die Situation im AKW-Volllastbetriebs (1980-89) dem heutigen Zustand (1996-2005) gegenüber gestellt. So können die Auswirkungen der AKW-unabhängigen Veränderungen (Reduktion der Nährstofffrachten seit den 1980er Jahren und Klimawandel) eingeschätzt werden. Damit erhält man eine Referenz dafür, welche Einflüsse eine Kühlwassereinleitung ähnlicher Größenordnung heute haben könnte.

Der Trend des Klimawandels zeichnet sich in den **Wassertemperaturen** (vgl. Abbildung 5.5) an Station GB19 ab, die heute im Mittel um 0,7 °C höher liegen.



Daten: LUNG MV, 2007

Abbildung 5.5: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1980-89 (für alle Monate n=10, außer Jan n=6, Feb n=5, Mrz n=7) während des AKW-Volllastbetriebs mit den Jahren 1996-2005 (für alle Monate n=10, außer Jan n=7, Feb, Mrz, Dez n=8) für Station GB19.



Daten: LUNG MV, 2007

Abbildung 5.6: Vergleich von biogeochemischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1980-89 (P & N: für alle Monate n=10, außer Jan n=6, Feb n=5, Mrz n=7; Chl a: für alle Monate n=7, außer Jun, Jul, Sep, Okt n=6, Jan, Mrz n=4, Feb n=3) während des AKW-Volllastbetrieb mit den Jahren 1996-2005 (für alle Monate n=10, außer Apr n=9, Feb, Mrz, Dez n=8) für Station GB19.

Die höchsten Abweichungen der Monatsmittelwerte um ca. 1,6 °C im Vergleich zu den 1980er Jahren werden im April, Mai, August und September erreicht. Die durch die geplanten Kraftwerke hervorgerufene Temperaturerhöhung wird voraussichtlich in der gleichen Größenordnung wie die des AKWs liegen und zu dieser klimabedingten Veränderung hinzukommen. Diese erhöhten Temperaturen werden daher im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) durch die Wahl des warmen Jahres 2002 berücksichtigt.

Der **Salzgehalt** (vgl. Abbildung 5.5) der letzten 10 Jahre liegt generell niedriger und zeigt eine geringere Variabilität.

Bezüglich der **Sichttiefe** (vgl. Abbildung 5.5) ist festzustellen, dass diese heute in den Wintermonaten und im April generell höhere Werte erreicht, ansonsten geringere, besonders im Mai und Juni.

Die **Nährstoffe** Stickstoff (DIN) und Phosphor (DIP) (Abbildung 5.6) zeigen einen deutlichen Rückgang in den Konzentrationen als auch in der Schwankungsbreite. Jedoch werden die

Orientierungswerte (BLMP, 2007) für Stickstoff (DIN, Nov-Feb: 9-12 $\mu\text{mol/l}$) in den Wintermonaten Dez-Feb und für Phosphat (DIP, Nov-Feb 0,2-0,4 $\mu\text{mol/l}$) im gesamten Winter überschritten.

Auch die Mittelwerte der **Chlorophyll a** Konzentrationen (Abbildung 5.6) überschreiten den Orientierungswert (Schubert et al., 2003) von 10 $\mu\text{g/l}$ im Zeitraum März bis Mai. Im Vergleich mit der AKW Zeit treten leicht erhöhte Werte auf, nur im April und Juli ist ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Des Weiteren ist festzustellen, dass auch hier die Schwankungsbreiten geringer geworden sind.

An der Station GB19 kann durch den Vergleich der beiden Zeiträume die Temperaturerhöhung durch den Klimawandel und eine deutliche Nährstoffreduzierung festgestellt werden.

5.2 Modellsimulationen: Nährstoffe und Phytoplankton

In der UVU werden die Auswirkungen der Kühlwassereinleitung durch die Kraftwerke (SKW + 2 GuD) bezüglich der Veränderung von Nährstofffrachten und Phytoplankton überwiegend in einem Sondergutachten (Anlage 8, TÜV Nord, 2007) untersucht. Die Aussagen basieren auf Monitoring-Daten des Greifswalder Boddens und Peenestroms, Literatur sowie auf den Angaben in den Antragsunterlagen. Durch unsere Nutzung komplexer Ökosystemmodelle, des 3D-Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM und des räumlich hochaufgelösten 3D-Küsten-Ökosystemmodell Bio-GETM, die sowohl die Biologie als auch die physikalischen Prozesse berücksichtigen, ergeben sich ergänzende Möglichkeiten für die Beurteilung der Umweltauswirkungen der Kraftwerke auf den Greifswalder Bodden.

Die Modelle sind international erprobt und entsprechen dem aktuellen Stand der Wissenschaft. Einschränkend muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass aufgrund der engen zeitlichen Rahmenbedingungen für diese Studie die ökologischen Modelle nicht umfassend an die spezielle Situation im Greifswalder Bodden angepasst werden konnten. Die Modelle werden im Rahmen dieser Studie vielmehr im Sinne einer Sensitivitätsanalyse genutzt, in der das Ausmaß möglicher ökologischer Veränderungen im Greifswalder Bodden durch die Kraftwerke (SKW + 2 GuD) erfasst und beschrieben wird. Auf der Basis des Jahres 2002 sind hierfür mit beiden Modellen zwei Simulationen durchgeführt worden, jeweils eine ohne die Effekte durch die Kraftwerke (Basisszenario) und eine mit den Kraftwerkseffekten (Maximallastszenario). Zusätzlich wurde ein Modelllauf mit ERGOM durchgeführt, der zusätzlich die Auswirkung der aus der Spandowerhagener Wiek umgeleiteten Nährstofffrachten durch die Kühlwassernutzung berücksichtigt.

Die Modellergebnisse sollen im Folgenden kurz vor dem Hintergrund der Ergebnisse der UVU zusammengefasst werden:

In dem Sondergutachten der UVU wird anhand von Monitoringdaten abgeleitet, „dass nennenswerte Nährstoffumleitungen in den Greifswalder Bodden mit Kühlwasser vor allem im Winter stattfinden würden [...]. Diese Nährstoffmengen können dann jedoch wegen der Lichtlimitierung im Bodden nicht produktionswirksam werden, sie gelangen nach Wasseraustausch wie ohne Kühlwassernutzung weiter in die Ostsee“ (TÜV Nord, 2007, S.19).

- Durch Analysen historischer Monitoringdaten konnten die Nährstoffumleitungen quantifiziert und deren Konsequenzen mit dem Ökosystemmodell ERGOM simuliert werden. Die Nährstoffumleitungen sind beim Stickstoff erheblich, vor allem in den Wintermonaten, führen aber im zentralen Bodden (Station GB 19) zu keinen erkennbaren Auswirkungen auf Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen.
- Für die küstennahe Ostsee ist die Umleitung ohne Bedeutung.
- Eine nennenswerte Erhöhung der Nährstofffrachten aus dem Oderhaff, die über den Peenestrom in die Spandowerhagener Wiek gelangen, ist durch die Kühlwasserentnahme nicht zu erwarten.

Die UVU stellt in dem Sondergutachten fest, dass “Das N/P-Verhältnis im Kühlwasser des Kraftwerkes [...] unter Bezug auf Peenestromwasser (Station P20) bis zur Beendigung der Phytoplankton-Frühjahrsblüte [liegt] sehr deutlich oberhalb der Redfield-Relation und i.d.R. im ganzjährigen Jahresmittel über der des Boddens. Damit werden die Voraussetzungen für eine „normale“ Phytoplanktonentwicklung und -sukzession im Bodden durch die etwas erhöhte Durchmischung mit Peenestromwasser nicht wesentlich verändert“ (TÜV Nord, 2007, S 32).

- Die Einschätzung, dass sich die Phytoplanktonentwicklung und -sukzession im zentralen Bodden durch die Umleitung von Wasser aus der Spandowerhagener Wiek nicht wesentlich verändert, wird durch unsere Modellergebnisse bestätigt.

„Eine zusätzliche Bevorteilung von N_2 -fixierenden Cyanobakterien im Sommerhalbjahr findet aus Sicht der Nährstoffverfügbarkeit durch die Kühlwassereinleitung nicht statt.“ (TÜV Nord, 2007, S. 32).

- Die Modellsimulationen zeigen keine Veränderungen der Blaualgenkonzentrationen im zentralen Bodden, da sich die Nährstoffverfügbarkeit dort nicht wesentlich ändert und die Kühlwasserfahne zu variabel ist, als dass die Algen von der zeitweiligen leichten Temperaturerhöhung profitieren könnten.
- Zusätzliche Nährstoffeinträge durch erhöhte Stickstofffixierung der Blaualgen zeigen die Ergebnisse nicht. Auch eine Erhöhung der Phosphatfreisetzung aus dem Sediment unter anoxischen Bedingungen (interne Eutrophierung) wird nicht erwartet.

Bezüglich der Umleitung von nährstoffreicherem und salzärmerem Peenestromwasser in den Greifswalder Bodden stellt die UVU fest, dass „sich aber zusätzliche geringfügige Beeinträchtigungen der Flachwasserbereiche, die von der Kühlwasserfahne überströmt werden [ergeben]“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 11) Die UVU bewertet die zusätzlichen Nährstofffrachten durch das geplante Vorhaben „im Gesamtzusammenhang für das Ökosystem Greifswalder Bodden [...] unter Berücksichtigung der Aufwärmung des Greifswalder Boddens durch Kühlwassereintrag kritisch [...]“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 11).

- In diesem Zusammenhang muss zwischen dem Nahbereich (Kühlwasserfahne) und den Fernbereich (zentraler Bodden) unterschieden werden. Im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen sind erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper zu erwarten. Verstärkte Algenblüten sind im Nahbereich nicht zu erwarten. Im zentralen Greifswalder Bodden zeigen die Modelle keine wesentlichen Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton durch die Kraftwerksaktivität (Nährstoffe, Kühlwasser, Umleitung).

5.2.1 Nährstoffeinträge in den Greifswalder Bodden

Die Nährstoffeinträge in den Greifswalder Bodden sowie deren mögliche Veränderungen sind für das Ökosystem von entscheidender Bedeutung. Zudem bilden die Nährstoffdaten zentrale Inputparameter für die Modellsimulationen. Aus diesem Grunde wurden die in der UVU verwendeten Nährstoffeinträge quantitativ überprüft, die zusätzlichen Nährstoffeinträge (DIN und DIP) aus den Antragsunterlagen zusammengestellt und in Rücksprache mit den zuständigen Behörden korrigiert (Stickstofffracht REA des SKW) und mögliche zusätzliche Nährstoffquellen untersucht.

Diese Datenbasis dient als Grundlage für die für Simulationen mit dem 3D-Ostsee-Ökosystemmodell ERGOM und dem 3D-Küsten-Ökosystemmodell Bio-GETM.

In der UVU wird festgestellt, dass sich durch Entnahme und Einleitung von Kühlwasser aus dem Peenestrom „[] die Frachten insgesamt nicht verändern [und] [] für das Gesamtsystem Greifswalder Bodden keine Beeinträchtigungen zu erwarten [sind]“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 10).

Die UVU „setzt [] die für das Vorhaben prognostizierten Einleitungen in Verhältnis zu der Vor- bzw. Gesamtbelastung des Greifswalder Boddens [und] so zeigt sich, dass die zusätzlichen jährlichen Stickstoffeinträge in einer Größenordnung von ca. 4,5 % (bei Maximalbetrachtung), ca. 3 % (bei realistischem Anlagenbetrieb) der Einträge aus den Zuflüssen bzw. der Gesamt- Stickstoffeinträge in den Greifswalder Bodden liegen“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 238).

Externe Nährstoffquellen

Die folgenden Tabellen (Tabelle 5.2 & 5.2) geben einen Überblick über die in den Greifswalder Bodden und den Peenestrom eingetragenen Stickstoff- und Phosphorfrachten. Dabei ist zu beachten, dass die Nährstoffeinträge im betrachteten Jahr 2002 deutlich höher als das Mittel von 2001-2005 lagen. Dass diese Einträge in der in der UVU benannten Größenordnung liegen, können wir bestätigen, wengleich der genaue Rechenansatz der UVU nicht zu entnehmen war.

Zusätzliche Phosphoreinträge durch das SKW konnten weder aus den Antragsunterlagen noch in Absprache mit den Behörden identifiziert werden. Die Daten stimmen mit den Annahmen der UVU überein. Die Berechnungs- und Datengrundlagen finden sich im Kapitel 2.2.2.5.

Tabelle 5.2: Stickstoffeinträge (DIN) in t/a in den Greifswalder Bodden (oben) und Peenestrom (unten) im Basis- und Maximallastszenario

Greifswalder Bodden	Basisszenario (Jahr 2002)	Maximallastszenario + Veränderung
Ryck	546	546
Kläranlage Greifswald	28	28
Kläranlage Lubmin	1,5	1,5
Abwässer SKW (N)	0	50
Atmosphärische Deposition (N) (SKW + 2 GuD)	633	633 + 3,5
Summe ohne Peenestrom	1209	1262

Peenestrom	Basisszenario (Jahr 2002)
Peene*	4752
Ostziese*	73
Kläranlagen Anklam	3
Atmosphärische Deposition	203
Summe	5033

*küstennahe Gebiete sind enthalten

Tabelle 5.3: Phosphoreinträge (TDP) in t/a in den Greifswalder Bodden (links) und Peenestrom (rechts) im Basisszenario

Greifswalder Bodden	Basisszenario (Jahr 2002)	Peenestrom	Basisszenario (Jahr 2002)
Ryck	3,67	Peene*	58
Kläranlage Greifswald	0,23	Ostziese*	0,85
Kläranlage Lubmin (TP)	0,4	Kläranlagen Anklam	0,4
Atmosphärische Deposition	10,2	Atmosphärische Deposition	3
Summe ohne Peenestrom	14,5	Summe	62

*küstennahe Gebiete sind enthalten

Nährstoffumleitung

Durch die Pumpaktivität der Kraftwerke wird Wasser aus der Spandowerhagener Wiek angesogen und in den Greifswalder Bodden umgeleitet. Da die Nährstoffkonzentrationen in der Spandowerhagener Wiek zeitweilig höher sind, als diejenigen im Greifswalder Bodden, kommt es durch die Umleitung von Kühlwasser zu einem zusätzlichen Eintrag von Nährstoffen in den Greifswalder Bodden. Diese Nährstoffumleitung kann einerseits aus den Ergebnissen der Strömungsmodelle hochgerechnet oder aus historischen Daten zum Atomkraftwerk „Bruno Leuschner“ abgeleitet werden. Da während der Laufzeit des Atomkraftwerks zusätzliche Monitoringstationen eingerichtet waren, die zudem reale Wassermischungsverhältnisse in der Spandowerhagener Wiek unter Pumplast widerspiegeln, wurde auf diese Daten zurückgegriffen.

Grundlage der Herleitung sind die aktuellen und historischen Monitoringmessungen der Nährstoffkonzentrationen in der Spandowerhagener Wiek (GB9), dem Peenestrom (P20) und dem zentralen Greifswalder Bodden (GB19). Gemessene Nährstoffkonzentrationen für die Spandowerhagener Wiek liegen aktuell nicht vor, da die Monitoring-Messungen (Messstation GB 9) 1991 eingestellt wurden. Wir gehen davon aus, dass die Nährstoffkonzentrationen im nördlichen Peenestrom (Monitoring-Station P20) und an der Einlaufrinne in der Spandowerhagener Wiek (Monitoring-Station GB9) unter der zukünftigen Kühlwasserlast ebenso wie zu Zeiten des AKW-Volllastbetriebes korrelieren werden. Die historischen Monitoringdaten können so zur Ableitung einer Transferfunktion genutzt werden. Basis ist eine Regressionsanalyse zwischen den Konzentrationen in der Spandowerhagener Wiek (GB9) und dem nördlichen Peenestrom (P20) zu Zeiten des AKW-Volllastbetriebes (1980-1989) für die Parameter DIN und DIP. Aus den berechneten Regressionsgleichungen (DIN: $y = 0,92x - 0,1781$; DIP: $y = 0,767x + 0,1704$) und den aktuellen Messdaten für P20 (2000-2005) wurden die zukünftigen Konzentrationen an der Station GB9 abgeleitet. Diese abgeleiteten Konzentrationen wurden mit der konstanten Kühlwassermenge ($125 \text{ m}^3/\text{s}$) multipliziert und daraus Monatsmittel für den Zeitraum 2000-2005 gebildet, damit der für Nährstoffe wesentliche Jahresgang Berücksichtigung findet.

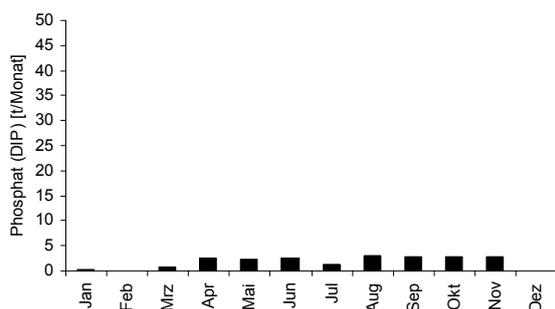


Abbildung 5.7: Umleitung von Phosphor (DIP) aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden durch die Kühlwassernutzung (SKW + 2 GuD); abgeleiteter Jahresgang, Herleitung siehe Text, Skalierung beider Grafiken entspricht dem molaren N/P-Verhältnis

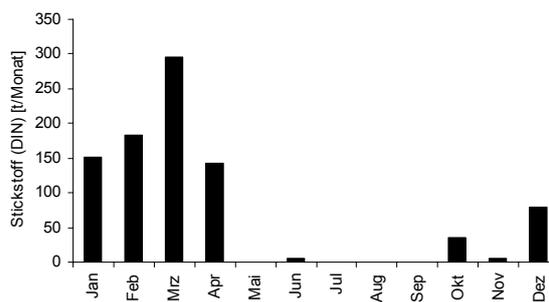


Abbildung 5.8: Umleitung von Stickstoff (DIN) aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden durch die Kühlwassernutzung (SKW + 2 GuD), abgeleiteter Jahresgang, Herleitung siehe Text

Die so hergeleitete Nährstofffracht lässt allerdings noch keine Aussage darüber zu, wie groß die Umleitung durch die Kühlwassernutzung gegenüber dem unbeeinflussten Nährstofftransport aus dem Peenestrom in den Greifswalder Bodden (Einträge aus dem Peenestrom durch Zufluss östlich des Struck) ist. Um diesen Unterschied zu ermitteln, wurde mithilfe der Nährstoffkonzentrationen im zentralen Greifswalder Bodden (GB19) die Hintergrundbelastung abgeschätzt und hier dargestellt als Kühlwasserfracht bei gleichem Wasservolumen jedoch mit den im zentralen Greifswalder Bodden gemessenen Nährstoffkonzentrationen. Die Differenz von Umleitung und Hintergrundbelastung stellt die Netto-Umleitung durch das Kühlwasser dar (siehe Abbildung 5.7 und Abbildung 5.8).

Durch die Kühlwasserentnahme findet nur ein geringer Netto-Transport von gelöstem anorganischen Phosphor aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden statt. Beim gelösten anorganischen Stickstoff hingegen findet in den Wintermonaten eine erhebliche Umleitung statt. Quantitativ ist die Umleitung von Nährstoffen damit von großer Bedeutung. Ihr ökologischer Effekt ist allerdings gering. Da die biologische Aktivität im Greifswalder Bodden in den Wintermonaten gering ist, hat der zusätzliche Stickstoff keine stimulierende Wirkung auf Phytoplankton sondern wird in die Ostsee ausgewaschen. Auch ohne Umleitung würde der Stickstoff letztendlich in die Ostsee gelangen, nur auf kürzerem Wege.

Wie später noch dargelegt wird, ändert sich die Zusammensetzung und Menge des Phytoplanktons bei der Passage durch das Kühlwassersystem nicht wesentlich (siehe Kapitel 5.5). Es kommt durch die Umleitung nicht zu einer zusätzlichen Freisetzung von Nährstoffen durch Abbauprozesse während der Passage durch das Kühlsystem. Das Wasser wird weitgehend unverändert von einem Ökosystem in ein anderes, sehr ähnliches System transferiert. Aufgrund der Ähnlichkeit und räumlichen Nähe beider Systeme ergeben sich durch die Wasserumleitung keine wesentlichen ökologischen Konsequenzen für den Greifswalder Bodden.

Nährstofftransporte aus dem Peenestrom

Eine nennenswerte Erhöhung der Nährstofffrachten aus dem Oderhaff über den Peenestrom durch das Pumpen von Kühlwasser (Ansaugeneffekt) zeigen unsere physikalischen Simulationen nicht. Die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit des Peenestroms und damit des Wasser- und Nährstofftransportes durch die Pumpaktivität im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD, GETM) ist gegenüber der natürlichen Variabilität der Strömungsgeschwindigkeit im Peenestrom so gering (ca. 1 %), dass sie in Natura nicht messbar sein dürfte: Die maximale Erhöhung der Fließgeschwindigkeit des Peenestroms an den engsten Stellen lag im Maximallastszenario gegenüber dem Basisszenario (keine Kühlwassernutzung) bei 0,1 cm/s (siehe Kapitel 4.1.2). Die natürliche Variabilität der Fließgeschwindigkeit war 100fach höher (Standardabweichung von +/- 11 cm/s). Aus der simulierten mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 5 cm/s ergäbe sich rein rechnerisch eine Erhöhung der Wassertransporte und damit der Nährstofffrachten um 2 %. Allerdings muss dieser Wert aufgrund einer Unterschätzung der absoluten mittleren Wassertransporte und damit auch der natürlichen Variabilität (siehe Kapitel 4.2.2.3) als worst-case-Betrachtung angesehen werden. Andere physikalische Simulationen sowie Wasserbilanzabschätzungen (Buckmann, 2007; Buckmann, pers. Mitteilung) bestätigen die geringe Auswirkung von Kühlwasser-Pumpaktivitäten auf die Erhöhung der Nährstofffrachten aus dem Peenestrom in die Spandowerhagener Wiek.

5.2.2 Modellsimulationen: Stickstoff

Die winterliche Stickstoff-Konzentration (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) im zentralen Bodden schwankt nach Monitoring-Daten um den Orientierungswert von $10 \mu\text{mol/l}$, wird vereinzelt unterschritten, in nassen Monaten jedoch noch deutlich überschritten (LUNG, 2008c). Die Standardabweichung liegt im 10-jährigen Monatsmittel durchschnittlich bei $\pm 4,2 \mu\text{mol/l}$ (siehe Kapitel 5.1.2).

Abbildung 5.9 und Abbildung 5.10 zeigen die Differenz der simulierten oberflächennahen Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen DIN) mit dem Modell ERGOM zwischen Maximallast- (mit Kraftwerken) und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen erhöhte Konzentrationen durch die Kraftwerke an. In der in Abbildung 5.9 dokumentierten Simulation ist die Stickstoffumleitung nicht berücksichtigt, in Abbildung 5.10 hingegen wurde sie berücksichtigt. Die Abbildungen dokumentieren, dass der zusätzliche Eintrag von Stickstoff durch die Kraftwerke zu keiner erkennbaren Zunahme der Stickstoffkonzentrationen im Bodden führt. Dies gilt auch wenn zusätzlich die umgeleiteten Stickstofffrachten berücksichtigt werden. Zudem kommt es zu keiner Akkumulation des Stickstoffs im Bodden im Jahresverlauf. Der starke Wasseraustausch des Boddens mit der Ostsee verhindert auch eine längerfristige Akkumulation von Stickstoff über das betrachtete Jahr hinaus. Stickstoff wird durch die Kraftwerke vor allem im Winter durch Umleitung in den Bodden eingetragen. Die Modellsimulationen zeigen diesen zusätzlichen Eintrag allerdings nicht in Form erhöhter Stickstoffkonzentrationen im Bodden. Aufgrund des starken Wasseraustausches und der häufig küstenparallelen Strömung erreicht der eingetragene Stickstoff den zentralen Bodden nicht sondern wird in die Ostsee ausgewaschen. Aus diesem Grund hat der durch Umleitung im Winter eingetragene Stickstoff auch keine Auswirkungen auf die Einschätzung des Zustands gemäß der Wasserrahmenrichtlinie, bei der winterliche Konzentrationen zugrunde gelegt werden.

Speziell zwischen April und August berechnet das Modell in einigen Fällen negative Differenzen, d.h. im Greifswalder Bodden zeigen sich im Maximallastszenario niedrigere Stickstoff-Konzentrationen als im Basisszenario. Solche Situationen sind durchaus möglich, da beispielsweise erhöhte Temperaturen eine verstärkte Denitrifikation begünstigen können. Dadurch würde Stickstoff an die Atmosphäre abgegeben und die Konzentrationen im Wasserkörper reduziert. Aber auch Effekte durch physikalische Prozesse sind möglich. Auf eine Detailuntersuchung der Zusammenhänge wird verzichtet, da dies für die Fragestellung hier nicht relevant ist. Bei der Interpretation der Graphiken ist zu beachten, dass in einem System mit starkem Wassertransport und Austausch, räumliche Effekte und veränderte Strömungsmuster Ursache für Veränderungen sein können, wodurch die Interpretation komplex wird.

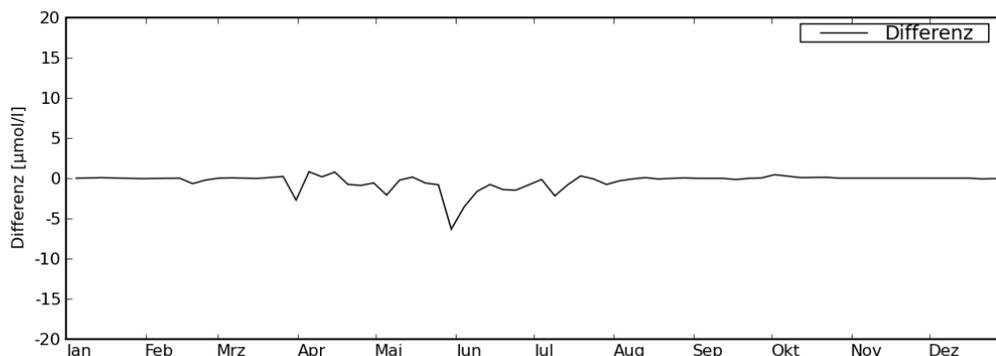


Abbildung 5.9: Differenz der simulierten oberflächennahen Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD) - und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).

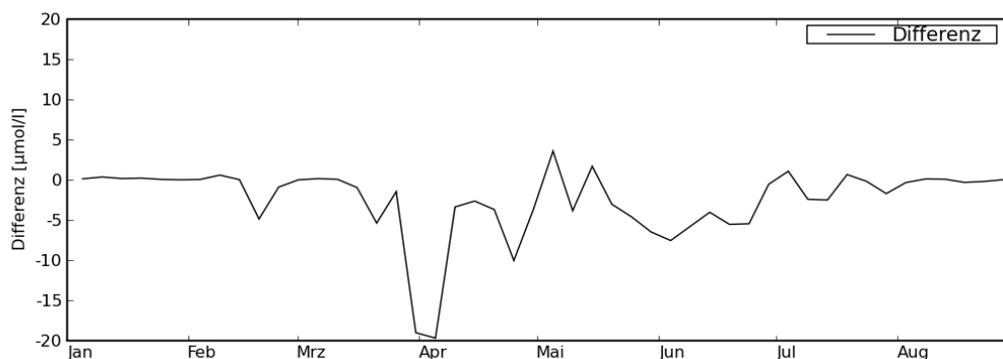


Abbildung 5.10: Differenz der simulierten oberflächennahen Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD) - und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).

Für räumliche Betrachtungen wurden die Simulationen mit dem Modell Bio-GETM zugrunde gelegt. In diesen Simulationen wurden die Abwässer aus der Rauchgasentschwefelungsanlage berücksichtigt. Die zusätzliche Umleitung von Nährstoffen aus der Spandowerhagener Wiek ist im Modelllauf mit Bio-GETM aber mit Fehlern behaftet. Bei Betrachtung der räumlichen Differenzen zwischen Maximallastszenario und Basisszenario werden Unterschiede im Nahbereich um die Auslaufrinne sichtbar. Von Januar bis Ende März ist eine im Vergleich größere Fläche betroffen als im Zeitraum Ende März bis Ende August (vgl. Abbildung 5.11). In Frühjahr und Sommer wird der eingeleitete Stickstoff rasch durch Phytoplankton aufgenommen, wodurch sich die Fahne räumlich reduziert. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem der Bereich unmittelbar um die Auslaufrinne von einer Erhöhung der Stickstoff-Konzentration betroffen sein wird. Ein Transport von Nährstoffen bis in die nördlichen Bereiche des Greifswalder Boddens (Vilm, Rügen) durch den Einfluss der Kühlwassernutzung auf die Strömungsgeschwindigkeiten ist nicht zu erwarten (siehe Kapitel 4.1.2). Auch den ökologischen Modellergebnissen ist kein Ferntransport von Nährstoffen zu entnehmen.

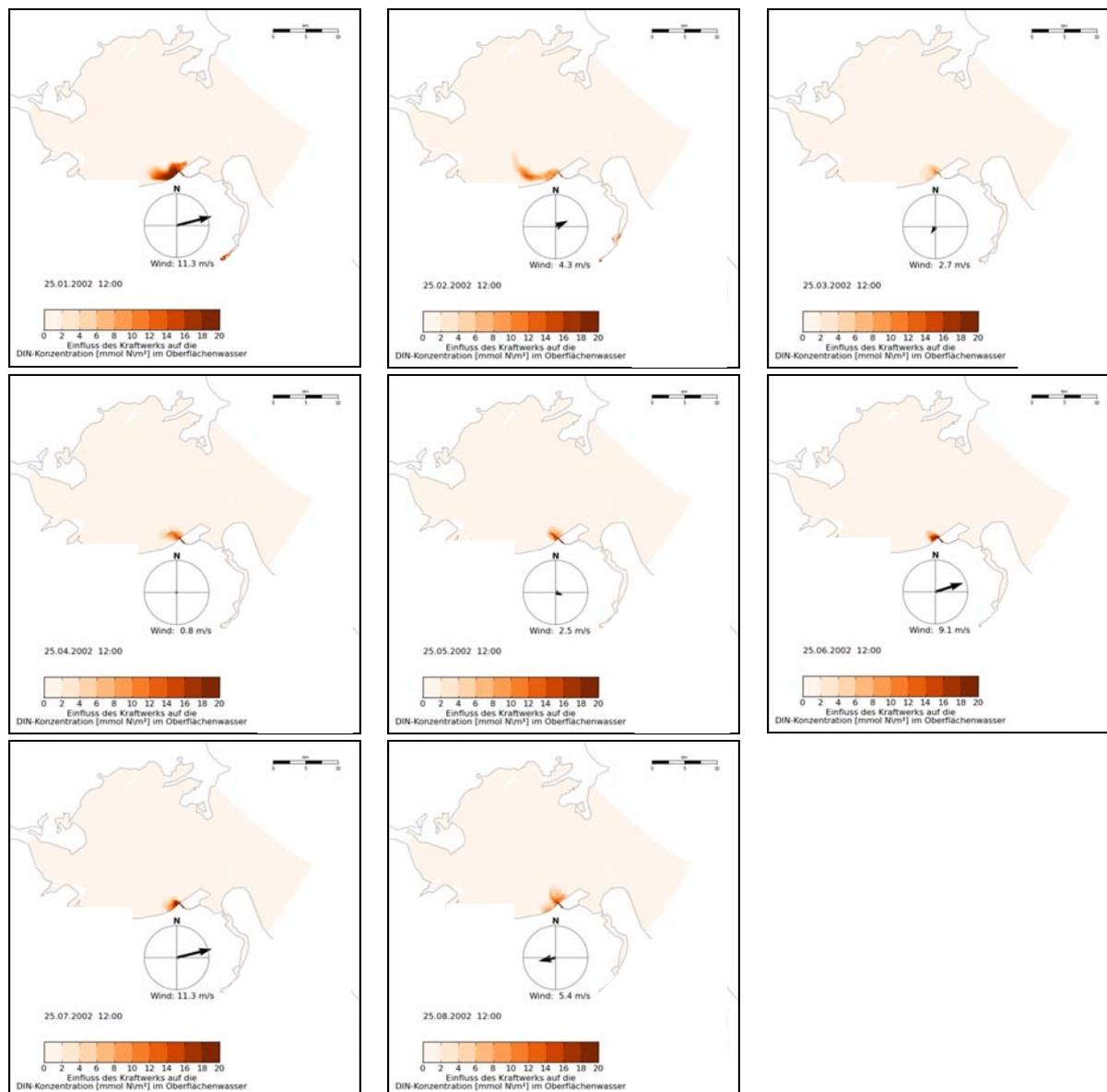


Abbildung 5.11: Räumliche Differenzen der Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [mmol/m³] bzw. [µmol/l] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im Greifswalder Bodden zur Verdeutlichung der räumlichen Ausdehnung der Nährstofffahne (Modell Bio-GETM).

5.2.3 Modellsimulationen: Phosphor

Die gelösten anorganischen Phosphor-Konzentrationen im Winter lagen nach Monitoringdaten der letzten Jahre im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB19) zwischen 0,5 und 1 $\mu\text{mol/l}$. Es wurden auch schon Konzentrationen im Bereich der Orientierungswerte nach WRRL (0,2-0,4 $\mu\text{mol/l}$) gemessen, vereinzelt traten jedoch auch Konzentrationen über 1 $\mu\text{mol/l}$ auf (LUNG, 2008c). Die durchschnittliche Standardabweichung des 10jährigen Monatsmittels beträgt $\pm 0,2 \mu\text{mol/l}$ (siehe Kapitel 5.1.2).

Abbildung 5.12 und Abbildung 5.13 zeigen die Differenz der simulierten oberflächennahen Phosphor-Konzentrationen (Total Dissolved Phosphorus, TDP) mit dem Modell ERGOM zwischen Maximallast- (mit Kraftwerken) und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB 19). Positive Werte zeigen erhöhte Konzentrationen durch die Kraftwerke an. In der in Abbildung 5.12 dokumentierten Simulation ist die Phosphorumleitung nicht berücksichtigt, in Abbildung 5.13 hingegen wurde sie berücksichtigt. Die Abbildungen dokumentieren, dass die geringfügigen, umgeleiteten Phosphorfrachten zu keiner erkennbaren Zunahme der Phosphor-Konzentrationen im zentralen Bodden führen. Das Kraftwerk selbst emittiert keine wesentlichen Phosphormengen. Es kommt zu keiner Akkumulation des Phosphors im Bodden im Jahresverlauf. Der starke Wasseraustausch des Boddens mit der Ostsee verhindert auch hier eine längerfristige Akkumulation über das betrachtete Jahr hinaus.

Eine Verschlechterung der Zustandsklasse des Greifswalder Boddens im Sinne der WRRL deuten die Ergebnisse für den zentralen Bodden (Station GB19; Fernbereich) bezüglich der gelösten Phosphor-Konzentration (DIP) nicht an.

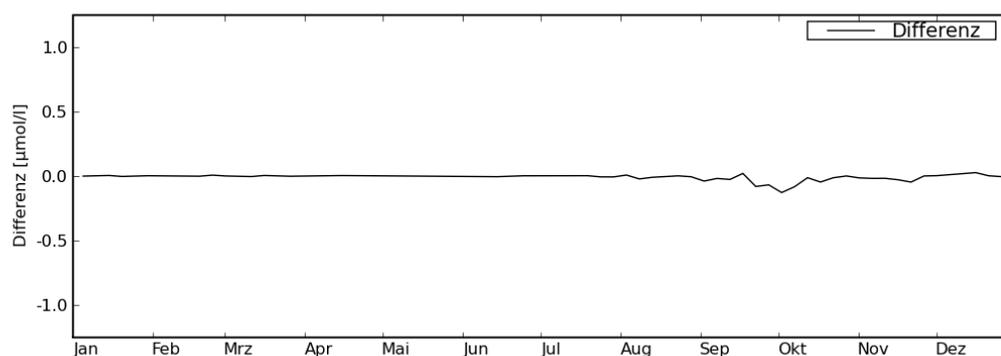


Abbildung 5.12: Differenz der simulierten oberflächennahen Phosphor-Konzentrationen (Total Dissolved Phosphorus, TDP) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).

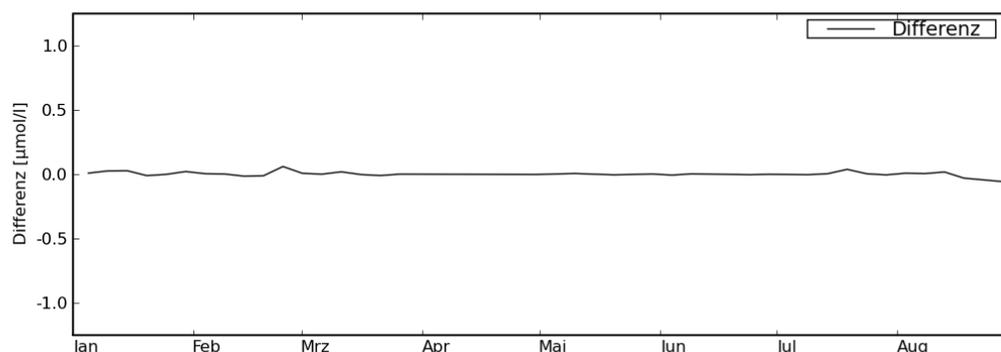


Abbildung 5.13: Differenz der simulierten oberflächennahen Phosphor-Konzentrationen (Total Dissolved Phosphorus, TDP) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. **Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt** (Modell: ERGOM).

Einen bedeutenden Eintragspfad für Phosphor kann die Rücklösung aus dem Sediment bei Anoxie darstellen. Dabei kommt es zur Reduktion von sedimentärem Fe^{III} zu löslichen Fe^{II} und der Freisetzung des daran gebundenen Phosphats. Im Oderhaff, welches Ähnlichkeiten zum Greifswalder Bodden aufweist, wurde anhand von Modellsimulationen dieser Prozess als wahrscheinliche Ursache für die plötzlichen Anstiege der Phosphatkonzentrationen in der Wassersäule im Sommer herausgearbeitet (Schernewski et al., 2003). Als Folge von Anoxie wurden im Oderhaff die gleiche Menge Phosphat innerhalb von zwei Wochen aus dem Sediment freigesetzt, wie die Oder innerhalb von drei Sommermonaten einträgt. Für das Oderhaff ist dieser Prozess also von großer quantitativer Bedeutung und Bedarf auch einer Betrachtung im Greifswalder Bodden. Anoxie ist in der Regel eine Folge andauernder Schichtung des Wasserkörpers und betrifft die tieferen Wasserschichten. Im Greifswalder Bodden wurde Anoxie bislang nicht beobachtet (LUNG, 2008c). Sie kann in heißen, windarmen Sommern aber nicht völlig ausgeschlossen werden. Im Basisszenario wurden beispielsweise im Tiefenwasserfernbereich (zentraler Bodden) mitunter über mehrere Tage anhaltende Schichtungen beobachtet. Aufgrund der betroffenen Fläche sowie der Dauer ist aber nicht mit einer erheblichen Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment zu rechnen. Im Maximallastszenario sind die Schichtungsereignisse durch die Kühlwassereinleitung von den Kraftwerken (SKW + 2 GuD) um wenige Tage verlängert (siehe Kapitel 4.2.2.3). Durch die Kühlwassereinleitung steigt die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Schichtungssituationen, deren Dauer und dadurch die Möglichkeit von Anoxie leicht an. Eine erhöhte Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment ist aber nicht zu erwarten.

5.2.4 Modellsimulationen: Phytoplankton

Zentraler Bodden (Fernbereich)

Die Monitoringdaten der letzten Jahre für die Station GB19 zeigen, dass die Chlorophyll a-Konzentrationen den Orientierungswert nach WRRL von 10 mg/m^3 in den Monaten März bis August sowohl unter- als auch deutlich überschreiten. Die Standardabweichung des 10jährigen Monatsmittels liegt durchschnittlich bei $\pm 4 \text{ mg/m}^3$ (siehe Kapitel 5.1.2).

Das Modell (ERGOM) berechnet Chlorophyll a-Konzentrationen (als Maß für die Phytoplanktonbiomasse) sowie die Konzentrationen von drei funktionellen Phytoplanktongruppen. Abbildung 5.14 und Abbildung 5.15 zeigen die Differenzen der berechneten oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen mit dem Modell ERGOM zwischen Maximallast- (mit Kraftwerken) und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB 19). Positive Werte zeigen erhöhte Konzentrationen durch die Kraftwerke an. In den Abbildungen, die den gesamten Jahresgang dokumentieren ist die Nährstoffumleitung nicht berücksichtigt, in den bis August reichenden Simulationen wurde sie hingegen berücksichtigt.

Die Differenzen zwischen Maximallastszenario und Basisszenario im Modell ERGOM von Chlorophyll a und der funktionellen Gruppe „Kieselalgen“ schwanken überwiegend um den Nullwert und zeigen negative Werte, d.h. geringere Konzentrationen im Maximallastszenario (mit Kraftwerken) Ende Februar sowie Anfang April (siehe Abbildung 5.14 - Abbildung 5.17). Die Differenzen der Phytoplanktonbiomasse betrachtet als Chlorophyll a, die in den Simulationen im zentralen Bodden (Station GB19) beobachtet werden können liegen damit im Bereich der natürlichen Variabilität. Die Differenz der Chlorophyll a-Konzentrationen in den Frühjahrs- bzw. Sommermonaten, die für die Einstufung nach WRRL wesentlich ist, deutet im zentralen Bodden (Station GB19) nur geringfügige Veränderungen in der Simulation mit dem Modell ERGOM an (siehe Abbildung 5.14 und Abbildung 5.15).

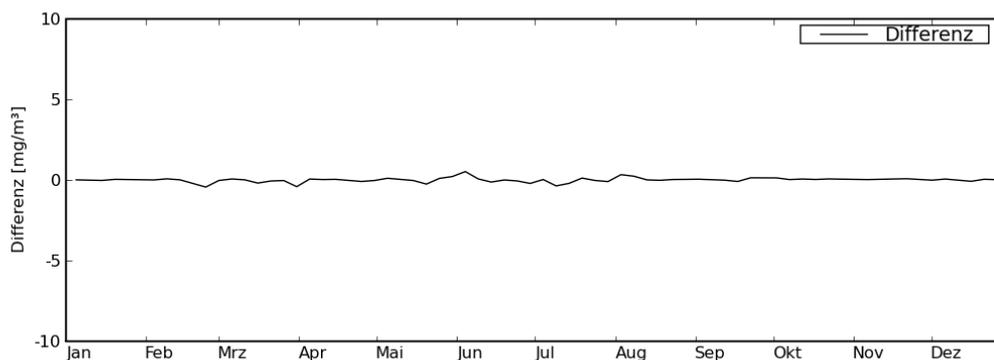


Abbildung 5.14: Differenz der anhand der Modellergebnisse berechneten oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen [mg/m^3] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).

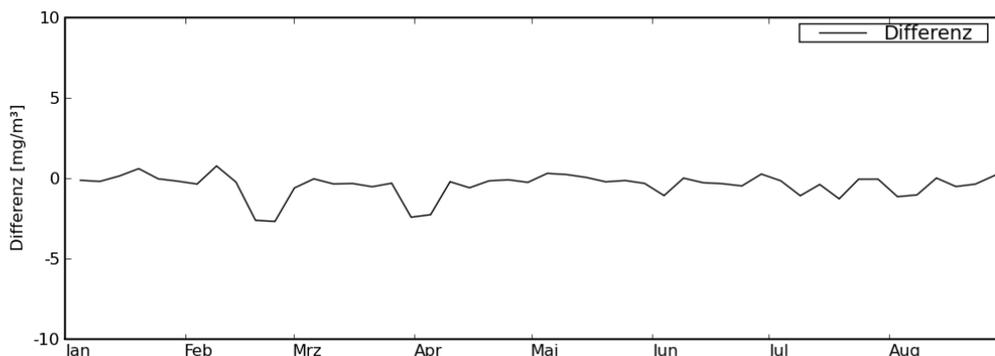


Abbildung 5.15: Differenz der anhand der Modellergebnisse berechneten oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen [mg/m^3] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. **Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt** (Modell: ERGOM).

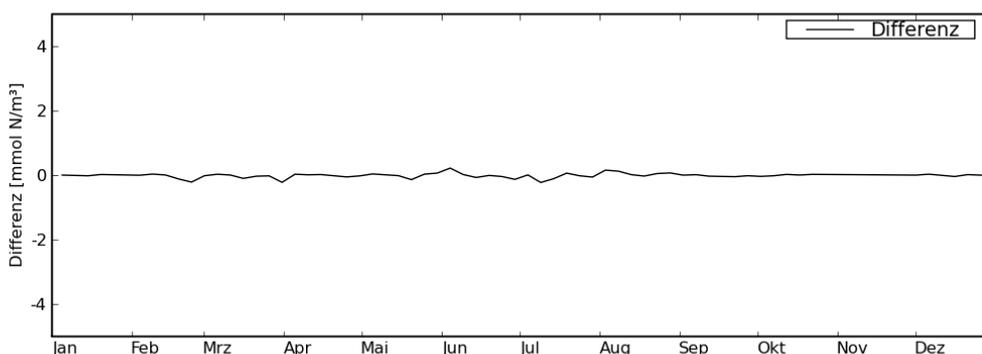


Abbildung 5.16: Differenz der simulierten oberflächennahen „Kieselalgen“ [$\text{mmol N}/\text{m}^3$] zwischen Maximallast- und Basisszenario im zentralen Bodden (Station GB19). Kieselalgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).

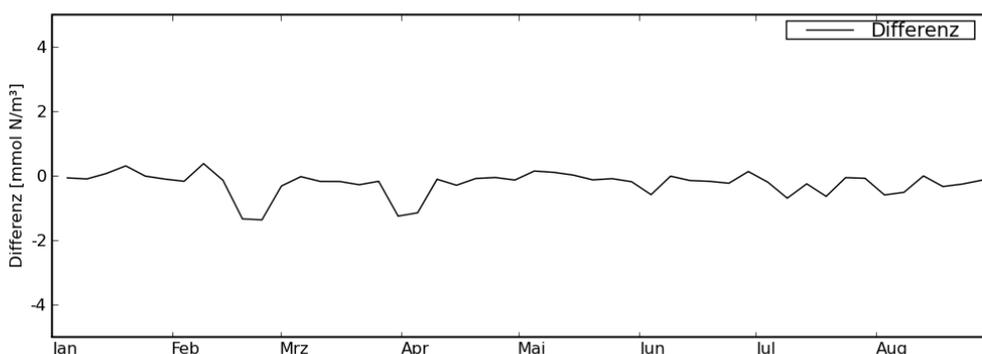


Abbildung 5.17: Differenz der simulierten oberflächennahen „Kieselalgen“ [$\text{mmol N}/\text{m}^3$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Kieselalgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. **Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt** (Modell: ERGOM).

Die Modellergebnisse von ERGOM zeigen, dass die Limitierungssituation und die Verfügbarkeit der Nährstoffe für den zentralen Bodden (Fernbereich; Station GB19) durch die Kühlwassernutzung (SKW + 2 GuD) und Nährstoffumleitung nicht verändert werden. Dadurch ändert sich weder die Algenbiomasse noch die Zusammensetzung des Phytoplanktons. Verschiebungen zwischen den funktionellen Phytoplanktongruppen sind nicht zu beobachten.

Zwar kommt es durch die Nährstoffumleitung, die verstärkt Stickstoff einträgt, und die Stickstoffemissionen des Kraftwerkes zu einer Verschiebung des N/P-Verhältnisses. Dies betrifft aber vor allem den Winter. Während dieser Zeit spielen die Nährstoffe aber keine Rolle für das Phytoplankton. Im Winter sind die Lichtverfügbarkeit und die Temperaturen entscheidende Parameter für das Wachstum. Auswirkungen des Kraftwerkbetriebs auf Algenblüten sind nicht zu beobachten. Es kommt weder zu einer Verschiebung noch zu einer Stimulation von Algenblüten im zentralen Bodden (Station GB19). Das gilt auch für Blaualgen.

Blaualgenblüten sind im Greifswalder Bodden kein seltenes Phänomen, wie die Fotos und die Berichte (z.B. LUNG, 2006; BSH 2005) zeigen. Sie werden durch Stickstoffmangelsituationen, ausreichende Phosphorverfügbarkeit, hohe Wassertemperaturen und ruhige Witterungsbedingungen begünstigt. Viele Blaualgenarten sind in der Lage atmosphärischen Stickstoff zu fixieren. Ihre Entwicklung in der Ostsee wird durch Phosphat nährstofflimitiert (vgl. Sivonen et al., 2007).

Abbildung 5.18 und Abbildung 5.19 zeigen die Differenzen der mit dem Modell ERGOM simulierten „Blaualgen“-Konzentrationen als funktionelle Gruppe zwischen dem Maximallast- (mit Kraftwerken) und Basisszenario (ohne Kraftwerke). Positive Werte bedeuten eine Erhöhung durch die Kraftwerke. In Abbildung 5.18 ist die Nährstoffumleitung nicht berücksichtigt, in Abbildung 5.19 wurde diese berücksichtigt. Die Ergebnisse der Modellsimulationen deuten auf keine wesentliche Verstärkung von Blaualgenblüten im zentralen Greifswalder Bodden hin (siehe Abbildung 5.18 und Abbildung 5.19). Dies erklärt sich allein schon dadurch, dass zusätzliche Phosphateinträge nicht zu erwarten sind. Als Konsequenz sind auch zusätzliche Stickstoffeinträge durch erhöhte Stickstofffixierung in den Greifswalder Bodden nicht zu erwarten.

Die Modellsimulationen zeigen, dass die sich oberflächlich teilweise weit in den Greifswalder Bodden ausbreitende Kühlwasserfahne räumlich zu begrenzt und zeitlich zu variabel ist, um Auswirkungen auf das Phytoplankton im zentralen Greifswalder Bodden zu haben. Weder eine Stimulation des Wachstums durch Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen noch eine direkte Wirkung erhöhter Temperaturen sind zu beobachten.

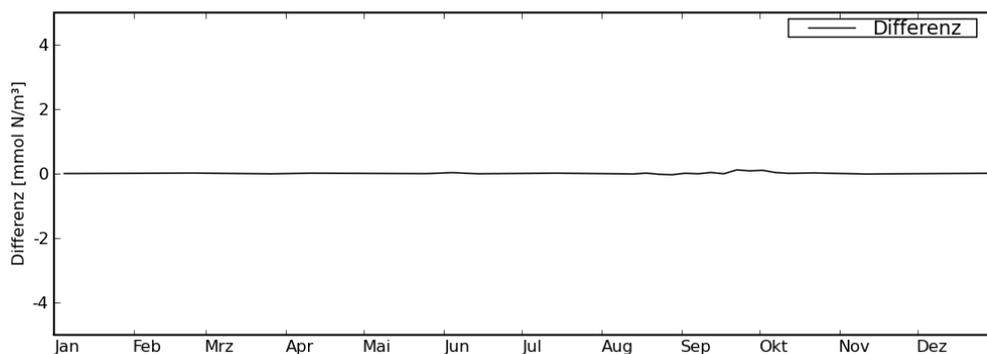


Abbildung 5.18: Differenz der simulierten oberflächennahen „Blualgen“ [mmol N/m³] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Blualgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).

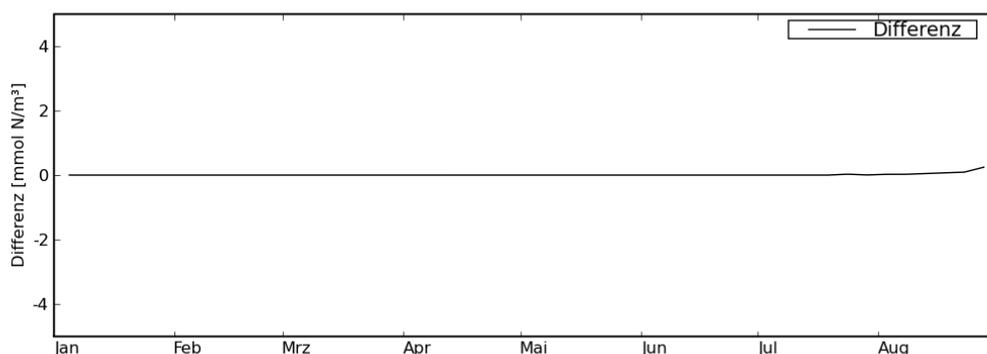


Abbildung 5.19: Differenz der simulierten oberflächennahen „Blualgen“ [mmol N/m³] zwischen Maximallast (mit Kraftwerken)- und Basisszenario (SKW + 2 GuD) im zentralen Bodden (Station GB19). Blualgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. **Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt** (Modell: ERGOM).



Abbildung 5.20: Blaualgenblüte im Greifswalder Bodden (Lauterbach) 1999 (Fotos: G. Schernewski)

Kühlwasserfahne (Nahbereich)

Für den unmittelbaren Nahbereich der Kühlwasseremission können die Modellsimulationen nur sehr begrenzt für Aussagen herangezogen werden. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Kühlwasserfahne, der hohen Strömungs- und Transportgeschwindigkeiten, der hohen Ähnlichkeit zwischen Kühlwasser und dem Wasser im Greifswalder Bodden sowie aufgrund der durch das Kühlwasser stark verdünnten zusätzlichen direkten Stickstoffemissionen durch das Kraftwerk sind auch im Nahbereich weder verstärkte noch zusätzliche Algenblüten zu erwarten. Die Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen werden sich dort aber erheblich von den unbeeinflussten Bereichen im Greifswalder Bodden unterscheiden.

5.3 Sauerstoffmangel durch Schichtung

Die UVU weist an mehreren Stellen darauf hin, dass durch den Kraftwerksbetrieb dreier Kraftwerke Sauerstoffmangelsituationen mit deutlichen Folgen für die Lebewelt der betroffenen Areale entstehen können (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 6, 8, 188, 191, 209, 210). Räumliche und zeitliche Betrachtungen bleiben jedoch aufgrund der eingeschränkten Interpretierbarkeit der Temperaturfahnausbreitung (Buckmann, 2007) hinsichtlich Sauerstoffmangelereignissen unspezifisch. In Bezug auf die betroffenen Räume werden Sauerstoffmangelereignisse „v.a. im Umfeld des Molenkopfes des Industriehafens (Fläche > 7,5 K)“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 6) erwartet. In Bezug auf die Jahreszeiten, in welchen Sauerstoffmangel durch die Kühlwassereinleitung (SKW + 2 GuD) befördert werden kann, wird in der UVU festgehalten: „Sauerstoffmangelsituationen können somit hauptsächlich im Sommer auftreten (IFAÖ 2007B) (in: Froelich & Sporbeck, 2007, S. 189).

In Kapitel 4.2.2.3. haben wir gezeigt, dass die Kühlwasserfahne im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) temporäre Schichtungen im Tiefenwassernahbereich um die Einleitstelle (Molenköpfe) sowie in Teilen des Tiefenwassernahbereiches (zentraler Greifswalder Bodden) im Frühjahr und im Sommer bewirkt. Im Rahmen dieser Studie können anhand von Literaturangaben und Expertenbefragungen folgende ergänzende Informationen zur Wahrscheinlichkeit von Sauerstoffmangelsituationen geliefert werden:

- Die Ausbildung von andauernder, flächendeckender Hypoxie oder Anoxie legen die Modellergebnisse des Maximallastszenarios 2002 (SKW + 2 GuD) weder im Fernbereich noch im Nahbereich nahe.
- Das Ausmaß der Gefährdung eines Gebietes durch Hypoxie (für einige Bodenlebewesen kritische Sauerstoffkonzentrationen unter $2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$) hängt von der Dauer der kontinuierlichen Schichtung ab. Die maximale sommerliche Schichtungsdauer liegt im Maximallastszenario bei sieben Tagen in einem Teil des zentralen Greifswalder Boddens und bei neun Tagen im Bereich der Molenköpfe.
- Der bodennahe Sauerstoffverbrauch durch Bakterien und bodenlebende Fauna liegt in den schlickigen Bereichen des zentralen Greifswalder Boddens im Jahresmittel um $0,9 \text{ g O}_2/\text{m}^3\text{d}$, dürfte jedoch in den organikärmeren sandigen Bereichen um die Einleitstelle deutlich niedriger sein.
- Im Frühjahr liegen hohe Sauerstoffsättigungskonzentrationen um $10,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ vor. Zu dieser Jahreszeit herrschen im realistischen Jahregang des Maximallastszenarios (SKW + 2 GuD) starke, häufig wechselnde Winde vor, die stets nach einigen Tagen die Wassersäule durchmischen und das Bodenwasser mit Sauerstoff versorgen. Dieses Ergebnis stimmt mit der UVU (S. 189) überein.
- Im Sommer liegen hohe Sauerstoffsättigungskonzentrationen um 8 (August) bis $9 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ (Juni) vor. Zu dieser Jahreszeit herrschen im realistischen Jahregang ebenfalls häufig wechselnde Winde vor, die stets nach einigen Tagen die Wassersäule durchmischen. Allerdings kann die Durchmischung im ungünstigen Falle lang anhaltender Schwachwindphasen auch länger ausbleiben. Dieses Ergebnis stimmt mit der UVU (S. 189) überein.
- Sowohl in Teilen des zentralen Greifswalder Boddens wie auch im Bereich um die Molenköpfe kann es durch den Einfluss der Kühlwasserfahne dreier Kraftwerke im Sommer verstärkt zu lokal ausgeprägter Hypoxie kommen.
- In Bezug auf Anoxie zeigen die physikalischen Modellergebnisse für das Jahr 2002, dass im Basisszenario (ohne Kühlwassereinfluss) im Spätsommer eine Schichtungssituation im zentralen Greifswalder Bodden aufgetreten ist, in welcher es durchaus lokal zu Anoxie gekommen sein kann. Die Monitoringdaten des LUNG für das betreffende Jahr weisen nicht darauf hin, dass es tatsächlich dazu kam. Im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Anoxie gegenüber dem Basisszenario im Bereich um die Einleitstelle (Molenköpfe) sowie in Teilen des westlichen zentralen Greifswalder Boddens zeitlich wie auch räumlich erhöht (Zahlenangaben siehe Kapitel 4.2.2.3). Eine abschließende Einschätzung darüber, ob es im betrachteten Jahr zu Anoxie kam, erlauben die Modellergebnisse nicht. Daher kann auch der Fall des Kraftwerksbetriebes (SKW + 2 GuD) im Rahmen dieser Studie in Bezug auf das Auftreten von Anoxie nicht abschließend eingeschätzt werden.

5.3.1 Hintergrund zu Sauerstoffmangelereignissen

Sauerstoffmangel, d.h. das vollständige Fehlen von Sauerstoff (Anoxie) oder ein Vorhandensein von Sauerstoffkonzentrationen, die zur Versorgung von Organismen nicht ausreicht (Hypoxie mit Sauerstoffkonzentrationen $< 2 \text{ mg/l}$ bzw. 2 g/m^3 nach Justic et al., 2002), tritt dann ein, wenn der Sauerstoffverbrauch am Gewässergrund die Sauerstoffnachlieferung von der Wasseroberfläche zum Grund bzw. aus dem Umgebungswasser übersteigt. Der Sauerstofftransport von der Oberfläche an den Gewässergrund kann unterbunden bzw. stark verlangsamt werden, wenn Wasserschichtung auftritt, d.h. wenn sich leichtes Wasser (niedriger Salzgehalt und/oder hohe Temperatur) über schweres, dichteres Wasser (hohe Salzgehalte und/oder niedrige Temperatur) ausbreitet, wie es im Falle der Kühlwassereinleitung im Maximallastszenario beobachtet wurde (siehe Kapitel 4.2.2.3).

Negative ökologische Konsequenzen hat eine Wasserschichtung dann, wenn der gelöste Sauerstoff innerhalb der bodennahen Wasserschicht durch die bodenlebenden Organismen schneller aufgebraucht wird, als er durch horizontalen (mit der Strömung) oder vertikalen Sauerstofftransport (Winddurchmischung der Wassersäule) nachgeliefert wird. Es kann bei Hypoxie zum Abwandern und Absterben von Makrozoobenthos, bei Anoxie zusätzlich zu Phosphatfreisetzung aus dem Sediment kommen.

In vielen Gewässern ist Schichtung – besonders bedingt durch hohe Wassertemperaturen im Sommer – ein natürliches Phänomen. Meist sind Gebiete, in denen es zu Sauerstoffmangel kommt, stehende oder durch einen schlechten Wasseraustausch charakterisierte Gewässer (Gray et al., 2002) - Sauerstoffmangel tritt dabei überwiegend in tiefen, beckenförmigen Gewässern auf, die eine Wassertiefe von über 10 m haben. In Phasen sehr schwacher Winde und/oder sehr starker Sonneneinstrahlung kann hier eine Dichteschichtung entstehen, die in einer bestimmten Tiefe das gesamte Becken wie ein Deckel abschließt und so den Transport von Sauerstoff von oben wie auch von der Seite unterbindet. So wird es regelmäßig in den großen Becken der Ostsee beobachtet. Aufgrund der geringen Tiefe, der starken Winddurchmischung und des sehr starken Wasseraustauschs mit der Ostsee (siehe Abbildung 3.8) entspricht der Greifswalder Bodden diesen Charakteristika nicht, weshalb der Sauerstoffhaushalt des Greifswalder Boddens als gut einzuschätzen ist (Vietinghoff et al., 1994).

5.3.2 Abschätzungen zu Sauerstoffmangelereignissen anhand des Maximallastszenarios

In Bezug auf Sauerstoffmangel zeigen die physikalischen Modellergebnisse für das Jahr 2002, dass im Basisszenario (ohne Kühlwassereinfluss) im Spätsommer eine Schichtungssituation im zentralen Greifswalder Bodden aufgetreten ist, in welcher es durchaus lokal zu Sauerstoffmangel gekommen sein kann. Die Monitoringdaten des LUNG für das betreffende Jahr weisen nicht darauf hin, dass es tatsächlich zu Sauerstoffmangel im Greifswalder Bodden kam. Andere Dokumentationen von Sauerstoffmangel in diesem Jahr sind nicht bekannt.

Die Kühlwasserfahne im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) bewirkt verstärkte temporäre Schichtungen in zwei Bereichen: im Tiefenwassernahbereich um die Einleitstelle (Molenköpfe) sowie in Teilen des Tiefenwasserferngebietes (zentraler Greifswalder Bodden) im Frühjahr und im Sommer (siehe auch Kapitel 4.2.2.3.). In diesen Bereichen ist also potentiell mit durch den Kraftwerksbetrieb (SKW + 2 GuD) induzierten Sauerstoffmangelsituationen zu rechnen, so dass diese Situationen näher untersucht werden müssen. Um einzuschätzen, ob es in diesen Bereichen zu kritischen Sauerstoffkonzentrationen kommen kann, werden die Zeitpunkte der Schichtungen im Jahresverlauf, die Sauerstoffzehrungsraten sowie die zeitliche Dauer der Schichtung betrachtet.

Die Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser ist bei hohen Temperaturen am geringsten. So liegen bei vollständiger Sättigung bei den höchsten Wassertemperaturen (August, 25°C) und einem Salzgehalt von 7 psu Konzentrationen von 7,9 g O₂/m³ im Wasser vor, im Juni (19°C) ca. 8,9 g O₂/m³. Im Frühjahr (11°C) liegt die Sauerstoffsättigungskonzentration bei 10,5 g O₂/m³.

Die im schlammigen Sediment lebenden Bakterien im südlichen Teil des zentralen Greifswalder Boddens verbrauchen innerhalb von drei Tagen im Jahresmittel 1,1 g O₂/m³, bei besonders hoher biologischer Aktivität maximal 2,1 g O₂/m³ (Schiewer, 2008), die bodenlebenden Tiere im Mittel noch einmal 0,5 g O₂/m³ am Tag (Günther, 1999). Die betroffenen Gebiete unterscheiden sich in dem Gehalt organischen Materials (siehe Kapitel 3.1) und damit in den Sauerstoffzehrungsraten im Sediment. Sauerstoffzehrungsraten für die sandigen Bereiche des Greifswalder Boddens liegen uns nicht vor.

Nimmt man an, dass maximale bakterielle Sauerstoffzehrungsraten sowohl im Sommer wie auch im Frühjahr auftreten können und Sauerstoff bei hohen Konzentrationen gleichmäßig verbraucht wird (Hetland & di Marco, 2008), so ergibt sich rechnerisch, dass es in von Schichtung betroffenen Schlickgebieten im Sommer nach etwa sechs Tagen, im Frühjahr nach acht Tagen bodennah zu Hypoxie kommen kann. Unsere Modellergebnisse zeigen, dass derartig lange Schichtungsverhältnisse nur im Sommer, nicht aber im durch besonders starke, häufig wechselnde Winde charakterisierten Frühjahr (siehe Abbildung 5.21) auftreten.

Die im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) simulierte maximale Dauer von kontinuierlicher Schichtung in den Sommermonaten lag bei sieben Tagen in Teilen des zentralen Greifswalder Boddens und bei neun Tagen im Bereich um die Molenköpfe. In diesen Bereichen kann also Hypoxie nicht vollkommen ausgeschlossen werden.

Bei geringen Sauerstoffkonzentrationen fliehen bewegliche Organismen in besser belüftete Bereiche (Diaz und Rosenberg, 1995), und zahlreiche nicht bewegliche Arten verringern ihren Sauerstoffverbrauch (z.B. Kristensen, 1988, Rosenberg et al. 1991 für einige heimische Arten, siehe auch Kapitel 5.4.1). Damit nimmt unterhalb der Hypoxiegrenze der Sauerstoffverbrauch pro Fläche und Zeiteinheit ab (Hetland & di Marco, 2008), so dass die Sauerstoffkonzentration nicht mehr linear sinkt. Daher kann die oben angeführte rechnerische Abschätzung unterhalb der Hypoxiegrenze nicht angewendet werden.

Die Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die bodenlebende Fauna werden in Kapitel 5.4 betrachtet.

5.3.3 Ergebnisvergleich mit der UVU in Bezug auf Sauerstoffmangel

In Bezug auf die räumliche und zeitliche Ausdehnung hält die UVU fest: „*Unter sommerlichen Bedingungen können der erhöhte Verbrauch und Schichtungen des Wasserkörpers unter bestimmten hydrographischen Bedingungen zum Sauerstoffmangel im Wasserkörper und damit im Extremfall zum Absterben der gesamten benthischen Lebensgemeinschaft, v. a. im Umfeld des Molenkopfes des Industriehafens (Fläche > 7,5 K) führen (FROELICH & SPORBECK 2005a). Hierbei handelt es sich überwiegend um die beräumte Zufahrt zum Industriehafen Lubmin, die regelmäßigen Unterhaltungsbaggerungen unterliegt*“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 6).

- In Bezug auf das Ausmaß der zu erwartenden Konsequenzen können wir die Aussage der UVU bestätigen. Auch in Bezug auf das vorrangig betroffene Gebiet stimmen wir der UVU zu. Allerdings kommen wir zu anderen Ergebnissen in Bezug auf die Fläche des Bereiches um die Molenköpfe. Der hier genannte Flächenbezug ist weder anhand der UVU (einschließlich Anhängen) noch anhand des Gutachtens von Buckmann (2007) nachzuvollziehen. Geht man davon aus, dass mit dieser Fläche die von Buckmann berechnete Fläche von $\Delta T = 7 \text{ K}$ gemeint ist, so wären dies $2,45 \text{ km}^2$ (siehe Tabelle 4.2). Unsere Simulationen zeigen, dass das von einer deutlichen Verstärkung der Schichtung betroffene Gebiet um die Molenköpfe (siehe Abbildung 4.30 deutlich größer ist.

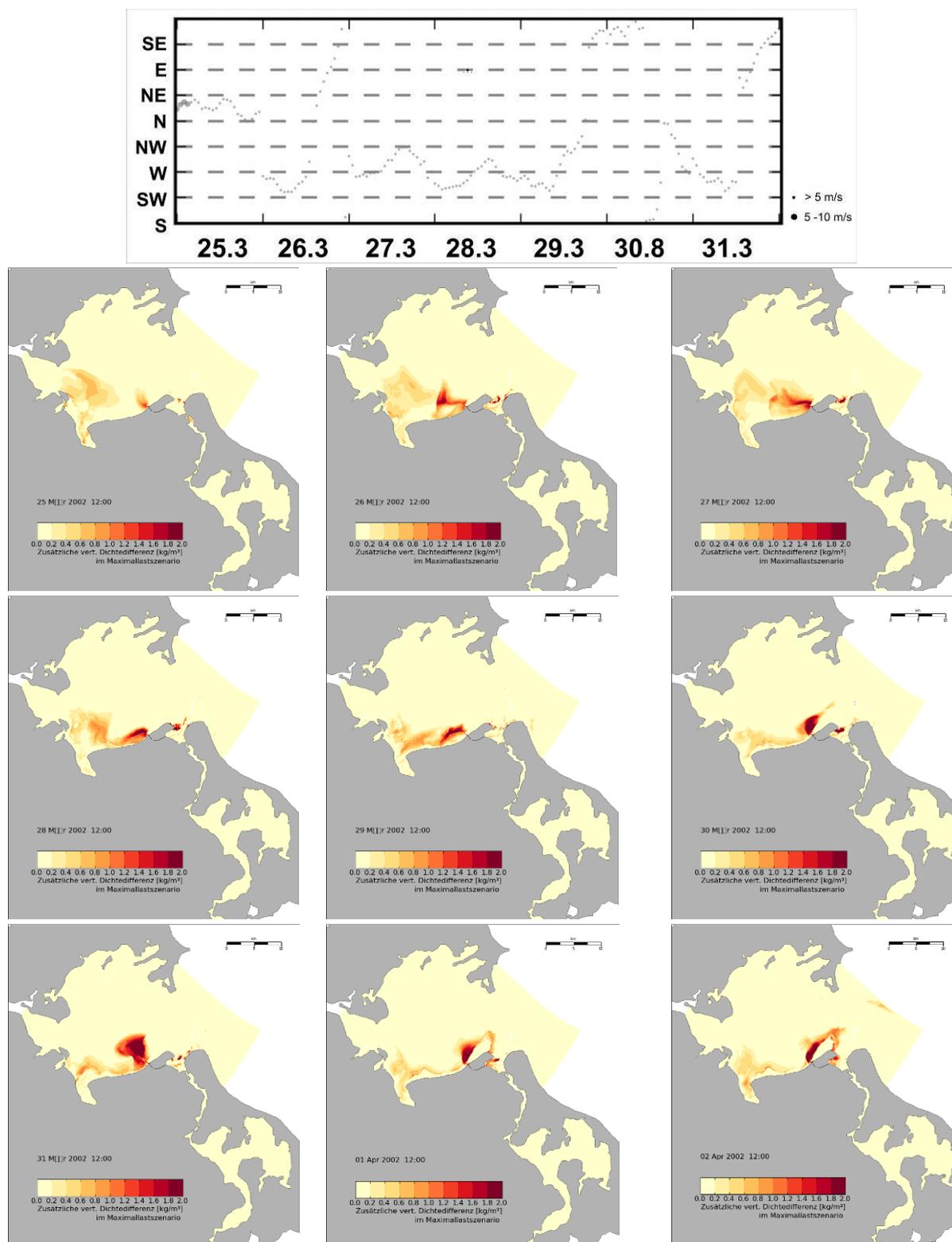


Abbildung 5.21: Schichtungssituation im Greifswalder Bodden im Frühjahr bei sehr schwachen westlichen Winden. Zeitreihe der durch das Kühlwasser verursachten zusätzlichen Dichteschichtung und Windverhältnisse über diesen Zeitraum.

5.3.4 Ansaugen von anoxischem Tiefenwasser aus der Pommerschen Bucht

In den letzten Jahren wurde im Rahmen des Monitoringprogramms mehrfach Sauerstoffmangel in der Pommerschen Bucht in größerer Tiefe mehrfach Hypoxie gemessen (von Weber, pers. Mitteilung). Das Eindringen von anoxischem Wasser aus Bereichen östlich des Loch in den Greifswalder Bodden ist unwahrscheinlich und bislang nicht beobachtet worden. Großräumige hydrodynamische Auftriebs-Ereignisse könnten aber zu einem „Überschwappen“ von anoxischem Wasser in das südlich des Ruden gelegene Loch führen (siehe Abbildung 5.22). Die Sogwirkung durch die Kühlwasserentnahme ist für diesen Prozess aber ohne Bedeutung. Ein bodennah wirksamer Sogeffekt über eine Entfernung von 10 km ist in den Modellsimulationen nicht erkennbar.

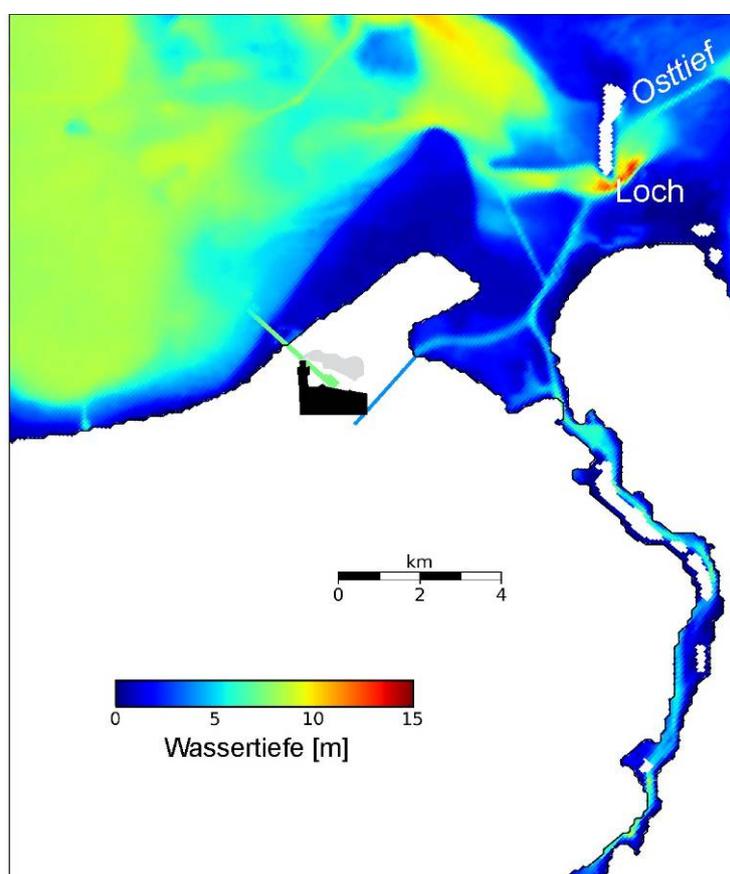


Abbildung 5.22: Wassertiefe im südöstlichen Greifswalder Bodden (Modellbathymetrie).

5.4 Benthische Lebensräume

Als wesentliche Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen der Kühlwassereinleitung auf die Lebensräume von bodenlebenden Tiere und Pflanzen dienen in der UVU (IfaÖ, 2007a in Froelich & Sporbeck, 2007) für die von Buckmann (2007) berechneten von einer Erhöhung betroffenen Flächen (siehe Abbildung 4.22) der Maximaltemperaturen in ausgewählten Windsituationen. Die Temperatur stellt daher in der UVU das wesentliche Kriterium zur Bewertung der Auswirkungen auf bodenlebende Tiere und Pflanzen in der UVU dar. Den thermischen Effekten auf Flora und Fauna ist ein eigenes Gutachten innerhalb der UVU (Anhang 6, IfaÖ, 2007b) gewidmet.

Im Rahmen dieser Studie haben wir die Auswirkungen auf die benthischen Naturräume des gesamten Greifswalder Boddens betrachtet. Wir haben mithilfe von Modellen und Literaturrecherche sowie Expertenbefragungen zentrale Bewertungskriterien (betroffene Flächen, Temperatur als Haupteinflussfaktor) der UVU überprüft und gegebenenfalls korrigiert bzw. ergänzt. Dabei haben wir die Auswirkungen auf die benthischen Lebensräume nicht nur anhand der Temperatur, sondern ergänzend anhand des Salzgehaltes sowie der Sauerstoffverfügbarkeit unter realistischen Simulationsbedingungen betrachtet. Aufgrund der hohen Variabilität unter natürlichen Bedingungen lag der Schwerpunkt dabei auf der Analyse der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung der Kühlwasserfahne im Jahresmittel. Darüber hinaus wurden Informationen zur Toleranz häufiger heimischer Arten zusammengetragen.

Unsere Untersuchungen kamen zu folgenden Ergebnissen:

- Im **Flachwasserfernbereich** verändern sich Temperatur-, Salzgehalts- und Sauerstoffregime im realistischen Jahresgang des Maximallastszenarios (SKW + 2 GuD) nicht.
- Im **Tiefenwasserfernbereich** verändern sich Temperatur- und Salzgehaltsregime im realistischen Jahresgang des Maximallastszenarios (SKW + 2 GuD) nicht. Durch zusätzliche Schichtung im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) kann die bodennahe Sauerstoffversorgung gegenüber dem Basisszenario (ohne Kühlwassereinleitung) temporär verschlechtert werden.
- Im **Tiefenwassernahbereich** verringern sich die Salzgehalte. Die bodennahen Temperaturen nehmen im Mittel um 0 bis 2 K zu, im unmittelbaren Bereich um die Molenköpfe um bis zu 6 K. Die natürliche Erwärmung des bodennahen Wassers setzt im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) einige Tage früher ein als im Basisszenario ohne Kühlwassereinfluss. Die mithilfe unseres Modells berechneten Flächen der mittleren bodennahen Wassererwärmung sind nicht größer als die der UVU zugrunde gelegten Flächen nach Buckmann (2007). Sauerstoffmangelsituationen, die einen großen Einfluss auf die Artengemeinschaften haben können, können im Bereich um die Einleitstelle zeitweilig (Molenköpfe) auftreten.
- Im **Flachwassernahbereich** ist keine Veränderung des Sauerstoffregimes durch zusätzliche Wasserschichtung zu erwarten. Die Salzgehalte verändern sich im Mittel um bis zu +/- 1 psu. Die mithilfe unseres Modells berechneten Flächen der mittleren bodennahen Wassererwärmung sind nicht größer als die der UVU zugrunde gelegten Flächen nach Buckmann (2007).
- In der **Dänischen Wiek** verändern sich Temperatur-, Salzgehalts- und Sauerstoffregime nicht.

5.4.1 Hintergrund zur Toleranz von Tieren und Pflanzen

Obwohl die Temperatur sicherlich als eine der wesentlichsten physikalischen Steuergrößen für die Bodenlebewelt darstellt, ergeben sich die tatsächlichen Effekte auf die Bodenlebewelt aus der Summe zahlreicher Umweltfaktoren.

Die Effekte von Umweltfaktoren auf Pflanzen und Tiere sind sehr vielschichtig. Dies verdeutlicht die unten stehende Tabelle 5.3, in welcher exemplarisch die Ergebnisse zur Temperaturtoleranz ausgewählter heimischer Gattungen angegeben sind.

Mortalitätsgrenzen lassen sich nicht für bestimmte Arten in einer fixen kritischen Temperatur abbilden, da nicht bei einer bestimmten Temperaturgrenze alle Individuen einer Art absterben (siehe z.B. Anderson et al., 1978 sowie Kennedy & Mihursky, 1971 in Tabelle 5.3). Vielmehr erhöht sich mit steigender Temperatur der Stoffwechsel. Dieser sublethale, nicht-tödliche Effekt führt zu einem erhöhten Energieverbrauch. Die Organismen erfahren dadurch Temperaturstress, und nach längerer Einwirkzeit hoher Temperaturen sterben einzelne, mit zunehmender Dauer mehr Individuen an diesem Stress (siehe z.B. Wijnhoven et al., 2003; Cox und Rutherford, 2000). Der Stress wird jedoch nicht von der Temperatur alleine, sondern von der Gesamtheit der Umweltfaktoren bestimmt, darunter insbesondere des Salzgehaltes (siehe z.B. Meissner und Bick, 1997 gegenüber Mouritsen et al., 2005) und der Sauerstoffverfügbarkeit (siehe z.B. Fritzsche und v. Oertzen, 1995). Jedes einzelne Tier und jede einzelne Pflanze hat eine eigene Toleranzbreite gegenüber den Veränderungen dieser Umweltfaktoren. Letztendlich sind es die mittleren Verhältnisse der oben genannten sowie weiterer Faktoren, die das Vorkommen bestimmter Arten in einem bestimmten Gebiet steuern. Da Sauerstoff das Schlüsselement in den Stoffwechselprozessen von Fischen und Wirbellosen ist (Diaz und Rosenberg, 1995) und bereits temporäre Mangelsituationen zu starken Veränderungen führen können, wird in den folgenden Betrachtungen zwischen denjenigen Gebieten mit und ohne Erhöhung der Wahrscheinlichkeit von Sauerstoffmangelsituationen differenziert.

Tabelle 5.4: Zentrale Ergebnisse einer Literaturrecherche zur Temperaturtoleranz ausgewählter heimischer Arten (Datenbank ASFA, Stand 1/2008, Suchbegriffe: jeweils Gattung + „thermal tolerance“/ L50/ CTMax/ temperature + mortality/ heat + mortality/ temperature + tolerance/ stress + temperature/ climate change + temperature/ autecology;

Gattung (Tiergruppe)	Ergebnisse zur Temperaturtoleranz			
	Wert	Parameter	Anmerkungen	Quelle
<i>Cyathura</i> (asselartig)	kein Ergebnis	--		--
<i>Corophium</i> (Krebstier)	T = 25 - 30°C T = 38°C T = 25°C T = 37,5°C T = 36-38°C	10-30% Mortalität wird toleriert 50% Mortalität 50% Mortalität 50% Mortalität	nach 24 h, abhängig von Monat der Entnahme bei Salzgehalt von 10-20 psu nach 29 Tagen bei Salzgehalt von 7 psu nach 24 Stunden bei 5 psu nach 24 h, bei Salzgehalt von 2-20 psu	Bigongiari et al. (2004) Meissner & Bick (1997) Mills & Fish (1980) Mills & Fish (1980) Mouritsen et al. (2005)
<i>Gammarus</i> (Flohkrebse)	ΔT=10K T = 35°C	wird toleriert Mortalitätsgrenze	durch "Überlastung" (Pleopodenschlagfrequenz)	Burton et al. (1981) Wijnhoven et al. (2003)
<i>Hediste</i> (Borstenwürmer)	T = 20°C	50% Mortalität	in 24 h bei O2-Mangel und 10 psu	Fritzsche & v. Oertzen (1995)
<i>Hydrobia</i> (Schnecke)	T = 38°C	wird toleriert	bei Salzgehalt > 10 psu	Meissner & Bick (1997)
<i>Macoma</i> (Plattmuschel)	T = 33°C	100% Mortalität	nach 8 Stunden (an <i>Macoma baltica</i>)	von Oertzen (1973)
<i>Cerastoderma/Cardium</i> # (Herzmuschel)	T = 33°C	100% Mortalität	nach 6,5 Stunden (an <i>Cerastoderma lamarcki</i> = <i>Cardium glaucum</i>)	von Oertzen (1973)
<i>Mya</i> (Muschel)	T = 25°C T = ca. 30-35°C	wird toleriert Mortalitätsgrenze	für 3-14 Tage je nach Wassertiefe des Habitats je nach Alter, Adulte empfindlicher	Anderson (1978) Kennedy & Mihursky (1971)
<i>Marenzelleria</i> (Borstenwurm)	T = 20°C	50% Mortalität	in 24 h bei O2-Mangel	Fritzsche & v. Oertzen (1995)
<i>Potamopyrgus</i> (Schnecke)	T = 28,6°C T < ca. 28°C	50 % Mortalität Mortalitätsgrenze	nach 96 Stunden Feldmessung	Cox & Rutherford (2000) Quinn et al. (1994)

In der UVU wird auf die zahlreichen Aspekte der Temperaturtoleranz ebenfalls hingewiesen. Die angegebenen Richtwerte (25 °C für Makrophyten, 35 °C für Makrozoobenthos, TÜV Nord (2007)) erfassen diese verschiedenen Effekte nicht umfassend, können jedoch auch nicht grundsätzlich als falsch betrachtet werden. Die konkreten, von TÜV Nord (2007) benannten Richtwerte sind nicht höher, als es eine Literaturrecherche zu ausgewählten heimischen Arten (Auszüge siehe Tabelle 5.3) für den Fall guter Sauerstoffversorgung ergeben hat. Für den Fall schlechter Sauerstoffversorgung sind jedoch geringere Werte anzusetzen.

Als Grundlage zur Beurteilung der räumlichen Ausdehnung des Kühlwassereinflusses dienten in der UVU die von Buckmann (2007) benannten von der Kühlwasserfahne überstrichenen Fläche mit verschiedenen Temperaturdifferenz (siehe Kapitel 4.2.2.2). Dabei wählte Buckmann die Maximaltemperaturen im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung. Diese Herangehensweise ist für diskrete Windsituationen, wie sie Buckmann zur Simulation einsetzte, geeignet. Im Rahmen dieser Studie wurde hingegen ein gesamter realistischer Jahresgang simuliert. Mit dieser Herangehensweise ist die Betrachtung mittlerer Veränderungen möglich, die den tatsächlichen Veränderungen der Verhältnisse in den Lebensräumen näher kommt.

Bei der Analyse der physikalischen Simulationsergebnisse hinsichtlich der Einflüsse auf die verschiedenen benthischen Lebensräume des Greifswalder Boddens wurden die Gebiete nach folgenden Kriterien untersucht:

- Beeinträchtigung der Sauerstoffverfügbarkeit (siehe Kapitel 4.2.2.3 und Kapitel 5.3)
- Veränderung der mittleren Temperatur und des mittleren Salzgehaltes (siehe Kapitel 4.2.2.2 und Kapitel 4.2.2.4)
- Vorkommen von deutlich erhöhten Temperaturen gegenüber den Umgebungstemperaturen (absolute Temperaturen im Bodenwasser)
- Vorkommen von Erhöhungen des Temperaturmaximums gegenüber dem natürlichen Maximum im Basisszenario ohne Kühlwassereinfluss (absolute Temperaturen im Bodenwasser)

Auf diesem Wege wurden sowohl die mittleren wie auch Extremsituationen erfasst, welche einen zentralen Einfluss auf die Strukturen der bodenlebenden Artengemeinschaften haben können.

5.4.2 Grundlage: Ergebnisse zu Sauerstoffmangelsituation, Temperatur und Salzgehalt

Sauerstoffmangelereignisse (siehe Kapitel 5.3) im Tiefenwassernahbereich sind im Bereich um die Einleitstelle (Molenköpfe) Sauerstoffmangelsituationen wahrscheinlich. Im Flachwassernahbereich ist durch die Kraftwerke verursachter Sauerstoffmangel nicht zu erwarten. Im Tiefenwasserfernbereich westlich der Einleitstelle wird eine Verstärkung der Schichtung beobachtet. In den übrigen Untersuchungsgebieten wird davon ausgegangen, dass die Sauerstoffversorgung stets gut ist.

Der **Salzgehalt** zeigte im physikalischen Modell keinen deutlichen Regimewechsel im Fernbereich, jedoch eine Veränderung der Salzgehalte im Nahbereich sowie eine Erhöhung in der Spandowerhagener Wiek.

Das **Temperaturregime** veränderte sich im Maximallastszenario im Jahresverlauf im Flachwassernahbereich sowie in der unmittelbaren Umgebung der Einleitstelle innerhalb des Tiefenwassernahbereiches deutlich. Im Fernbereich wurden keine dauerhaften Veränderungen des Temperaturregimes für das Boden- wie auch das Oberflächenwasser gefunden, da die Kühlwasserfahne sich jeweils nur wenige Tage über dasselbe Areal ausbreitet. In diesen instantan betroffenen Arealen lag die Bodenwassertemperatur lokal im Tiefenwasserfernbereich meist nicht über 1 K höher als im unbeeinflussten Gebiet. Insgesamt zeigte sich dort räumlich begrenzt ein verfrühtes Einsetzen der natürlichen Erwärmungsprozesse um wenige Tage. Es zeigte sich, dass im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) im Bodenbereich keine Temperaturen oberhalb der natürlichen Maximums für das Bodenwasser außerhalb des Nahbereiches auftraten.

Im **Flachwassernahbereich** kam es im Maximallastszenario im Sommer wiederholt zu Temperaturerhöhungen des Bodenwassers wie auch des Oberflächenwassers. Temperaturdifferenzen über 8,5 K wurden im Bereich der Molenköpfe nicht beobachtet. Die maximale Temperatur (28 °C) trat im Maximallastszenario einmalig Ende August während einer Windstagnationsphase auf und dauerte im Bodenwasser direkt um die Einleitstelle einen Tag an (siehe Abbildung 5.23). Temperaturen über 24 °C (also höhere Temperaturen als die Maximaltemperatur im Flachwasser ohne Kühlwassereinfluss) traten im Bodenwasser einige Male östlich, gelegentlich auch westlich der Einleitstelle auf, dauerten entsprechend den vorherrschenden Winden einzelne Tage an und betrafen maximal etwa den halben Freesendorfer Haken. Abbildung 5.24 zeigt die typische bodennahe Ausbreitung der Kühlwasserfahne in östlicher und westlicher Richtung. Die bei guter Sauerstoffversorgung für das Makrozoobenthos akut kritischen Wassertemperaturen (siehe Tab. Tabelle 5.4) wurden auf dem gesamten Freesendorfer Haken im gesamten Jahresverlauf der Modellsimulation des Maximallastszenarios nie erreicht.

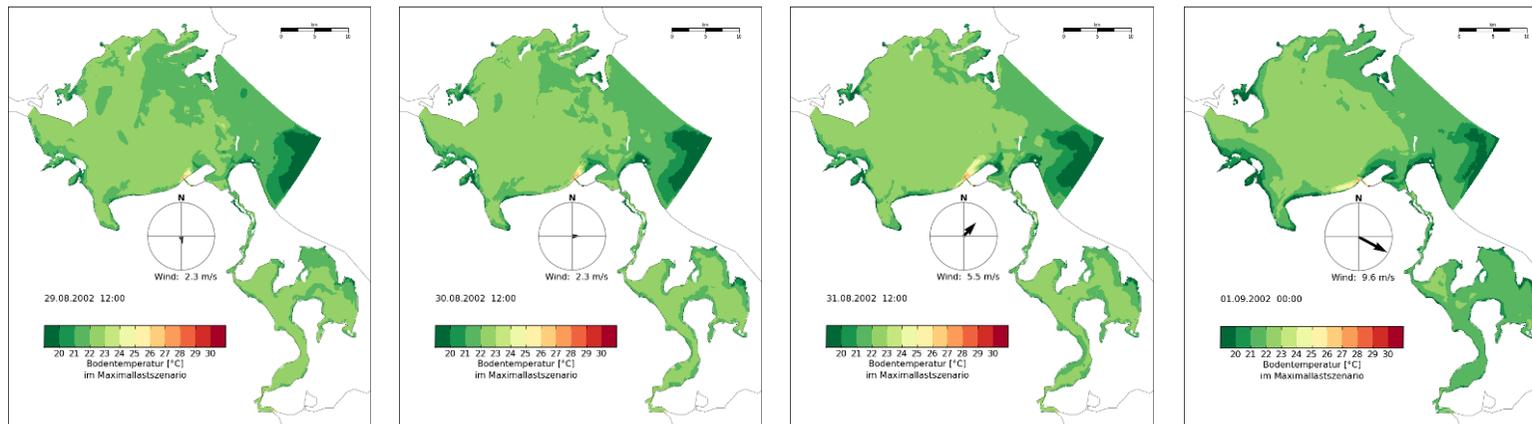


Abbildung 5.23: Maximale Temperaturen des Bodenwassers im Sommer im Maximallastszenario (Zeitraum: 1.6. – 15.9.).

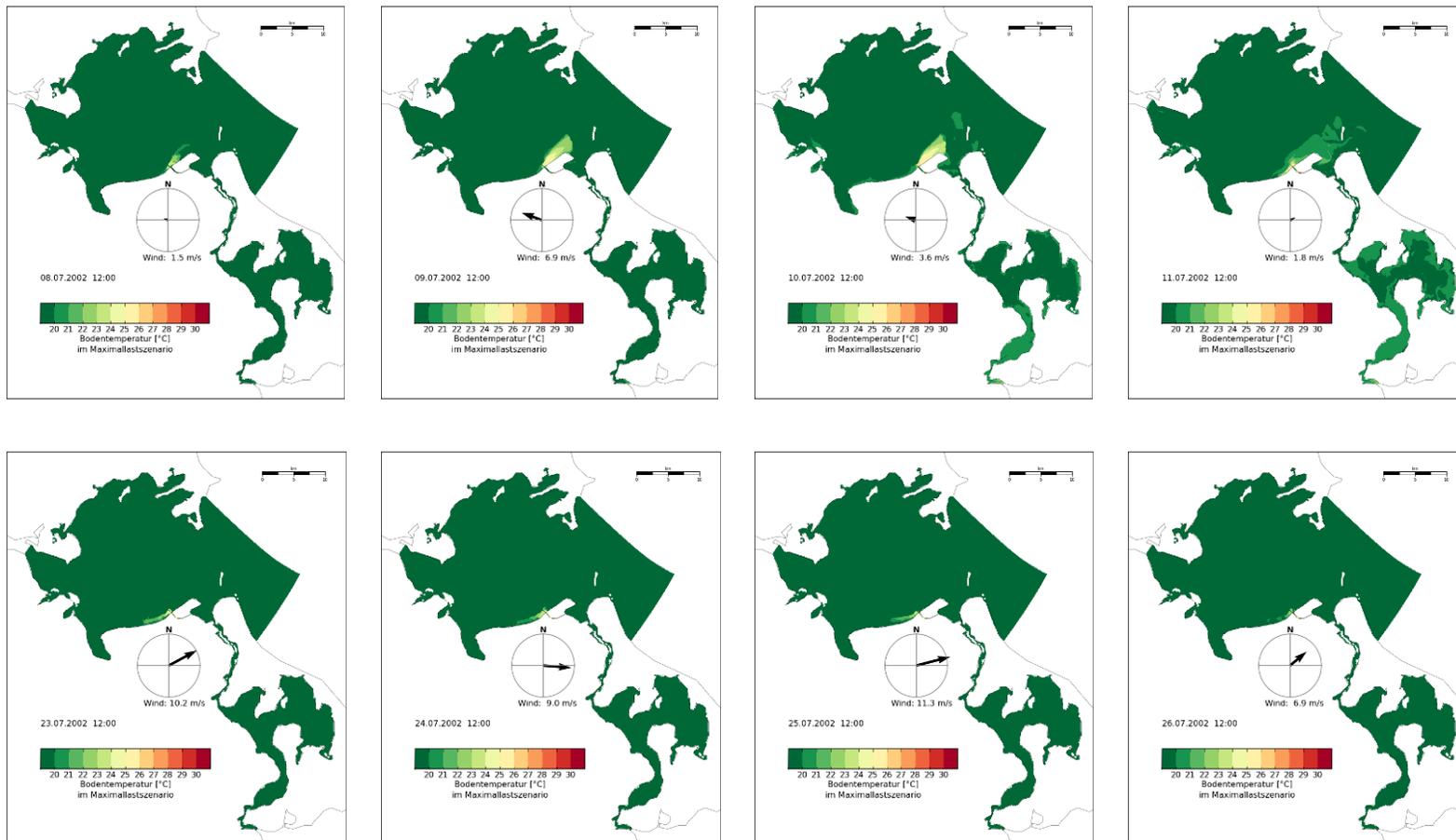


Abbildung 5.24: Typische Ausbreitung der bodennahen Kühlwasserfahne im Flachwassernahbereich östlich und westlich der Einleitstelle.

5.4.3 Mögliche Auswirkungen

Die Simulation betrachtet die maximale Wasser- und Wärmeeinleitung, die theoretisch auftreten kann, sowie ihre Auswirkungen in einem Jahr mit besonders hohen Sommertemperaturen. Daher sind höhere Wassertemperaturen und stärkere Schichtungsverhältnisse im tatsächlichen Kraftwerksbetrieb (SKW + 2 GuD) sehr unwahrscheinlich. Aufgrund der Ergebnisse in Bezug auf Temperatur, Salzgehalt und Schichtung müssen drei Bereiche näher hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen auf die bodenlebenden Tiere und Pflanzen betrachtet werden:

Fernbereich westlicher Greifswalder Bodden (sauerstoffmangelgefährdet)

Die im Maximallastszenario abgeschätzten sommerlichen Sauerstoffverhältnisse weisen nicht auf eine langfristige, deutliche Veränderung des Artenspektrums im westlichen zentralen Greifswalder Bodden hin, sondern auf gelegentliche Störungen in Extremsituationen. Aufgrund der im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) absoluten Häufigkeit (im betrachteten Jahresverlauf ein Ereignis von bis zu acht Tage andauernder Schichtung in einem räumlich begrenzten Bereich) und dem Umstand, dass die simulierte Kühlwasserausbreitung einen theoretischen Worst-case darstellt (siehe Kapitel 2.2) sind für den Realbetrieb keine stärker ausgeprägten Schichtungen als hier analysiert zu erwarten. Kurzfristige Sauerstoffmangelsituationen können von vielen Arten toleriert werden, wobei die Toleranz der verschiedenen Tiergruppen (Krebstiere, Ringelwürmer, Schnecken und Muscheln) gegenüber Hypoxie in dieser Reihenfolge zunimmt (Gray et al., 2002). Es ist außerdem bekannt, dass Muscheln wie die Sandklaffmuschel durchaus mehrere Tage Sauerstoffmangel tolerieren können (Dries und Theede, 1974; Rosenberg et al., 1991), so dass hier insgesamt keine erheblichen Effekte erwartet werden.

Tiefenwassernahbereich um die Molenköpfe (sauerstoffmangelgefährdet)

Stärkere Auswirkungen können jedoch die im Sommer häufig auftretenden, längeren Schichtungssituationen im Bereich um die Molenköpfe haben, an denen zusätzlich deutlich erhöhte Wassertemperaturen und geringere Salzgehalte zu erwarten sind.

Ein vollständiges, dauerhaftes Verschwinden von Makrofauna ist nach den in den vorangegangenen Kapiteln dargelegten Erkenntnissen nicht zu erwarten, da dieses in den weltweit untersuchten Sauerstoffmangelgebieten stets bei permanenter, nicht jedoch bei periodischer Anoxie beobachtet wird; wiederholte Absterbevorgänge mit unterschiedlicher Intensität werden jedoch für zahlreiche alljährlich von Sauerstoffmangel betroffene Regionen beschrieben (Diaz und Rosenberg, 1995)

Absterbevorgänge durch Sauerstoffmangel können dort zu einem starken Rückgang der Abundanzen und Artenzahlen im Spätsommer führen, so dass in Extremfällen - wie in anderen von saisonal eintretendem Sauerstoffmangel betroffenen Regionen (z.B. Kitching et al., 1976; Leppäkoski, 1968) - in den Herbstmonaten lokal die Makrofauna auf einzelne Arten reduziert oder vollkommen eliminiert sein kann. In solchen Gebieten mit temporär wirksamem Sauerstoffmangel findet üblicherweise eine Wiederbesiedlung in den Wintermonaten statt (siehe ebenda). Treten solche Absterbevorgänge wiederholt ein, so wird eine dauerhafte Wiederbesiedlung mit mehrjährigen Arten unterbunden. Es kann sich dann langfristig nur eine verarmte Artengemeinschaft aus Pionierarten ausbilden, die jeweils nach einem Sauerstoffmangelereignis einwandert.

Flachwassernahbereich (nicht sauerstoffmangelgefährdet)

Im Flachwassernahbereich müssen aufgrund des Zusammenwirkens von mittlerer Temperaturerhöhung, mittlerer Salzgehaltsveränderung sowie gelegentlicher Extremereignisse deutlicher Veränderungen der Artengemeinschaft erwartet werden.

Zahlreiche der im Nahbereich häufig vorkommenden, marinen Arten leben hier am Rande ihrer Verbreitungsgrenze, die maßgeblich durch den mittleren Salzgehalt und die mittlere Temperatur bestimmt werden. Bei im gesamten Großraum der ostvorpommerschen Bodden ähnlichem Temperaturregime ist es vor allem der Salzgehalt der die Verbreitungsgrenzen der Makrofauna in den mecklenburgischen Küstengewässern bestimmt (Schiewer, 2008). Aufgrund der abnehmenden Salzgehalte treten große Bestände der im Nahbereich charakteristischen Tierarten wie der Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), der Baltischen Plattmuschel (*Macoma balthica*), der Herzmuschel (*Cerastoderm edule*), der Wattschnecke (*Hydrobia ulvae*), des Borstenwurmes *Hediste diversicolor* und des Flohkrebse *Bathyporeia pilosa* im Peenestrom, dem Achterwasser und dem Oderhaff nicht mehr auf (siehe Zettler, 2000; European Register of Marine Species (ERMS), 2008). Die zu erwartende Temperaturerhöhung kann gerade in Kombination mit herabgesetzten Salzgehalten eine aufsummierte negative Wirkung auf die Organismen haben, so dass sich die Artenzusammensetzung hier insgesamt verändern kann. Eine Besiedlung des Areals durch einwandernde Arten (z.B. *Rhithropanopeus harrisi*) aus wärmeren Klimaregionen wird erleichtert.

Flächenabschätzung für die Bodenlebensräume im Nahbereich

Die Intensität der summativen Effekte nimmt mit zunehmendem Abstand von den Molenköpfen ab. Eine numerisch fassbare Grenze für die Summe der Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzengemeinschaften ist aus wissenschaftlicher Sicht aufgrund der Komplexität des Zusammenwirkens der betrachteten Faktoren Temperatur und Salzgehalt sowie Sauerstoffverfügbarkeit und der unterschiedlichen Toleranzen von Tier- und Pflanzenarten und -gemeinschaften kaum zu benennen. Auch aus anderen kühlwasserbeeinflussten Systemen (siehe Anhang 1) konnten keine derartigen Grenzen abgeleitet werden.

Als Annäherung leiten wir daher hier die Grenze für den betroffenen Bereich aus den im Maximallastszenario (SKW + 2 GuD) simulierten mittleren Temperaturdifferenzen im Bodenwasser ab (siehe Abbildung 4.21), wobei anzumerken ist, dass in diesem Bereich ebenfalls Veränderungen des Salzgehaltes zu erwarten sind (siehe Kapitel 4.2.2.4). Nimmt man als Annäherung die kritische Grenze bei einer mittleren Temperaturdifferenz von 0,5 K an, so ergibt sich für den Bereich, in welchem die bodenlebende Flora und Fauna deutlichen Veränderungen in Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffverfügbarkeit ausgesetzt ist, eine Fläche von 36 km² (siehe auch Tabelle 4.2).

Vergleich mit Ergebnissen der UVU

Die UVU fasst die Auswirkungen auf das Schutzgut Pflanzen und die biologische Vielfalt folgendermaßen zusammen:

„Von der geplanten Anlage werden durch Kühlwassereintrag im Bereich der Kühlwasserfahne im Greifswalder Bodden unter Berücksichtigung der vorgesehenen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen für das Schutzgut Pflanzen und die biologische Vielfalt erhebliche nachteilige Umweltauswirkungen ausgehen“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 7).

Die UVU fasst die Auswirkungen auf das Schutzgut Tiere folgendermaßen zusammen:

„Von der geplanten Anlage werden durch Kühlwassereintrag im Bereich der Kühlwasserfahne im Greifswalder Bodden und durch die Kühlwasserentnahme aus Spandowerhagener Wiek unter Berücksichtigung der vorgesehenen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen für das Schutzgut Tiere erhebliche nachteilige Umweltauswirkungen ausgehen“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 9).

- Diese Aussagen bestätigen wir in Bezug auf den Bereich der Kühlwasserfahne im Greifswalder Bodden gemäß den in diesem Kapitel dargelegten Ergebnissen zu benthischen Lebensräumen.

WRRL

In Bezug auf die für die Bewertung nach EG-WRRL vorgesehenen Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos kann keine quantitative Vorhersage getroffen werden, da bislang keine finalen Bewertungskriterien vorliegen (Bachor, pers. Mitteilung). Es ist jedoch anzumerken, dass der deutlich betroffene Flachwassernahbereich im Vergleich mit den unbetroffenen Bereichen aufgrund der natürlichen Strömungsexposition deutlich weniger mit Makrophyten besiedelt ist, während derzeit im nördlichen und westlichen Greifswalder Bodden unter anderem nennenswerte Bestände von Seegras, Blasentang sowie fädigen Rot- und Braunlagen vorkommen (Fürhaupter et al. 2007, siehe auch Kapitel 3.1). Dies spiegelt sich auch in den derzeit im Test befindlichen Makrophytenbewertungen nach WRRL (Fürhaupter et al., 2007) wider (siehe Abbildung 3.12).

5.5 Literaturrecherche: Passage des Kühlwassersystems

In der UVU wird geäußert, dass „durch Entnahme von Kühlwasser aus der Spandowerhagener Wiek Verluste des freischwebenden Phytoplanktons zu erwarten [sind], dass in den Kühlkreislauf hineingerät“ (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 191).

Unsere Einschätzung auf Basis von Literaturrecherchen und Expertenbefragung kommt zu folgenden Ergebnissen:

- **Phytoplanktonbiomasse:** In Bezug auf Effekte der Passage des Kühlwassersystems des Steinkohlekraftwerks (SKW) sind Biomasseverluste des Phytoplanktons in der Größenordnung von einigen Prozent wahrscheinlich. Diese Absterbeprozesse sind vor allem durch den Eintritt salzintoleranter Süßwasserarten in den salzhaltigeren Greifswalder Bodden wie auch mechanische Zerstörung (Wasmund, pers. Mitteilung) bei der Passage der Kühlwasserpropellerpumpe zurückzuführen, während temperaturbedingte Abtötung im Falle des geplanten SKW erst ab einer Einleittemperatur über 37°C eine bedeutsame Rolle spielen dürfte (Langford, 1990).

- **Zooplanktonbiomasse:** In Bezug auf das Zooplankton (ohne Fischlarven) sind höhere Mortalitäten zu erwarten, da diese empfindlicher gegenüber mechanischer Belastung sind (Verluste von 25 – 30 % , Alden et al., 1976; Heinle, 1969) und ebenfalls ein Teil durch Salzstress absterben wird.
- Für den Greifswalder Bodden und die Pommersche Bucht ergibt sich aus den Biomasseverlusten bei der Kraftwerkspassage keine Veränderung des Nahrungsangebotes.
- Wir kommen also in Bezug auf das Absterben von Plankton bei der Kühlwasserpassage zu dem Ergebnis, dass voraussichtlich geringere Absterbeprozesse zu erwarten sind als in der UVU angenommen.

5.5.1 Phytoplanktonbiomasse

Da sich das Kühlwasser aus einer Mischung von Ostsee-, Bodden- und Peenestromwasser zusammensetzen wird, werden die in das Kühlwassersystem eingesogenen Planktonorganismen je nach aktueller Zusammensetzung unterschiedliche Anteile von Süß-, Salz- und Brackwasserarten umfassen, welche eine unterschiedlich hohe Toleranz gegenüber den Salzgehaltsschwankungen bei der Passage der Spandowerhagener Wiek sowie beim Eintritt in den Greifswalder Bodden haben.

Das marine Phytoplankton dürfte, da es mit dem Salzwasser innerhalb weniger Stunden durch die Spandowerhagener Wiek transportiert wird (siehe mittlere Strömungsgeschwindigkeiten in Kapitel Abbildung 4.4), keine größeren Biomasseverluste erfahren. Ebenso tolerieren zahlreiche der Süßwasserarten des Peenestroms die im Greifswalder Bodden vorherrschenden Salzgehalte. Schmidt (1994) zeigte, dass im Peenestrom etwa 45, im südöstlichen Greifswalder Bodden hingegen etwa 30 Süßwasserarten vorkommen, wobei die Gesamtartenzahl bei knapp 100 (Peenestrom) bzw. knapp über 80 (Greifswalder Bodden) lag. Da im Greifswalder Bodden zahlreiche Süßwasserformen des Phytoplanktons vorkommen und sogar bei den vorherrschenden Salzgehalten Massencharakter annehmen können (Kell, 1989), kann davon ausgegangen werden, dass nur ein geringer Teil der Arten durch zu hohe Salzgehalte abstirbt. Es werden daher Absterbevorgänge beim Eintritt in das Salzwasser in geringer Größenordnung erwartet.

Abtötung durch eine plötzliche Erwärmung um 7,55 K auf maximal 32 °C innerhalb weniger Minuten ist nicht zu erwarten; es kann jedoch zu physiologischen Schockzuständen kommen, von denen sich das Phytoplankton innerhalb einiger Stunden erholen können sollte (Wasmund, pers. Mitteilung). Absterbevorgänge wären bei einer nicht umkehrbaren Denaturierung von Proteinen zu befürchten. Diese tritt erst bei Einwirkzeiten von mehreren Stunden und Temperaturen von mindestens 45 °C ein. Auch nach Langford (1990) treten wesentliche Langzeitschäden auf marines und limnisches Phytoplankton erst bei Kühlwassertemperaturen oberhalb von 37 °C auf, und geschädigte Phytoplanktonpopulationen erholen sich innerhalb einer relativ kurzen Zeit.

Die mechanische Belastung bei der Passage von Filtersystemen (kleinster Lochdurchmesser: 5 mm) wird nicht als kritisch angesehen, hingegen sind Absterbevorgänge in der Größenordnung einiger Prozent der Biomasse bei der Passage einer Propellerpumpe denkbar (Wasmund, pers. Mitteilung).

5.5.2 Zooplanktonbiomasse

Für Zooplankton sind in der Literatur höhere, jedoch sehr unterschiedlich ausgeprägte Verluste beschrieben. Für Kühlwassersysteme an Ästuaren und Küstengewässern wird eine mittlere Sterberate von meistens unter 30 % angegeben (Carpenter et al., 1974). Hierbei sind die verschiedenen Effekte zusammengefasst. Kritische Temperaturen für die meisten Zooplanktonarten liegen zwischen 32 und 38 °C (Gonzales und Yevich, 1974; Goss und Bunting, 1976; Heinle, 1969), so dass bei diesen Temperaturen besonders hohe Sterberaten bis zu 100 % vorgefunden werden (z.B. Carpenter et al., 1974). Im geplanten SKW liegt die Einleittemperatur in der Regel unter 30°C, da Wassertemperaturen von über 22°C in der Spandowerhagener Wiek nur im Spätsommer auftreten und die Aufwärmspanne bei maximal 8 K liegt. Temperatureffekte auf die Sterberate von Zooplankton werden daher voraussichtlich eine untergeordnete Rolle spielen. Mechanische Effekte werden für eine Mortalität von bis zu 25 % verantwortlich gemacht (Alden et al., 1976; Heinle, 1969; de Nie, 1982). In Bezug auf das Absterben von Zooplankton durch Salzgehaltsstress nehmen wir ähnliches an wie für das Phytoplankton, d.h. Absterbevorgänge in geringer Größenordnung, da auch das Zooplankton des Greifswalder Boddens zu einem großen Teil aus süßwassertypischen Formen wie Rotatorien besteht (Kell, 1989).

5.6 Fische

Die UVU gibt eine Bestandsbeschreibung zur Fischfauna des Greifswalder Boddens (IfAÖ, 2007a) und beschreibt beispielhaft mögliche Auswirkungen des Kühlwassers auf die Fischfauna (IfAÖ, 2007b).

Im Rahmen dieser Studie konnten wir mithilfe der Modelle ergänzende Aussagen hinsichtlich einer Veränderung der Wasserpegel, Ansaugeffekte an der Wasserentnahmestelle und hinsichtlich der Fischlaichgebiete machen. Unsere Untersuchungen anhand der physikalischen Simulation des Maximallastszenarios für das Jahr 2002 unter Zuhilfenahme einschlägiger Literatur kamen zu folgenden Ergebnissen:

- Das Einsaugen von Jung- und Kleinfischen in den Kanal kann im unmittelbaren Bereich um den Einlaufkanal (bis zu einer Entfernung von ca. 200 m) nicht ausgeschlossen werden.
- Es entsteht keine Absenkung des Wasserstandes des Peenestroms, welche die Wanderung diadromen Fische behindern könnte.
- Die Laichschongebiete im Greifswalder Bodden sind nicht von der Kühlwasserfahne beeinträchtigt.
- Fünf von 24 potentiellen Laichgebieten des Herings liegen innerhalb des Flachwassernahbereiches und können daher in ihrer Funktion als Laichgebiet durch veränderte Temperatur- und Salzgehaltsregime beeinträchtigt werden.
- Eine Begünstigung der Vermehrung der vor wenigen Jahren in die Ostsee eingewanderten Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi*, welche in der Vergangenheit zur massiven Dezimierung der Fischbestände anderer Gewässer beigetragen hat, ist durch die Einleitung des wärmeren Kühlwassers sehr unwahrscheinlich.

5.6.1 Einsaugen von Jung- und Kleinfischen

In der UVU wird konstatiert, dass „keine erheblichen Beeinträchtigungen für Fische durch Einsaugen in den Kühlwasserkanal der GuD und des Kohlekraftwerkes zu erwarten [sind], da die Strömungsgeschwindigkeiten in der Einlaufrinne unterhalb des kritischen Geschwindigkeitsbereiches für Jungfische liegt und Scheuchanlagen die Anzahl der in den Kühlwasserkanal eindringenden Fische wesentlich reduzieren.“ Diese Bewertung geht von Strömungsgeschwindigkeiten in der Einlaufrinne unter 15 cm/s aus (Buckmann, 2007).

In der vorliegenden Studie wurden zur Abschätzung möglicher Beeinträchtigungen der Klein- und Jungfische in der Spandowerhagener Wiek die oberflächennahen Strömungsgeschwindigkeiten herangezogen (siehe Abbildung 5.25), da oberflächennah die maximalen Geschwindigkeiten auftreten. Hiermit wird also die größtmögliche Einwirkung betrachtet, wobei zu berücksichtigen ist, dass die Strömungsgeschwindigkeit zum Gewässergrund hin geringfügig abnimmt.

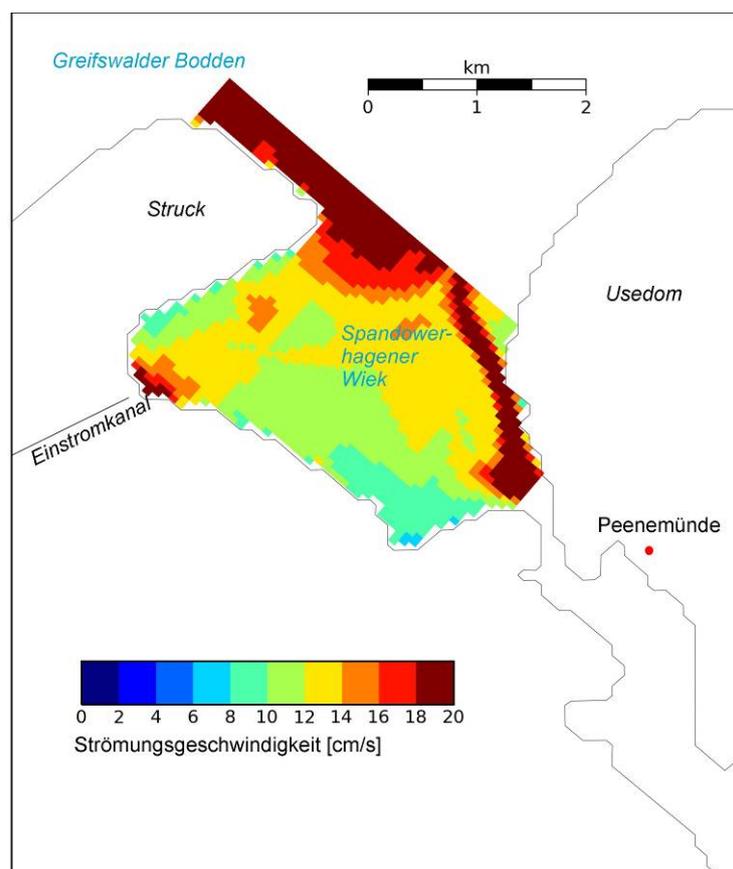


Abbildung 5.25: Strömungsgeschwindigkeiten in der Spandowerhagener Wiek. Die dargestellten Geschwindigkeiten sind als Maximalwerte zu verstehen. Sie sind als Mittelwert des Jahres plus zwei Standardabweichungen angegeben.

Die vorliegende Modellstudie ergibt für den Großteil der Spandowerhagener Wiek einschließlich der dem Einstromkanal vorgelagerten Einlaufrinne Strömungsgeschwindigkeiten bis maximal 14 cm/s (siehe Abbildung 5.25). Hohe Strömungsgeschwindigkeiten im östlichen Teil der Wiek sind nicht durch die Kühlwasserentnahme hervorgerufen, sondern bilden das Fließverhalten des Peenestroms ab. Im unmittelbaren Bereich um die Öffnung des Einstromkanals (bis ca. 200 m Entfernung vom Kanal) wurden oberflächliche Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt, die für Jung- und Kleinfische der heimischen stationären und wandernden Arten kritisch sein können (ca. 19 cm/s nach Turnpenny, 1988, siehe braune Farbmarkierung in Abbildung 5.25). Geschwindigkeiten von über 20 cm/s können hier gelegentlich erreicht werden. In diesem Randbereich der Spandowerhagener Wiek kann also das Einsaugen von Jung- und Kleinfischen nicht vollkommen ausgeschlossen werden. In Bezug auf das Einsaugen von Jung- und Kleinfischen kommen wir also zu von der UVU abweichenden Ergebnissen.

5.6.2 Wandernde Fischarten

Hinsichtlich möglicher negativer Auswirkungen der Kühlwasserentnahme auf die Fischfauna wurde insbesondere eine mögliche „Barrierewirkung“ der Kraftwerke thematisiert. Befürchtet wird eine Absenkung des Wasserspiegels des Peenestroms, die eine Behinderung des Fischzuges diadromer Arten (wandernde Arten mit regelmäßigem Lebensraumwechsel zwischen Salz- und Süßwasser) zur Folge haben könnte. Die UVU trifft hierzu keine Aussagen.

Eine Beeinträchtigung von diadromen Fischarten durch eine Veränderung des Wasserspiegels im Peenestrom kann aufgrund der Ergebnisse der Modellierung für den gesamten Jahresverlauf ausgeschlossen werden. Die Untersuchung der Wasserstände im Peenestrom (Messstelle P20) anhand der Modellergebnisse ergab im gesamten Jahresverlauf keine maßgeblichen Wasserstandsänderungen (siehe Kapitel 4.1.3), da der Wasserspiegel im Vergleich zur natürlichen Schwankung durch die Kühlwasserentnahme um 0,1 % abgesenkt wird.

5.6.3 Wichtige Laichgebiete

Eine mehrfach geäußerte Befürchtung in Bezug auf die Auswirkungen der Kühlwassereinleitung ist diejenige nach möglichen negativen Auswirkungen auf Fischlaichgebiete, insbesondere diejenigen des Herings. Die UVU trifft hierzu keine Aussagen.

Winkler und Schröder (2003) beziffern die aktuelle Artenzahl im Greifswalder Bodden mit 29, die potentielle Artenzahl mit 54 (basierend auf Winkler, 1989; Jönsson et al., 1998). Ein Großteil dieser Arten kommt stationär im Greifswalder Bodden bzw. seinen Randgewässern vor. Um die Fischbestände dauerhaft zu erhalten wurden in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns fischereiliche Schonbezirke eingerichtet, die für die Wanderung, die Reproduktion und die Überwinterung der Fische von Bedeutung sind (Küstenfischereiordnung MV, 2006).

Die Fischschonbezirke (Peenemündung, Mündungsbereich der Ziese (Dänische Wiek), Mündungsbereich der Ziese (Peenestrom), Ryck und Gewässer nordöstlich Usedom) und der Laichschonbezirk „Greifswalder Bodden“ (Dänische Wiek, Gristower Wiek, Puddeminer Wiek, Schoritzer Wiek, Wreechener See, Neuensiner See, Selliner See und Zicker See) sowie das

Winterlager der Unteren Ryck (nach Küstenfischereiordnung MV, 2006), d.h. die für die Vermehrung und das Aufwachsen von Jungfischen besonders bedeutsamen Gebiete, werden von der Kühlwasserentnahme und –einleitung nach den physikalischen Modellergebnissen nicht beeinflusst.

Die Heringslaichgründe im Greifswalder Bodden wurden erstmals von Skabell (1988) untersucht und 24 potentielle Laichgebiete im gesamten Bodden identifiziert. Von den 24 von Skabell (1988) untersuchten Laichgebieten liegen im durch das Kühlwasser beeinflussten Nahbereich westlich der Einleitstelle zwei, östlich drei potentielle Laichgebiete (siehe Abbildung 5.26). Vietinghoff et al. (1994) beschreibt, dass der Großteil der im Frühjahr aus der Ostsee einwandernden Heringsschwärme in den Nord- und Ostteil des Boddens gelangt und dort ablaicht, während kleinere Gruppen an die Südufer des Boddens ziehen und hier laichen.

Die nach Klinkhardt (1984) bevorzugten Laichsubstrate sind Großalgen (Braun- und Rotalgen), die an den südlichen Messstationen nach Fürhaupter (2007) derzeit nicht vorkommen und somit auch keine wesentliche Bedeutung für die derzeitige Heringsreproduktion im Greifswalder Bodden haben dürften. Beeinträchtigungen dürften sich daher vor allem durch die erhöhten und sehr variablen Temperaturen sowie veränderte Salzgehalte ergeben.

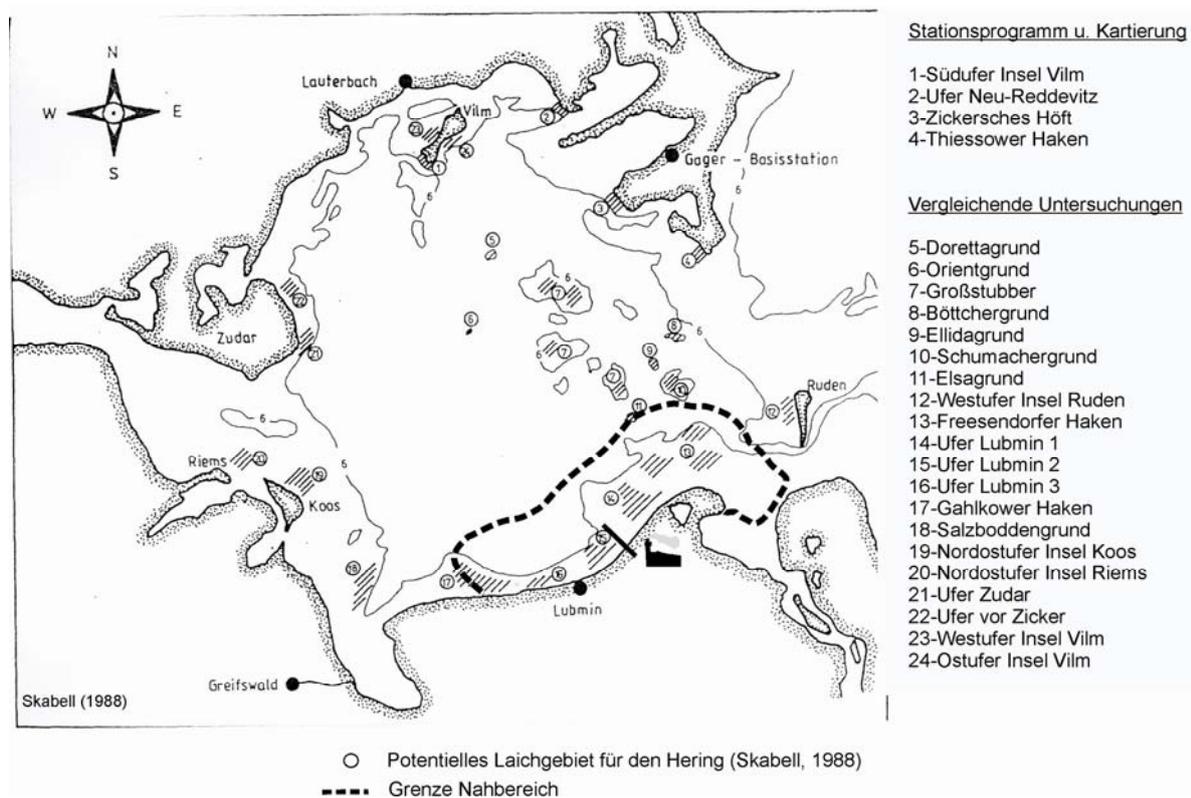


Abbildung 5.26: Heringslaichgebiete im Nahbereich (Skabell, 1988)

5.6.4 Entwicklung der Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi*

Eine Aussage über die zu erwartenden Einflüsse auf die Entwicklung der Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* findet sich in der UVU nicht.

Im Rahmen dieser Studie konnten wir mithilfe einer Literaturrecherche sowie einer Expertenbefragung folgendes feststellen:

Mnemiopsis leidyi stammt aus gemäßigten bis subtropischen Ästuaren entlang der Ostatlantikküste. Sie lebt bei sehr hohen Temperaturspannen zwischen 2 °C (Winter) und 24-32 °C (Sommer) und Salzgehalten von <2 bis 39 psu (Kremer, 1994; Purcell et al., 2001). Ihre Abundanzen werden hauptsächlich von drei Faktoren gesteuert: am wichtigsten ist die Temperatur, gefolgt von Nahrungsverfügbarkeit (Zooplankton) und Fraßdruck durch Räuber (Kremer, 1994). Das Gefahrenpotential sowohl für den Heringsbestand als auch für den Dorschbestand der westlichen Ostsee wird nach bisherigem Kenntnisstand als gering eingeschätzt (Kube et al., 2007).

Überwinterungszellen, d.h. auch im Winter dauerhaft erwärmte, wirbelförmige Gebiete, in welchen diese Rippenqualle erfolgreicher überwintern könnte als bislang, bildet die räumlich und zeitlich sehr variable Kühlwasserfahne nicht. *Mnemiopsis leydi* hat in der Ostsee überwiegend unterhalb der Salzgehaltssprungschicht in über 50 m Tiefe, in besonders milden Wintern jedoch auch mitunter in flachen Küstengewässern überwintert (Kube et al., 2007).

Die Kühlwasserfahne bildet keine Wirbelstrukturen aus, in welchen sich treibende Organismen dauerhaft (z.B. über die Wintermonate) aufhalten könnten. Die Fahne ist vielmehr stets von der Einleitstelle weg gerichtet, so dass planktonische Organismen, die möglicherweise durch Vermischung in die Kühlwasserfahne gelangen können, stets innerhalb kurzer Zeit in das sich rasch abkühlende Oberflächenwasser des zentralen Greifswalder Boddens getragen werden.

Eine durch den Kühlwassereinfluss (SKW + 2 GuD) induzierte Massenvermehrung der Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* ist nicht zu erwarten. Massenvorkommen bildet die Rippenqualle in Gewässern mit Sommertemperaturen über 25°C und Salzgehalten über 20 psu (Postel, pers. Mitteilung auf Basis von Purcell et al., 2001; Sullivan et al. 2001; Kremer, 1994; Shiganova 1993; Vinogradov et al., 1989). Bei den in der Ostsee östlich der Darßer Schwelle (z.B. Bornholmsee und Greifswalder Bodden) vorherrschenden geringen Salzgehalten ist eine Massenvermehrung daher kaum zu erwarten (Postel, pers. Mitteilung). Die Kühlwasserfahne führt nicht dazu, dass im Greifswalder Bodden großräumig und dauerhaft Temperaturen über 25°C vorherrschen würden (siehe Kapitel 5.4). Wenngleich die Kühlwasserfahne lokal (innerhalb des Nahbereiches um die Einleitstelle) und zeitlich begrenzt zu einer Erwärmung des Oberflächenwassers führt, so werden dadurch nicht die Bedingungen geschaffen, die *M. leidyi* für eine Massenvermehrung benötigen würde.

6 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Aufschlüsselung der Kühlwasserparameter des Maximallastszenarios nach den Beiträgen der Kraftwerke	18
Tabelle 2.2: Mittlere Abflussraten für den Simulationszeitraum Okt. 2001 bis Dez. 2002 für die Zu- und Abflüsse im Modellgebiet.....	25
Tabelle 2.3: Übersicht über die Datengrundlage der Flüsse für die Modelle 2D-Physik und 3D-Bio beruhend auf den vom LUNG und StAUN UEM zur Verfügung gestellten Daten (schriftl. Mitteilung 2007).....	27
Tabelle 2.4: Übersicht über die Datengrundlage der Kläranlagen für die Modelle 2D-Physik und 3D-Bio beruhend auf den vom LUNG und StAUN UEM zur Verfügung gestellten Daten (schriftl. Mitteilung 2007 bzw. 2008).....	27
Tabelle 2.5: Gegenüberstellung der Kühlwasserlast des Referenzsystems und der Planungsvorhaben (SKW + 2 GuD).....	30
Tabelle 2.6: Verwendete Satellitendaten für die Analyse des Greifswalder Boddens und umliegender Gewässer: räumliche Auflösung, verwendeter Zeitraum, sowie abgeleitete Parameter und Informationen; SST – Oberflächentemperatur des Wassers, Chl – Chlorophyllkonzentrationen (Phytoplankton u.a.), SPM - Schwebstoffe	32
Tabelle 2.7: Untersuchungsgebiete dieser Studie; Begriffsdefinitionen und zugehörige Naturräume nach UM MV, 2003 bzw. Lebensraumtypen nach EU-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie).....	35
Tabelle 3.1: Charakteristika der Wasserbilanz des Greifswalder Boddens.....	45
Tabelle 3.2: Zuordnung der betrachteten Wasserkörper sowie Charakteristika nach WRRL (LUNG, 2005)	51
Tabelle 3.3: Orientierungswerte für die Klassifizierung nach WRRL	52
Tabelle 4.1: Stabile Ausbreitungsmuster im Jahresverlauf.....	69
Tabelle 4.2: Vergleich der mittleren Ausbreitung der Kühlwasserfahne im 3D-Modell (IOW-Studie mit GETM, Boden und Oberfläche) mit den durch Buckmann (2007) berechneten Gesamtflächen.....	74
Tabelle 5.1: Beschreibung der analysierten AKW-Monitoringstationen (zur Lage siehe Abbildung 4.8).....	82
Tabelle 5.2: Stickstoffeinträge (DIN) in t/a in den Greifswalder Bodden (oben) und Peenestrom (unten) im Basis- und Maximallastszenario.....	91
Tabelle 5.3: Phosphoreinträge (TDP) in t/a in den Greifswalder Bodden (links) und Peenestrom (rechts) im Basisszenario	91
Tabelle 5.4: Zentrale Ergebnisse einer Literaturrecherche zur Temperaturtoleranz ausgewählter heimischer Arten (Datenbank ASFA, Stand 1/2008, Suchbegriffe: jeweils Gattung + „thermal tolerance“/ L50/ CTMax/ temperature + mortality/ heat + mortality/ temperature + tolerance/ stress + temperature/ climate change + temperature/ autecology;	111

7 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Simulationsgebiete der Modellstudien einschließlich Bathymetrie; grau: Wasserstände und Transporte (2D-Physik, vertikal integriert), farbig: Kühlwasserausbreitung und Schichtung (3D-Physik & 3D-Bio, vertikal aufgelöst). Die Pegelstationen für die Validierung des 2D-Modells sind als weiße Kreise eingezeichnet.	11
Abbildung 2.2: Konzeptmodell der Biogeochemischen Modellkomponente.	15
Abbildung 2.3: Das kurvilineare GETM-Modellgitter mit einer Auflösung von 60 m im südöstlichen Bereich des Greifswalder Boddens.	17
Abbildung 2.4: Das ERGOM-Modellgitter mit einer Auflösung von 1 sm (1,852 km) im Greifswalder Bodden.	17
Abbildung 2.5: Jahresgang der Lufttemperatur an der Messstation Greifswald - langjähriges Monatsmittel (Striche, lückenhafte Daten von 1981-1990) und Monatsmittel im Jahr 2002 (Balken). Datenquelle: DWD.	20
Abbildung 2.6: Jahresgang des Niederschlages an der Messstation Greifswald - langjähriges Monatsmittel (Striche) und Monatsmittel des Jahres 2002 (Balken). Datenquelle: DWD.	20
Abbildung 2.7: Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur im zentralen Greifswalder Bodden (Nachtwerte, Tagwerte und Tagesmittelwerte einschließlich des gleitenden Mittelwertes).	21
Abbildung 2.8: Windstatistik für das Jahr 2002. Links: Häufigkeits-Verteilung der Windrichtungen; rechts: Häufigkeits-Verteilung der Windgeschwindigkeitsklassen.	22
Abbildung 2.9: Windverhältnisse, Lufttemperatur [°C] und Wolkenbedeckung [%] im zentralen Greifswalder Bodden im Jahresgang 2002, stündliche Werte (Datenquelle: DWD). Skala: < 5 m/s - sehr schwach (Stagnation), 5-10 m/s - schwach, 10-20 m/s - mittel, > 20 m/s – stark.	23
Abbildung 2.10: Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen aus Tagesmitteln für die Periode 1991-2000 an der Wetterstation Ueckermünde (Quelle: Tejakusuma, 2004)	24
Abbildung 2.11: Vergleich der Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit aus dem verwendeten DWD-LM Modell und den Messungen an der Marnet-Station Oderbank (zwischen Februar und August liegen keine Messdaten vor).	26
Abbildung 2.12: Räumlich differenzierte Flächen der Stickstoff-Deposition im Maximallastszenario. Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvilineare Koordinatensystem.	29
Abbildung 2.13: Untersuchungsgebiete und Naturräume (Gutachtlichen Landschaftsprogramms Mecklenburg-Vorpommerns, UM MV (2003), Geodaten bereit gestellt durch das LUNG (2008b)). Ebenfalls dargestellt sind die Lage der Monitoringstation GB19 und der Auslaufrinne (weißer Balken).	36
Abbildung 3.1 : Bathymetrische (links) und sedimentologische (rechts) Klassifizierung des Greifswalder Boddens und seiner Randgebiete (Geodaten bereit gestellt durch das LUNG (2008b)).	38
Abbildung 3.2: Großraum Vorpommersche Bodden.	39
Abbildung 3.3: Ausbreitung verschiedener Wassermassen in einer Westwindsituation (29.3.2002) bei Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden nach Osten, Satellitendaten: Landsat 7 ETM+ Szene vom 29.3.02 (Land RGB, Wasser Falschfarben RGB).	40
Abbildung 3.4: Chlorophyllverteilung in einer Westwindsituation (29.3.2002) bei Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden nach Osten.	41

Abbildung 3.5: Chlorophyllzeitreihe im August 2002 während einer anhaltenden Phase östlicher bis südöstlicher Winde um 5 m/s und einem Maximum um 10 m/s am 24.08.2002 abgeleitet aus SeaWiFS- Daten	42
Abbildung 3.6: Ostwindsituation (20.8.2002) im System Greifswalder Bodden, Peenestrom, Achterwasser Oderhaff und Pommersche Bucht, Satellitenaufnahme: Landsat 7 ETM+ Szene (Quasi-Echtfarbendarstellung, RGB)	43
Abbildung 3.7: Schwebstoffverteilung im Greifswalder Bodden (Ostwind, 20.8.2002), Landsat 7 ETM+ (Quasi-Echtfarbendarstellung, RGB)	43
Abbildung 3.8: Wasserbilanz des Greifswalder Boddens anhand von Daten der UVU sowie ergänzende Daten des LUNG und des StÄUN UEM (fett kursiv)	44
Abbildung 3.9 Konzeptmodell zu zentralen Wechselwirkungen im Ökosystem mit ausgewählten potentiellen Einflüssen der Kühlwasserentnahme und –abgabe.	47
Abbildung 3.10: Zeitliche Dynamik zentraler ökologischer Parameter im Greifswalder Bodden (Daten: Küstengewässermonitoring 2002, Station GB 19, LUNG, 2007)	48
Abbildung 3.11: Natürliche Variabilität ausgewählter physikalischer und biogeochemischer Parameter im zentralen Greifswalder Bodden (Station GB 19) über einen Zeitraum von 10 Jahren. Daten: Küstengewässermonitoring, LUNG (2007). Das simulierte Jahr 2002 ist gegenüber den übrigen Jahren hervorgehoben.	50
Abbildung 3.12: Aktuelle Ergebnisse der Testbewertung der WRRL-Qualitätskomponente Makrophyten bei Klassifizierung nach ELBO-Ansatz (Schubert et al., 2003); graphische Zusammenfassung der Ergebnisse von Fürhaupter et al. (2007)	53
Abbildung 4.1: Für diese Studie verwendete Bathymetrie im Bereich der Peenestrommündung. Weiße Flächen bedeuten Landpunkte. Dunkelblau: Flachwasser (unter 2 m tief). Deutlich zu erkennen sind die Einlauf- und die Auslaufrinne, die hier entlang der Gitterlinien des horizontalen Koordinatensystems gewählt wurden, um eine bessere Auflösung zu erreichen.	54
Abbildung 4.2: Verteilung der Untergebiete für die Parallelisierung des 2D-Modells auf die 12 Prozessoren des Linux-Clusters (oben) sowie die Nummerierung der Untergebiete und deren Verbindungen (unten). Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvilineare Koordinatensystem.	55
Abbildung 4.3: Vergleich von Modellergebnissen und Wasserstandsmessungen des WSA Stralsund für die in Abbildung 2.1 dargestellten Stationen.	57
Abbildung 4.4: Durch Pumpaktivität erzeugte vertikal-integrierte Resttransporte (Residualstrom) aus der 2D-Simulation. Gezeigt wird die Differenz aus den Simulationen mit und ohne Pumpaktivität, gemittelt über den gesamten Simulationszeitraum. Die Pfeile zeigen die Strömungsrichtung an, die Farbkodierung die Strömungsgeschwindigkeit auf logarithmischer Skala. Tiefrot bedeutet eine Strömungsgeschwindigkeit von etwa 10 cm/s, gelb von 1 cm/s und marineblau von unter 1 mm/s. Links: Überblick über das Modellgebiet; rechts: Ausschnitt für den Bereich Greifswalder Bodden und Peenestrom.	58
Abbildung 4.5: Durch die Pumpaktivität hervorgerufene zusätzliche Pegeldifferenz zwischen dem westlichen und dem östlichen Verbindungskanal zwischen dem Freesendorfer See und dem Greifswalder Bodden. Dargestellt sind hier die Zeitreihe über die gesamte Modellsimulation (durchgezogene Linie) sowie der Mittelwert (gestrichelte Linie).	59
Abbildung 4.6: Verteilung der Untergebiete für die Parallelisierung des 3D-Modells auf die 12 Prozessoren des Linux-Clusters (links) sowie die Nummerierung der Untergebiete	

und deren Verbindungen (rechts). Die Verzerrung der Küstenlinien ergibt sich durch das verwendete kurvilineare Koordinatensystem.	60
Abbildung 4.7: Vergleich der für die 3D-Simulationen verwendeten Randwerte aus dem BSH-Modell im Strelasund mit Monitoring-Daten aus der Station S23 im Strelasund (Quadrate). Oben: Oberflächensalzgehalt; unten: Oberflächentemperatur.	61
Abbildung 4.8: Karte des Greifswalder Boddens und angrenzender Gewässer mit den Grenzen des 3D-Modells sowie den Monitoring-Stationen im Greifswalder Bodden.	62
Abbildung 4.9: Vergleich zwischen Modellergebnissen (Linien) und Monitoringdaten (Quadrate) für Station GB19 (siehe Abbildung 4.8). Gezeigt werden Bodensalzgehalt, die Salzgehaltsdifferenz zwischen Boden und Oberfläche, die Oberflächentemperatur, sowie die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und Boden.	63
Abbildung 4.10: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB7 (siehe Abbildung 4.8).	63
Abbildung 4.11: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB8 (siehe Abbildung 4.8).	64
Abbildung 4.12: Wie Abbildung 4.9, aber für Station GB10 (siehe Abbildung 4.8).	64
Abbildung 4.13: Jahresgang der Wasseroberflächentemperatur im zentralen Greifswalder Bodden (SST, Nachtwerte, Tagwerte und Tagesmittelwerte) im Vergleich zu den Messungen des LUNG und Modellergebnissen.	65
Abbildung 4.14: Landsat TM Szenen des Greifswalder Boddens aus den Jahren 1986 – 1989 mit Ausbreitung der Kühlwasserfahne des AKW Bruno Leuschner.	67
Abbildung 4.15: Modellergebnisse zur Differenz der Wasseroberflächentemperatur zwischen den Szenarien mit und ohne Kühlwassereintrag. Links: mittlerer nordwestlicher Wind zum Vergleich mit Landsat-Szene am 13.06.86, siehe Grafik oben links in Abbildung 4.14; Mitte: mittlerer südöstlicher Wind zum Vergleich mit Landsat-Szene am 29.04.87, siehe Grafik oben rechts in Abbildung 4.14; rechts: östliche Winde zum Vergleich mit Landsat-Szenen am 09.05.88 und 12.06.89, siehe Grafiken unten links und rechts in Abbildung 4.14.	67
Abbildung 4.16: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei einer auf kräftigen Nordwind folgenden Schwachwindlage aus Westen.	70
Abbildung 4.17: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus nordöstlicher Richtung.	70
Abbildung 4.18: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus süd- bis nordöstlicher Richtung.	71
Abbildung 4.19: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus südwestlicher bis südlicher Richtung.	71
Abbildung 4.20: Änderung der Wasseroberflächentemperatur durch Kühlwassereintrag bei langanhaltenden Winden aus südlicher Richtung.	71
Abbildung 4.21: Durch die Kühlwassereinleitung (SKW + 2 GuD) hervorgerufene Erwärmung des Oberflächen- und Bodenwassers im südwestlichen Greifswalder Bodden, 3D-Simulation (IOW), Jahresmittel.	73
Abbildung 4.22: Durch die Kühlwassereinleitung (SKW + 2 GuD) hervorgerufene Erwärmung des Wassers im südwestlichen Greifswalder Bodden, 2D-Simulation (Buckmann, 2007), Enveloppe aus einer Vielzahl von Simulationen mit verschiedenen Wetterlagen. Die Enveloppe zeigt die Bereiche mit $\Delta T = 0,5-2$ K und $\Delta T = 2-3$ K in grau und die folgenden 1K-Temperaturschritte in Rottönen (bis 7K). Beachte: Der dargestellte Maßstab von 2 km entspricht in Wirklichkeit 5 km.	73

Abbildung 4.23: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei einer auf kräftigen Nordwind folgende Schwachwindlage aus Westen. Vergleiche dazu Abbildung 4.16 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.	75
Abbildung 4.24: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus nordöstlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.17 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.	75
Abbildung 4.25: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus süd- bis nordöstlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.18 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.	76
Abbildung 4.26: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei wechselnden Winden aus südwestlicher bis südlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.19 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.	76
Abbildung 4.27: Änderung der vertikalen Dichteschichtung durch Kühlwassereintrag bei langanhaltenden Winden aus südlicher Richtung. Vergleiche dazu Abbildung 4.20 für die Oberflächentemperatur der Kühlwasserfahne.	76
Abbildung 4.28: Position der Transekte für die Darstellung der Schnitte in Abbildung 4.29.	77
Abbildung 4.29: Schnitte entlang der in Abbildung 4.28 dargestellten Transekte. Gezeigt wird die Dichtedifferenz in kg/m^3 zwischen der Simulation ohne Pumpen und der Simulation mit Pumpen. Gezeigt werden jeweils ein charakteristischer Zeitpunkt aus Abbildung 4.23– Abbildung 4.27.	78
Abbildung 4.30: Anteil geschichteter Zeiträume (oben) und Dauer des längsten geschichteten Zeitraumes für den Zeitraum 01. Juni – 15. September. Linke Abbildungen: ohne Kühlwassereinleitung. Rechte Abbildungen: mit Kühlwassereinleitung. Als geschichtet wurde eine Wassersäule markiert, wenn der vertikale Dichtegradient einen höheren Wert als $0,1 \text{ kg/m}^4$ hatte.	80
Abbildung 4.31: Durch Kühlwassereinleitung bewirkte Veränderung des Salzgehaltes im Greifswalder Bodden. Links: Veränderung beim Oberflächensalzgehalt; rechts: Veränderung beim Bodensalzgehalt.	81
Abbildung 5.1: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB6 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.	85
Abbildung 5.2: Vergleich von Stickstoff (DIN), Phosphor (DIP) und Sauerstoffgehalt anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB6 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.	85
Abbildung 5.3: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB5 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.	86
Abbildung 5.4: Vergleich von Stickstoff (DIN), Phosphor (DIP) und Sauerstoffgehalt anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Stationen GB19 und GB5 für die Jahre 1980-89 während des AKW-Volllastbetriebs. Die Winterwerte sind unterrepräsentiert aufgrund fehlender Messungen.	86
Abbildung 5.5: Vergleich von physikalischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1980-89 (für alle Monate $n=10$, außer Jan $n=6$, Feb $n=5$, Mrz $n=7$) während des AKW-Volllastbetriebs mit den Jahren 1996-2005 (für alle Monate $n=10$, außer Jan $n=7$, Feb, Mrz, Dez $n=8$) für Station GB19.	87

Abbildung 5.6: Vergleich von biogeochemischen Messgrößen anhand der Monatsmittelwerte und Standardabweichungen der Jahre 1980-89 (P & N: für alle Monate n=10, außer Jan n=6, Feb n=5, Mrz n=7; Chl a: für alle Monate n=7, außer Jun, Jul, Sep, Okt n=6, Jan, Mrz n=4, Feb n=3) während des AKW-Volllastbetrieb mit den Jahren 1996-2005 (für alle Monate n=10, außer Apr n=9, Feb, Mrz, Dez n=8) für Station GB19.	87
Abbildung 5.7: Umleitung von Phosphor (DIP) aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden durch die Kühlwassernutzung (SKW + 2 GuD); abgeleiteter Jahresgang, Herleitung siehe Text, Skalierung beider Grafiken entspricht dem molaren N/P-Verhältnis.....	92
Abbildung 5.8: Umleitung von Stickstoff (DIN) aus der Spandowerhagener Wiek in den Greifswalder Bodden durch die Kühlwassernutzung (SKW + 2 GuD), abgeleiteter Jahresgang, Herleitung siehe Text.....	92
Abbildung 5.9: Differenz der simulierten oberflächennahen Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD) - und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).....	95
Abbildung 5.10: Differenz der simulierten oberflächennahen Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD) - und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).....	95
Abbildung 5.11: Räumliche Differenzen der Stickstoff-Konzentrationen (Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN) [mmol/m^3] bzw. [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im Greifswalder Bodden zur Verdeutlichung der räumlichen Ausdehnung der Nährstofffahne (Modell Bio-GETM).	96
Abbildung 5.12: Differenz der simulierten oberflächennahen Phosphor-Konzentrationen (Total Dissolved Phosphorus, TDP) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).....	97
Abbildung 5.13: Differenz der simulierten oberflächennahen Phosphor-Konzentrationen (Total Dissolved Phosphorus, TDP) [$\mu\text{mol/l}$] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).....	98
Abbildung 5.14: Differenz der anhand der Modellergebnisse berechneten oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen [mg/m^3] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19) Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).....	99
Abbildung 5.15: Differenz der anhand der Modellergebnisse berechneten oberflächennahen Chlorophyll a-Konzentrationen [mg/m^3] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).....	100
Abbildung 5.16: Differenz der simulierten oberflächennahen „Kieselalgen“ [mmol N/m^3] zwischen Maximallast- und Basisszenario im zentralen Bodden (Station GB19). Kieselalgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).....	100

Abbildung 5.17: Differenz der simulierten oberflächennahen „Kieselalgen“ [mmol N/m ³] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Kieselalgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).....	100
Abbildung 5.18: Differenz der simulierten oberflächennahen „Blualgen“ [mmol N/m ³] zwischen Maximallast (SKW + 2 GuD)- und Basisszenario (ohne Kraftwerke) im zentralen Bodden (Station GB19). Blualgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an (Modell: ERGOM).....	102
Abbildung 5.19: Differenz der simulierten oberflächennahen „Blualgen“ [mmol N/m ³] zwischen Maximallast (mit Kraftwerken)- und Basisszenario (SKW + 2 GuD) im zentralen Bodden (Station GB19). Blualgen stellen eine funktionelle Gruppe dar. Positive Werte zeigen durch die Kraftwerke erhöhte Werte an. Die Umleitung von Nährstoffen wurde berücksichtigt (Modell: ERGOM).....	102
Abbildung 5.20: Blualgenblüte im Greifswalder Bodden (Lauterbach) 1999 (Fotos: G. Schernewski)	103
Abbildung 5.21: Schichtungssituation im Greifswalder Bodden im Frühjahr bei sehr schwachen westlichen Winden. Zeitreihe der durch das Kühlwasser verursachten zusätzlichen Dichteschichtung und Windverhältnisse über diesen Zeitraum.....	108
Abbildung 5.22: Wassertiefe im südöstlichen Greifswalder Bodden (Modellbathymetrie).	109
Abbildung 5.23: Maximale Temperaturen des Bodenwassers im Sommer im Maximallastszenario (Zeitraum: 1.6. – 15.9.).	114
Abbildung 5.24: Typische Ausbreitung der bodennahen Kühlwasserfahne im Flachwassernahbereich östlich und westlich der Einleitstelle.....	115
Abbildung 5.25: Strömungsgeschwindigkeiten in der Spandowerhagener Wiek. Die dargestellten Geschwindigkeiten sind als Maximalwerte zu verstehen. Sie sind als Mittelwert des Jahres plus zwei Standardabweichungen angegeben.	121
Abbildung 5.26: Heringslaichgebiete im Nahbereich (Skabell, 1988).....	123

8 Literaturverzeichnis

- Alden, R.W., F.J.S. Maturo and W. Ingram (1976): Interactive effects of temperature, salinity and other factors on coastal copepods. In: Esch & McFarlane (eds.): Thermal Ecology II ERDA Symposium Series Nr. 40, pp. 336-348.
- Anderson, T.P. and D.R. Lenat (1978): Effect of power plant operation on the zooplankton community of Belews Lake, North Carolina. In: Thorp & Gibbons (eds.): Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems, Dep. Energy Symp. Ser., Augusta, USA, pp. 618-641.
- Arneborg, L., V. Fiekas, L. Umlauf and H. Burchard (2007): Gravity current dynamics and entrainment - a process study based on observations in the Arkona Sea. *J. Phys. Oceanogr.* 37, pp. 2094-2113.
- Bachor, A. (2005): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, ISSN: 0944-0836, 219 S.
- Bachor, A.: pers. Mitteilung vom 29.4.2008
- Bachor, A. and C. Schöppe (2004): Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990-1998). In: Schernewski, G. and T. Dolch (eds.): The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive. Marine Science Reports 57. pp. 1-16.
- Banas, N.S. and B.M. Hickey (2005): Mapping exchange and residence time in a model of Willapa Bay, Washington, a branching, macrotidal estuary. *J. Geophys. Res.* 110, p. 110-111.
- Baumert, H., G. Bruckner, E. Kleine, R. Kluge, W. Mueller and S. Unger (1989): Numerical Simulations of estuarine hydrodynamics. *Syst. Anal. Model. Simul.* 6, pp. 503-506.
- Behrendt, H.: pers. Mitteilung 2005
- Bigongiari, N., T. Braidà, F. Carretti and D. Pellegrini (2004): Influence of Temperature on the Mortality and Sensitivity of *Corophium* spp.. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72 (5), pp. 881-887.
- Biester, E. (1989): Der Hering – wichtigster Wirtschaftsfisch in Vergangenheit und Gegenwart. In: Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5, S. 58 – 62.
- 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. 57 S.
- Blümel, C., A. Domin, J. Krause, M. Schubert, U. Schiewer und H. Schubert (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 10, S. 5-111.
- Brenning, U. (1989): Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. In: Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5, S. 36-43.
- BSH (2005) (Hrsg.): Meeresumwelt-Reportsystem (MURSYS): Ostsee, Biologische Verhältnisse. Berichtszeitraum 1.1.2005-31.12.2005.
- Buckmann, K. (2007): Untersuchung: Prognose der Ausbreitung von Abwärme aus Kraftwerken im Greifswalder Bodden. Untersuchung im Auftrag der DONG-Energy, 75 S.
- Buckmann, pers. Mitteilung 2008

- Buckmann, K., K. Duwe, A. Fey, U. Gebhardt, B. Hellmann, J. Post und A. Weidauer (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. In: Lampe, R.: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP). Greifswalder Geographische Arbeiten (16), Geographisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Greifswald, S. 12-41.
- Burchard, H. and K. Bolding (2002): GETM, a general estuarine transport model. Scientific Documentation, European Commission, Report EUR 20253, 157 pp.
- Burchard, H., F. Janssen, K. Bolding, L. Umlauf and H. Rennau (2008): Model simulations of dense bottom currents in the Western Baltic Sea. *Cont. Shelf Res.*, in Druck.
- Burchard, H., K. Bolding and M.R. Villarreal (1999): GOTM, a general ocean turbulence model. Theory, implementation and test cases, European Commission, Report EUR 18745, 103 pp.
- Burchard, H., K. Bolding, T.P. Rippeth, A. Stips, J.H. Simpson and J. Sündermann (2002): Microstructure of turbulence in the Northern North Sea: A comparative study of observations and model simulations. *J. Sea Res.* 47, pp. 223-238.
- Burton, D.T., T.P. Capizzi, S.L. Margrey and W.W. Wakefield (1981): Effects of rapid changes in temperature on two estuarine crustaceans. *Mar. Environ. Res.* 4 (4), pp.267-278 .
- Carpenter, E.J., B.B. Peck, and S.J. Anderson (1974): Survival of copepods passing through a nuclear power station on North-eastern Long Island Sound, USA. *Mar. Biol.* 24, pp.49-55.
- Cox, T.J. and J.C. Rutherford (2000): Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. *New Zealand J. Mar. Freshwat. Res.* 34 (2), pp.203-208.
- De Nie, H. W. (1982): Effects of thermal effluents from the Bergum Power Station on the zooplankton in the Bergumermeer. *Hydrobiologia* 95, pp.337-349.
- Diaz, R.J. and R. Rosenberg (1995): Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna, *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33, pp.245-303.
- Dick, S., E. Kleine (2007): The BSH new operational circulation model using general vertical coordinates. *Environmental Research, Engineering and Management* 3, pp.18-24.
- Dick, S., E. Kleine, S.H. Mueller-Navarra, H. Kleine, H. Komo (2001): The Operational Circulation Model of BSH (BSHcmod)- Model description and validation, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 48 pp.
- DONG Energy, schriftliche Mitteilung, 31.3.2008
- Dries, R.R. und H. Theede (1974): Sauerstoffmangelresistenz mariner Bodenevertebraten aus der westlichen Ostsee. *Marine Biology* 25, pp.327-333.
- Elgeti, T., S. Fries und R. Hurck (2006): Der Begriff der Zustands- und Potentialverschlechterung nach der Wasserrahmenrichtlinie, in: Natur & Recht, Heft 12, S. 745-750.
- ERMS (2008): Data from ERMS - European Register of Marine Species Database <http://www.marbef.org/data/erms.php> searched on 02/04/2008.
- FFH-Richtlinie (1992): EU RICHTLINIE 92/43/EWG VOM 21. MAI 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206/7 vom 22.7.92), geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997 (ABl. EG Nr. L 305/42).

- Fritzsche, D. (1997): *Marenzelleria cf. viridis*: Responses to salinity change and low oxygen partial pressure - a summary of information from resistance experiments and calorimetry. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 5, pp.103-117.
- Fritzsche, D. and J.-A. von Oertzen (1995): Metabolic responses to changing environmental conditions in the brackish water polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*. *Marine Biology* 121 (4) pp.693-699.
- Froelich & Sporbeck GmbH & Co. KG (2007): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum Planungsvorhaben „Errichtung und Betrieb des Steinkohlekraftwerks Greifswald, Untersuchung im Auftrag der DONG-Energy, 667 S.
- Fürhaupter, K., H. Wilken und Th. Meyer (2007): WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Bericht, Kiel, 94 S.
- Geisel, T. & U. Meißner (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden, Meer und Museum, Bd. 5
- Gonzales, J.C. and P. Yevich (1974): Response of an estuarine population of the blue mussel, *Mytilus edulis* to heated water from a steam generating plant. *Marine Biology* 34, pp.177-89.
- Goss, L.B. and D.L. Bunting (1976): Thermal tolerance of zooplankton. *Water Research* 10, pp.387-392.
- Gray, J.S., R. Shiu-sund Wu and Y.Y. Or (2002): Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, pp. 249-279.
- Günther, B. (1999): Die Bedeutung des Makrozoobenthos für die Kohlenstofftransformation im Greifswalder Bodden und im Oderästuar. *Bodden* 7, S. 63-78.
- Hantke, H. und R. Oeberst (1991): Der Einfluß des Kernkraftwerkes „Bruno Leuschner“ auf das Reproduktionsgewässer Greifswalder Bodden in der Frühjahrsheringsaison der Jahre 1984-86 und 1988-90. *Fischereiforschung, Rostock* 29 (2), 17-34.
- Heinle, D.R. (1969): Temperature and zooplankton. *Ches. Sci.* 10, p.186-209.
- Hetland, R. and S.F. di Marco (2008): How does the character of oxygen demand control the structure of hypoxia on the Texas–Louisiana continental shelf? *Journal of Marine Systems* 70, pp.49–62.
- Hofmeister, R., H. Burchard and K. Bolding (2008): A three-dimensional model study on processes of stratification and de-stratification in the Limfjord. *Cont. Shelf. Res.*, eingereichtes Manuskript.
- Hübel, H.-J., U. Vietinghoff & M.-L. Hubert. (1995): Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 3, S. 5-67.
- IfAÖ (2007a): Bestandsbeschreibung Beschreibung von marin-biologischen Tätigkeiten im Raum Lubmin, Struck und Spandowerhagener Wiek. Studie im Auftrag von Froelich & Sporbeck Landschafts-, Orts- und Umweltplanung, 34 S.
- IfAÖ (2007b): Mögliche Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf benthische Lebensgemeinschaften im südlichen Greifswalder Bodden. Studie im Auftrag von Froelich & Sporbeck Landschafts-, Orts- und Umweltplanung, 20 S.
- Janßen, H. (2007): Climate Change in the Oder/Odra Estuary Region, in: G. Schernewski, B. Glaeser, R. Scheibe, A. Sekścińska and R. Thamm (eds.): Coastal Development: The Oder estuary and beyond, Coastline Reports 8 (2007), ISSN 0928-2734. ISBN 978-3-9811839-0-0, pp. 1-10.
- Jönsson, N., A. Busch, T. Lorenz und B. Korth (1998): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. In:

- Lampe, R.: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP). Greifswalder Geographische Arbeiten (16), Geographisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Greifswald.
- Justic, D., N.N. Rabalais and R.E. Turner (2002): Modeling the impacts of decadal changes in riverine nutrient fluxes on coastal eutrophication near the Mississippi River Delta. *Ecological Modelling* 152, pp. 33–46.
- Kell, V. (1989): Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. In: Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5, S.25-35.
- Kennedy, V.S. and J.H. Mihursky (1971): Upper temperature tolerance of some estuarine bivalves. *Chesapeake Sci.* 12 (4), pp.193-204.
- Kitching, J.A., F.J. Ebling, J.C. Gable, R. Hoare, A.A. McLeod and T.A. Norton (1976): The ecology of Lough Ine. XIX. Seasonal changes in the western trough. *Journal of Animal Ecology* 45, pp.731-758.
- Klinkhardt, M. (1984), Untersuchungen zur Embryonalphase des Laiches Rügenschers Frühjahrsherlinge unter besonderer Berücksichtigung natürlicher Mortalitätsraten auf einem ausgewählten Laichplatz des Greifswalder Boddens, Diss. Universität Rostock, 123 S., unveröffentlicht.
- Klinkhardt, M. (1996): Der Hering. Spektrum, Heidelberg, 229 S.
- Kristensen, E. (1988): Factors influencing the distribution of polychaetes in Danish coastal waters. *Ophelia* 29, S. 127-140.
- Kondo, J. (1975): Air sea bulk transfer coefficients in diabatic conditions. *Boundary-Layer Meteorol.* 8, pp. 465–474.
- Kremer, P. (1994): Patterns of abundance for *Mnemiopsis* in US coastal waters: a comparative overview. *ICES J. mar. Sci.* 51, pp.347-354.
- Kube, S., C. Hammer, C. Zimmermann, U. Sommer, J. Javidpour, C. Clemmesen, M. Boersma und L. Postel (2007): Die Invasion der räuberischen Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* in der Ostsee (The invasion of the carnivorous ctenophore *M. leidyi* in the Baltic Sea). Abschlussbericht zum Projekt. Leibniz-Institut für Ostseeforschung, 50 S.
- Küstenfischereiverordnung - KüFVO M-V - vom 28. November 2006
- Lampe, R. (Hrsg.) (1998): Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP), Synthesebericht des Verbundprojektes, Greifswalder Geographische Arbeiten, Bd. 16
- Langford, T.E.L. (1990): Ecological effects of thermal discharges. Elsevier, London, 468 pp.
- Leppäkoski, E. (1968): Transitory return of the benthic fauna of the Bornholm Basin, after extermination by oxygen insufficiency. *Cahiers de Biologie Marine* 10, pp.163-172.
- Lober, T. (2007): Immissionsprognose Luftschadstoffe für ein Steinkohlekraftwerk im Bebauungsplan Nr. 1 in Lubmin. Penzlin. (Stand: 26. Oktober 2007).
- LUNG (2004): Gewässergütebericht 2000/2001/2002. Ergebnisse der Gütebewachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 159 S.
- LUNG (2005): Bestandsaufnahme 2004 nach Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 der Richtlinie 2000/60/EG Güstrow. 81 S.

- LUNG (2006) Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern: "Blaualgenreport Nr. 14 vom 4.9.2006".
- LUNG (2007) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern), schriftl. Mitteilung: Bereitstellung von Monitoring-Daten der Küstengewässermessstellen und Abflussdaten im Untersuchungsgebiet.
- LUNG (2008a) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern), schriftl. Mitteilung: Bereitstellung von Monitoring-Daten der Küstengewässermessstellen im Untersuchungsgebiet.
- LUNG (2008b) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern): Bereitstellung von Geodaten.
- LUNG (2008c) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern): Bericht über die Aktuelle Bewertung der Gewässergüte und Bewirtschaftungsziele für den Greifswalder Bodden. Güstrow, 30 S.
- Meissner, K. and A. Bick (1997): Population dynamics and ecoparasitological, surveys of *Corophium volutator* in coastal waters, in the Bay of Mecklenburg (southern Baltic Sea). *Diseases of Aquatic Organisms* 29 (3), pp.169-179.
- Mills, A. and J.D. Fish (1981): Effects of Salinity and Temperature on *Corophium volutator* and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda), with Particular Reference to Distribution. *Marine Biology* 58, pp. 153-161.
- Mouritsen, K., N. Tompkins and M. Daniel (2005): Climate warming may cause a parasite-induced collapse in coastal amphipod populations. *Oecologia* 146 (3), pp. 476-483.
- Neumann, K. (2008): Notwendige Ergänzungen der Unterlagen, Anlage 1 zum Schreiben des StAUN Stralsund vom 29.2.2008 an DONG Energy Kraftwerke Greifswald GmbH und CO. KG.
- Neumann, T. (2000). Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea. *J. mar. syst., spec.* 25 (3/4), pp.405-419.
- Neumann, T. and G. Schernewski (2005): An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 56, pp.195-206.
- Neumann, T., W. Fennel and C. Kremp (2002): Experimental simulations with an ecosystem model of the Baltic Sea: A nutrient load reduction experiment. *Global Biogeochemical Cycles* 16 (3) 1033, doi:10.1029/2001GB001450.
- Oertzen, J.A. v. (1973): Abiotic potency and physiological resistance of shallow and deep water bivalves. OIKOS, Suppl. 15, pp.261-266.
- Pacanowski, R.C., K. Dixon and A. Rosati (1990): The GFDL Modular Ocean Model users guide, vers. 1.0, GFDL Tech. Rep. 2, Geophys. Fluid Dyn. Lab., Princeton, N. J.
- Postel, L.: pers. Mitteilung 2008
- Postel, A., L. Postel und H. Hantke (1991): Untersuchungen zur raum-zeitlichen Verteilung der Heringslarvennahrung von April bis Juni 1988 im südlichen Greifswalder Bodden, Fischerei-Forschung, Jahrgang 29, Heft. 2
- Purcell J.E., T.A. Shiganova, M.B. Decker and E.D. Houde (2001): The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in native and exotic habitats: U. S. estuaries versus the Black Sea basin. *Hydrobiologia* 451, pp.145-176.

- Quinn, J.M., G.L. Steele, C.W. Hickey and M.L. Vickers (1994): Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand J. Mar. Freshwat. Res.* 28 (4), pp.391-397.
- Reichardt, StAUN HST, schriftl. Mitteilung vom 04.03.2008
- Rosenberg, R., B. Hellman and B. Johansson (1991): Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Series* 79, pp.127-131.
- Schernewski, G., T. Neumann and M. Wielgat (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 15, S. 7-23.
- Schernewski, G. and T. Neumann (2005): The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems*, 53 (1-4), pp. 109-124.
- Schernewski, G. and M. Wielgat (2004): A Baltic Sea typology according to the EC-Water Framework Directive: Integration of national typologies and the water body concept . In: Schernewski, G. and M. Wielgat (eds.): *Baltic Sea Typology. Coastline Reports* (4), pp. 1-26. EUCC - The Coastal Union, Leiden.
- Schernewski, G., T. Neumann und M. Wielgat (2003): Zustand und modell-gestützte Prognosen zur Wasserqualität in der Ostsee und ihren Küstengewässern. In: Daschkeit, A. und H. Sterr (Hrsg.): *Aktuelle Ergebnisse der Küstenforschung*. 20. AMK-Tagung Kiel, Berichte Forschungs- und Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, Nr. 28, Büsum, S. 189-195.
- Schiewer, U. (2008): *Ecology of Baltic Ecosystems*. Springer, Berlin, 428 pp.
- Schlunbaum, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Diss.B, Univ.Rostock.
- Schmidt, I. (1988): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden, Zeitraum 1972-1981. Ergebnisbericht 1988, Wasserwirtschaftsdirektion Küste. Stralsund.
- Schmidt, I. (1990): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. *Acta hydrophys.*, Berlin 34 2/3, S. 131-170.
- Schmidt, I. (1994): The Importance of Phytoplankton Biomass as an Ecosystem Parameter in Shallow Bays of the Baltic. I. Relationships between Biomass and System Characteristics, *Limnologia* Vol. 29, pp. 301-307
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert und U. Selig (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. (Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO) und Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL (LUNG Projekt). Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie.
- Sellin, D. (1989): Auswirkungen der Kühlwasserableitung des Kernkraftwerkes „Bruno Leuschner“ auf Wasservogeldurchzug und –überwinterung. In: *Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden*, Bd. 5, S. 85-90.
- Shiganova, T.A. (1993): Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and ichthyoplankton in the Sea of Marmara in October of 1992. *Oceanology* 33, pp.900-903.

- Siegel, H., T. Seifert, G. Schernewski, M. Gerth, J. Reißmann, T. Ohde and V. Podsetchine (2005): Discharge and transport processes along the German Baltic Sea Coast. *Ocean Dynamics* 55 (1), pp. 47-66.
- Sivonen, K., K. Halinen, L.M. Sihvonen, K. Koskenniemi, H. Sinkko, K. Rantasärkkä, P.H. Mosiander and C. Lyra (2007): Bacterial Diversity and Function in the Baltic Sea with an Emphasis on Cyanobacteria. *Ambio* 36 (2-3), pp. 180-185.
- Skabell, J. (1988): Der Rügensch Fröhjahrsherling – Das Laichgeschehen. Dissertation, Universität Rostock, 130 S.
- STAUN UEM, schriftl. Mitteilung (2007, 2008): Bereitstellung von Abflussdaten sowie Daten zur Kläranlage Lubmin.
- StAUN HST, pers. Mitteilung 2008
- Stigge, H.-J. (1989): Der Wasserkörper Bodden und seine Hydrodynamik. In: Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5, S. 10-14.
- Stigge, H.-J. (2005): Wasserhaushalt, Wasserstandsverhältnisse und perspektivische Entwicklung des mittleren Wasserstandes im Strelasund und Kubitzer Bodden. In: Meer und Museum: Strelasund und Kubitzer Bodden, Bd. 18, S. 34-40.
- Streicher, S. (Hrsg.) (1989): Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5 – Schriftenreihe des Meeresmuseums Stralsund .
- Sullivan B.K., D. Van Keuren and M. Clancy (2001): Timing and size of blooms of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in relation to temperature in Narragansett Bay, RI. *Hydrobiologia* 451, pp. 113-120.
- Tejakusuma, I. (2004): Untersuchungen zu Strömungs- und Transportprozessen sowie zur Sedimentologie des Oderhaffs (Stettiner Haff). IKZM-Oder Berichte 1.
- Turnpenny, A.W.H. (1988): The behavioural basis of fish exclusion from coastal power station cooling water intakes. CEGB Report, RD/L/3301/R88, Leatherhead, UK.
- TÜV Nord (2007): Sondergutachten zu möglichen Auswirkungen des geplanten Betriebes eines 3.700-MWth-Kraftwerkes am Standort Lubmin auf die Wasserqualität im Greifswalder Bodden. Studie im Auftrag von Froelich & Sporbeck Landschafts-, Orts- und Umweltplanung, 45 S.
- UM MV (2003): Gutachtliches Landschaftsprogramm, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, August 2003.
- Umlauf, L., K. Bolding and H. Burchard (2005): GOTM – Scientific Documentation. Version 3.2. Marine Science Reports 63, Baltic Sea Research Institute, Warnemünde, Germany.
- Vietinghoff, U., M.-L. Hubert und H. Westphal (1994): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden, Abschlussbericht 1992, UBA.
- Vinogradov, M.E., E.A. Shushkina, E.I. Musaeva and P.Y. Sorokin (1989): Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) (Ctenophora: Lobata) – new settlers in the Black Sea. *Oceanology* 29, pp. 293-298.
- Wasmund, N.: pers. Mitteilung 04.03.2008
- Weber, M. von, H.C. Reimers and J. Voß (2002): Draft typology. German Sea Coast. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow, Germany & Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), Flintbek, Germany. Manuscript.

-
- Weber, M. von (2005): Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 14, S. 7-15.
- Weber, M. von: pers. Mitteilung 2008
- Westphal, H. und B. Lenk (1998): Die räumlich-zeitliche Verteilung von Primärproduktion und Bakterienkeimzahlen, Greifswalder Geographische Arbeiten, Bd. 16, S. 228-249.
- Wijnhoven, S, M.C. Van Riel, G. Van der Velde (2003): Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. *Aquatic Ecology* 37 (2), pp.151-158.
- Winkler, H.M. (1989): Fische und Fangernetze im Greifswalder Bodden. In: Meer und Museum: Der Greifswalder Bodden, Bd. 5, S. 52–58.
- Winkler, H.M. und H. Schröder (2003): Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe. In: Meer und Museum: Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee, Bd. 17, S. 25–35.
- WWD Wasserwirtschaftsdirektion (1969): Ergebnisse der während der Zeit von März 1966 bis Dezember 1968 durchgeführten Strömungsmessungen im Greifswalder Bodden. Wasserwirtschaftsdirektion. (V217a).
- Zettler M.L.; R. Bönsch, F. Gosselck, (2000): Verbreitung des Makrozoobenthos in der Mecklenburger Bucht (südliche Ostsee) - rezent und im historischen Vergleich. *Meereswissenschaftliche Berichte*, Nr. 42

9 Anhang

Anhang 1: Dokumentation der systematischen Literaturrecherche zum Thema Kühlwasserstudien

Suchbegriffe: (nuclear, power) Plant/ Cooling Water/ thermal effluent +
phytoplankton/zooplankton/makrozoobenthos/zooplankton/makrophytes
Datenbank: ASFA
Stand: 14.02.2008

Bamber, R.N. (1985): The autecology of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in a cooling water discharge lagoon, *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, Vol. 65, pp. 181-194.

Bernotas, E. (2002): Effects of thermal effluent and eutrophication on the functioning of vendace (*Coregonus albula* L.) population in Lake Drūkšiai, *Acta Zoologica Lituanica*, Vol. 12, Issue 2, pp. 119-128.

Briand, F.J.P. (1975): Effects of Power-Plant Cooling Systems on Marine Phytoplankton, *Marine Biology*, Vol. 33, pp. 135-146.

Carpenter, E.J., Peck, B.B. & Anderson, S.J. (1972): Cooling Water Chlorination and Productivity of Entrained Phytoplankton, *Marine Biology*, Vol. 16, pp. 37-40.

Choi, D.H., Park, J.S., Hwang, C.Y., Huh, S.H., Cho, B.C. (2002): Effects of thermal effluents from a power station on bacteria and heterotrophic nanoflagellates in coastal waters, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 229, pp. 1-10.

De Nie, H. W. (1982): Effects of thermal effluents from the Bergum Power Station on the zooplankton in the Bergumermeer, *Hydrobiologia*, Vol. 95, pp. 337-349.

Dunstall, T.G. (1985): Effects of Entrainment on Phytoplankton Primary Production at Four Thermal Electric Generating Stations on the Laurentian Great Lakes, *Int. Revue. Ges Hydrobiologie*, Vol. 70, Issue 2, pp. 247-257.

Eloranta, P.V. & Salminen, R. (1984): Phytoplankton primary production in a eutrophic cooling water pond, *Hydrobiologia*, Vol. 118, pp. 267-274.

Graham, T.P. & Perry, J.D. (1972): Thermal effluents Makrophyte, *J. Elisha Mitchell Soc.*, Vol. 88, Issue 4, pp. 188-189.

Ilus, E. & Keskitalo, J. (1980): First experiences of the environmental effects of cooling water from the nuclear power plant at Loviisa (south coast of Finland), *Ophelia*, Suppl. 1, pp. 117-122.

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2003): Wärmebelastung der Gewässer im Sommer 2003 Zusammenfassung der nationalen Situationsberichte, *IKSR-Bericht Nr. 142d*, 46 Seiten.

Karas, P. (1992): Zooplankton Entrainment at Swedish Nuclear Power Plants, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 24, Issue 1, pp. 27-32.

Lardicci, C., Rossi, F. & Maltagliati, F. (1999): Detection of Thermal Pollution: Variability of Benthic Communities at Two Different Spatial Scales in an Area Influenced by a Coastal Power Station, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 38, Issue 4, pp. 296-303.

Leeper, D.A. & Taylor, B.E. (1995): Plankton composition, abundance and dynamics in a severely stressed cooling reservoir, *Journal of Plankton Research*, Vol. 17, Issue 4, pp. 821-843.

Levin, A.A., Birch, T.J., Hillman, R.E., & Raines, G.E. (1972): Thermal discharges: ecological effects, *Environmental Science & Technology*, Vol. 6, pp. 224-230.

Mallin, M.A., Stone, K.L., Pamperl, M.A. (1994), Phytoplankton community assessments of seven southeast U.S. cooling reservoirs, *War. Res.*, Vol. 28, Issue 3, pp. 665-673.

Mariuzzi, A.A., Donadelli, J.L., Arenas, P., Di Siervi, M.A. & Bonetto, C. (1992): Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Rio Tercero Reservoir, (Cordoba, Argentina), *Hydrobiologia*, Vol. 246, pp. 129-140.

Mayhew, D.A., Jensen, L.D., Hanson, D.F., & Muessig, P.H. (2000): A comparative review of entrainment survival studies at power plants in estuarine environments, *Environmental Science & Policy*, Vol. 3, pp. 295-301.

Srivastava, N.K., Ambasht, R.S., Kumar, R. & Shardendu (1993): Effect of thermal power effluents on the community structure and primary production of phytoplankton, *Environment International*, Vol. 19, pp. 79-90.

Svensson, R. & Wigren-Svensson, M. (1992): Effects of cooling water discharge on the vegetation in the Forsmark Biotest Basin, Sweden, *Aquatic Botany*, Vol. 42, Issue 2, pp. 121-141.

Anhang 2: Dokumentation der systematischen Literaturrecherche zum Thema Fische

Suchbegriffe: sämtliche Fischarten (dt. + wiss. Name, jeweils in Kombination mit den Suchbegriffen), baltic, Laichverhalten, (Ab-) Laichzeiten, GW Bodden, Ökologie/ecology, Reproduktion/reproduction, Wanderung/migration, diadrom

Datenbank: Web of Science + OPAC

Stand: 19.02.2008

Aprahamian, MW, Bagliniere, J-L et al., Biology, Status, and Conservation of the Anadromous Atlantic Twaite Shad *Alosa fallax fallax*, Biodiversity, Status, and Conservation of the World's Shads. pp. 103-124. American Fisheries Society Symposium [Am. Fish. Soc. Symp.]. Vol. 35.

Biester, E. (1989): Der Hering – wichtigster Wirtschaftsfisch in Vergangenheit und Gegenwart, Meer und Museum – Schriftenreihe des Meeresmuseums Stralsund Band 5, S. 58 – 62

Binkowsky, F.P. & Doroshov, S.I. (1985): North American Sturgeon: biology and aquaculture potential, Dr. W. Junk Publishers, 1985, S. 64 ff.

Busch, A. (1994): Nahrungsökologische Untersuchungen an den Larven des Rügenschens Frühjahrsherings (*Clupea harengus*, L.) im GW Bodden in den Jahren 1990 bis 1992, Universität Rostock, Dissertation

Deckert, K. (Hrsg.) (1991): Urania Tierreich Bd. 4 – Fische, Lurche, Kriechtiere, Urania Verlag Berlin, S. 220 ff. (724 Seiten)

Dickmann, M. (2006): Feeding Ecology of sprat (*Sprattus sprattus*, L.) and sardine (*Sardina pilchorus*, W.) larvae in the Baltic Sea and in the North Sea, Universität Rostock, Dissertation

Dreyer, S. (1987): Der europäische Flussbarsch als Objekt der Aquakultur. Bemerkungen und Daten zur Biologie und Produktionstechnik, Stuttgart-Universität Hohenheim, Dissertation (Wikipedia)

Folke, C. (1986): The Ecology of the Baltic Salmon (*Salmo salar*) and the coupling to the Economy – A selected Literature Review, Contribution from the Askö Laboratory

Gebhardt, H. (1998): Fische: Die heimischen Süßwasserfische sowie Arten der Nord- und Ostsee, BLV Naturführer 4. Aufl., 124 S.

Grzimek, B. (1993): Grzimeks Tierleben Band 5 Fische 2 / Lurche, dtv, 568 S.

Hart, Paul J.B., Reynolds, John D. (2002): Handbook of the fish biology and fisheries Vol. 1 Fish Biology, Blackwell Public. 2002, 413 S.

Jonas, P. (1997): Unterwasser-Welt Ostsee, Jahr Verlag Hamburg, 143 S.

Klinkhardt, M. (1996): Der Hering, Die Neue Brehm-Bücherei, Spektrum Akad. Verlag, 230 S.

Lemcke, R. (1999): Untersuchungen zur Populationsökologie des Bachneunauges, *Lampetra planeri* Block 1784, und des Flußneunauges, *Lampetra fluviatilis* Linnaeus 1758, Shaker Verlag Aachen

Mohr, E. (1952): Der Stör, Die neue Brehm-Bücherei, Akad. Verlagsges. Geest & Portig, Leipzig, 65 Seiten, Monographie

Molander, A.R. (1937): Neul Muus, B.J., Die Meeresfische Europas, Kosmos Verlag, 1999e Untersuchungen über die Flunder in der Ostsee, Svenska Hydrografisk-Biologiska Kommissionens skrifter : ny serie: Biologi (2,1), 1937, 8 S.

Muus, B.J., Nielsen, J.G., Dahlstrøm, P. (1999): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik, Kosmos Verlag, 336 S.

Schröder, H. (1995): Meerneunaugen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Meer und Museum – Schriftenreihe des Dt. Meeresmuseum Band 11, S. 31 – 40

Schaefer, M. (2006): Brohmer: Fauna von Deutschland, Quelle & Meyer Verlag, 22 Aufl.

- Stresemann, E. (1995): Exkursionsfauna von Deutschland Band. 3: Wirbeltiere, Gustav Fischer Verlag, 12. Aufl.
- Struck, H. (1968), Der Lachs: Eine kleine Monographie über den König der Wanderfische, Praxis der Fischereiwirtschaft Bd. 5, Kenne Hamburg, 113 S.
- Tesch, F.-W. (1999): Der Aal, Parey Buchverlag 3. Auflage, 397 S.
- Thiel, R. (2003): Ästuare – wichtige Lebensräume für Fische der Nord- und Ostsee, Meer und Museum – Schriftenreihe des Dt. Meeresmuseum Band 17, S. 35 – 44
- Thiel, R., Winkler, H.M., Urho, L. (1996): Warnsignale aus der Ostsee, Parey Buchverlag, S. 181 ff
- Winkler, H.M., Schröder, H. (2003): Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe, Meer und Museum – Schriftenreihe des Dt. Meeresmuseum Band 17, S. 25 – 35
- Winkler, H.M. (1989): Fische und Fangträge im Greifswalder Bodden, Meer und Museum – Schriftenreihe des Meeresmuseums Stralsund Band 5, S. 52 – 58

Anhang 3: Dokumentation der systematischen Literaturrecherche zum Thema Fauna-Toleranz

Suchbegriffe: thermal, tolerance, L50, CTMax, temperature, heat, stress, mortality, climate change, autecology

Datenbank: ASFA

Stand: 04.03.2008

Anderson, G. (1978): Metabolic rate, temperature acclimation and resistance to high temperature of soft-shell clams, *Mya arenaria*, as affected by shore level, *Comp. Biochem. Physiol.*, 61A(3), 433-438

Armonies, W., Herre, E., Sturm, M. (2001): Effects of the severe winter 1995/96 on the benthic macrofauna of the Wadden Sea and the coastal North Sea near the Island of Sylt, *Helgoland Marine Research [Helgol. Mar. Res.]*. Vol. 55, no. 3, pp.170-175

Bamber, R.N.(1985): The autecology of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in a cooling water discharge lagoon, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom Plymouth*. Vol. 65, no. 1, pp. 181-194

Barbier, B., Champ, P. (1974): *Gammarus* resistance to rises in temperature in the Seine river, *Bull. Fr. Piscic.* Vol. 255, pp. 67-72

Barker, S.L. (ed.) (1977): Mortalities of the larvae of two species of bivalves after acute exposure to elevated temperature. at: 4. National Workshop on Entrainment and Impingement; Chicago, IL (USA); 5 Dec 1977, In: Fourth national workshop on entrainment and impingement, 5 December 1977, Chicago, Illinois. Sponsored by: Ecological Analysts, Inc., Melville, New York., Nat. Workshop Entrain. Impinge., Publ. By: EA Communications; Melville, NY (USA)

Bigongiari, N., Braidà, T., Carretti, F., Pellegrini, D. (2004): Influence of Temperature on the Mortality and Sensitivity of *Corophium orientale*, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology [Bull. Environ. Contam. Toxicol.]*. Vol. 72, no. 5, pp. 881-887

Bochert, R., Fritzsche, D., Burckhardt, R. (1996): Influence of salinity and temperature on growth and survival of the planktonic larvae of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae), *Journal of Plankton Research [J. PLANKTON RES.]*. Vol. 18, no. 7, pp. 1239-1251

Burton, D.T., Capizzi, T.P., Margrey, S.L., Wakefield, W.W. (1981): Effects of rapid changes in temperature on two estuarine crustaceans, *Mar. Environ. Res.*, 4(4), 267-278

Cox, T.J., Rutherford, J.C. (2000): Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research [N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.]*. Vol. 34, no. 2, pp. 203-208

Cruz, S., Marques, J.C., Gamito, S., Martins, I. (2003): *Crustaceana [Crustaceana]*. Vol. 76, no. 7, pp. 781-802

Davenport, J. (1979): Cold resistance in *Gammarus duebeni* Liljeborg, *Astarte*, 12(1), 21-26

- Dobrzycka-Krahel, A., Szaniawska, A. (2005): The effect of hypoxia and anoxia on osmotic concentrations of *Corophium volutator* (Pallas) from the Gulf of Gdansk (Poland), *Oceanological and Hydrobiological Studies [Oceanol.Hydrobiol.Stud.]*. Vol. 34, no. 1, pp. 99-109
- Dorgelo, J. (1977): Comparative ecophysiology of gammarids (Crustacea: Amphipoda) from marine, brackish- and fresh-water habitats exposed to the influence of salinity-temperature combinations. 4. Blood sodium regulation, *Neth. J. Sea Res.*, 11(2), 184-199
- Fritzsche, D., Oertzen, J-Avon. (1995): Metabolic responses to changing environmental conditions in the brackish water polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*, *Marine biology*. Berlin, Heidelberg [MAR. BIOL.]. Vol. 121, no. 4, pp. 693-699
- Fritzsche, D. (1997): *Marenzelleria cf. viridis*: Responses to salinity change and low oxygen partial pressure - a summary of information from resistance experiments and calorimetry, *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* no. 5, pp. 103-117
- Ginn, T.C., Waller, W.T., Lauer, G.J. (1974): The effects of power plant condenser cooling water entrainment on the amphipod, *Gammarus sp.*, *Water Research [Water Res.]*. Vol. 8, no. 1, pp. 93-104
- Kennedy, V.S., Mihursky, J.A. (1971): Upper temperature tolerances of some estuarine bivalves, *Chesapeake Sci.* Vol. 12, no. 4, pp. 193-204
- Kristensen, E. (1984): Life cycle, growth and production in estuarine populations of the polychaetes *Nereis virens* and *N. diversicolor*, *HOLARCT. ECOL.* Vol. 7, no. 3, pp. 249-256
- MacKenzie, C.L. Jr (1997): The natural history and habitat characteristics of softshells (*Mya arenaria*) in northern New Jersey, *Journal of Shellfish Research*. Vol. 16, no. 1, pp. 310
- Marchant, R. (1981): The ecology of *Gammarus* in running water, *Natl. Mus. Victoria, Vic., Australia*, Lock, MA; Williams, DD (eds), Monography
- McLean, R.I. (1973): Chlorine and temperature stress on estuarine invertebrates, *J. Wat. Pollut. Control Fed.* Vol. 45, no. 5, pp. 837-841
- Meissner, K.; Bick, A. (1997): Population dynamics and coparasitological surveys of *Corophium volutator* in coastal waters in the Bay of Mecklenburg (southern Baltic Sea), *Diseases of Aquatic Organisms [DIS. AQUAT. ORG.]*. Vol. 29, no. 3, pp.169-179
- Mestrov, M., Krkac, N., Kerovec, M., Lui, A., et al. (1978): Effects of Temperature on Dominant Macrozoobenthos Species of the River Sava Under Laboratory Conditions, Congress in Denmark 1977
- Mihursky, J.A., Kennedy, V.S., McErlean, A.J., et al. (1974): The thermal requirements and tolerances of key estuarine organisms, *Maryland Water Resour. Res. Cent. Tech. Rep. Ser. no. 26*
- Mills, A., Fish, J.D. (1980): Effects of Salinity and Temperature on *Corophium volutator* and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda), With Particular Reference to Distribution, *Marine biology*. Berlin, Heidelberg. Vol. 58, no. 2, pp. 153-161
- Mouritsen, Kim N., Tompkins, Daniel M. (2005): Climate warming may cause a parasite-induced collapse in coastal amphipod populations *Oecologia [Oecologia]*. Vol. 146, no. 3, pp. 476-483
- Obrdlik, P. (1982): Remarks to the thermal tolerance of *Gammarus fossarum* Koch (Amphipoda)
- Poeckl, M. (1995): Laboratory studies on growth, feeding, moulting and mortality in the freshwater amphipods *Gammarus fossarum* and *G. roeselii*,
- Quinn, J.M., Steele, G.L., Hickey, C.W. Vickers, M.L. (1994): Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research [N.Z. J. MAR. FRESHWAT. RES.]*. Vol. 28, no. 4, pp. 391-397
- Schwedhelm, E. (1980): Temperature preference, swimming activity, mortality and moulting frequency of *Gammarus fossarum* and *Gammarus roeselii*, *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie*. Vol. 8, pp. 295-303
- Shearer, M. (1983): The reproductive biology and ecology of *Gammarus duebeni* (Crustacea: Amphipoda) in southern England, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, Plymouth. Vol. 63, no. 3, pp. 517-540
- Smith, R.I. (1977): Physiological and reproductive adaptations of *Nereis diversicolor* to life in the Baltic Sea and adjacent waters, In:Essays on polychaetous annelids: in memory of Dr. Olga Hartman, Reish, D.J.; Fauchald, K. (eds.)

Smith, W.E. (1973): Thermal tolerance of two species of *Gammarus*, Transactions of the American Fisheries Society [Trans. Am. Fish. Soc.]. Vol. 102, no. 2, pp. 431-433

Sprague, J.B. (1963): Resistance of four freshwater crustaceans to lethal high temperature and low oxygen, Journal of the Fisheries Research Board of Canada [J. Fish. Res. Bd. Can.]. Vol. 20, no. 2, pp. 387-415

Thibault, Y., Couture, R. (1982): The upper thermal resistance limit of *gammarus fasciatus*, Say (Crustacea, Amphipoda) and its utilization in thermal effluent situations, Canadian Journal of Zoology, Vol. 60, no. 6, pp. 1326-1338

Ushakova, O.O., Sarantchova, O.L. (2004): The influence of salinity on fertilization and larval development of *Nereis virens* (Polychaeta, Nereidae) from the White Sea, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology [J. Exp. Mar. Biol. Ecol.]. Vol. 301, no. 2, pp. 129-139

Vareille-Morel, C. (1985): Resistance of the prosobranch mollusc, *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. Smith 1889) to increasing temperatures: An experimental study, Annales de limnologie. Toulouse. Vol. 21, no. 1

Waugh, D.L. (1975): Delayed mortality following thermal stress in three species of intertidal pelecypod molluscs (*Modiolus demissus*, *Mya arenaria*, and *Mytilus edulis*), Can. J. Zool. Vol. 53, no. 11, pp. 1658-1662

Wijnhoven, S., Van Riel, M.C., Van der Velde, G. (2003): Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water, Aquatic Ecology [Aquat. Ecol.]. Vol. 37, no. 2, pp. 151-158

Anhang 4: Dokumentation der systematischen Literaturrecherche zum Thema Flora-Toleranz

Suchbegriffe: thermal, tolerance, L50, CTMax, temperature, heat, stress, mortality, climate change, autecology

Datenbank: ASFA

Stand: 21.02.2008

Barko, J.W., Smart, R.M. (1981): Comparative Influences of Light and Temperature on the Growth and Metabolism of Selected Submersed Freshwater Macrophytes, Ecological Monographs. Vol. 51, no. 2, pp. 219-235

Bischoff, B., Wiencke, C. (1993): Temperature requirements for growth and survival of macroalgae from Disko Island (Greenland), HELGOL. MEERESUNTERS., Vol. 47, no. 2, pp. 167-191

Breeman, A.M., Oh, Yoon Sik, Hwang, Mi Sook, Van den Hoek, C. (2002): Evolution of temperature responses in the *Cladophora vagabunda* complex and the *C. albida/sericea* complex (Chlorophyta), European Journal of Phycology [Eur. J. Phycol.]. Vol. 37, no. 1, pp. 45-58

Chen, K., Qiang, S., Li, W. (2002): Photosynthetic Rate in *Potamogeton pectinatus* L. and Factors of Influence, Journal of Lake Sciences [J. Lake Sci.]. Vol. 14, no. 4, pp. 357-362

Fralick, R.A., Mathieson, A.C. (1975): Physiological ecology of four *Polysiphonia* species (Rhodophyta, Ceramiales), Marine Biology Vol. 29, no. 1, pp. 29-36

Gordon, D.M., Birch, P.B. McComb, A.J. (1980): Effect of Light, Temperature and Salinity on Photosynthetic Rates of an Estuarine *Cladophora*, BOTANICA MARINA. Vol. 23, no. 12, pp. 749-755

Graham, T.P., Perry, J.D. (1972): Zonation of *Chara vulgaris* L. by water temperatures in an electric power plant cooling lake, J. Elisha Mitchell Sci. Soc. Vol. 88, no. 4, pp. 188-189

Hatta, A.M., Breeman, A.M. (1992): Ecotypic variation in growth and survival temperature of *Cladophora vagabunda* (Chlorophyceae) isolates from different climatic zones, Marine research in Indonesia. Jakarta no. 28, pp. 43-54

Lazar, A.C., Dawes, C.J. (1991): A seasonal study of the seagrass *Ruppia maritima* L. in Tampa Bay, Florida. Organic constituents and tolerances to salinity and temperature, Botanica Marina. Vol. 34, no. 3, pp. 265-269

Orfanidis, S., Haritonidis, S. (1996): Effect of acclimation temperature on temperature responses of *Porphyra leucosticta* and *Enteromorpha linza* from the Gulf of Thessaloniki, Greece, HELGOL.

MEERESUNTERS., Vol. 50, no. 1, pp. 1-13

Richardson, F.D. (1980): Ecology of *Ruppia maritima* L. in New Hampshire (U.S.A.) tidal marshes, *Rhodora*, 82(831), 403-439

Taylor, R., Fletcher, R.L., Raven, J.A. (2001): Preliminary Studies on the Growth of Selected 'Green Tide' Algae in Laboratory Culture: Effects of Irradiance, Temperature, Salinity and Nutrients on Growth Rate, *Botanica Marina* [Bot. Mar.]. Vol. 44, no. 4, pp. 327-336

Thomas, D.N., Collins, J.C., Russell, G. (1988): Interactive effects of temperature and salinity upon net photosynthesis of *Cladophora glomerata* (L.) Kuetz. and *C. rupestris* (L.) Kuetz, *Botanica Marina*. Vol. 31, no. 1, pp. 73-77

Van Vierssen, W. (1982): The Ecology of Communities Dominated by *Zannichellia* Taxa in Western Europe. I. Characterization and Autecology of the *Zannichellia* Taxa, *Aquatic Botany*. Vol. 12, no. 2, pp. 103-155

Van Wijk, R.J. (1988): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions, *Aquatic Botany*. Vol. 31, no. 3-4, pp. 211-258

Wong, S.L., Clark, B., Kirby, M., Kosciuw, R.F. (1978): Water temperature fluctuations and seasonal periodicity of *Cladophora* and *Potamogeton* in shallow rivers, *J. Fish. Res. Board Can.*, 35(6), 866-870