Begutachtung der Relevanz der Auswirkung des Kühlwassers des geplanten Steinkohlekraftwerks in Lubmin auf die fischereilich genutzten marinen Fischbestände der westlichen Ostsee (Hering, Dorsch, Flunder, Scholle, Hornhecht)

Endbericht

24.08.2009

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Ostseefischerei
Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Begutachtung der Relevanz der Auswirkung des Kühlwassers des geplanten Steinkohlekraftwerks in Lubmin auf die fischereilich genutzten marinen Fischbestände der westlichen Ostsee (Hering, Dorsch, Flunder, Scholle, Hornhecht)

Endbericht

24.08.2009

Projektleiter:
PD Dr. Cornelius Hammer
Projektmitarbeiter:
Dr. Christopher Zimmermann, Dr. Christian von Dorrien, Dr. Daniel Stepputtis, Rainer Oeberst

mit Beiträgen von: Dr. Ingo Stürmer (Anawis Beratung),
Dr. Görres Grenzdörfer, Torsten Foy, Lutz Kressner (Universität Rostock),
Philipp Kanstinger (Octopus Science, Büro für Forschungstaucherarbeiten),
Richard Hofmeister (Institut für Ostseeforschung Warnemünde)

im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, vertreten durch das Staatliche Amt für Umwelt- und Naturschutz Stralsund (StAUN Stralsund)

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Ostseefischerei
Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock

vTI
Johann Heinrich
von Thünen-Institut

Dieses Gutachten sollte wie folgt zitiert werden:

Hammer C., Zimmermann C., von Dorrien C., Stepputtis D., Oeberst R. (2009) **Begutachtung der Relevanz der Auswirkung des Kühlwassers des geplanten Steinkohlekraftwerks in Lubmin auf die fischereilich genutzten marinen Fischbestände der westlichen Ostsee (Hering, Dorsch, Flunder, Scholle, Hornhecht).**
Endbericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, vertreten durch das Staatliche Amt für Umwelt- und Naturschutz Stralsund (StAUN Stralsund).
Johann-Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei/Institut für Ostseefischerei
Rostock, 24.08.2009, 278 pp.

Umschlagfoto: A .Müller, vTI-OSF

Zusammenfassung

Das Institut für Ostseefischerei (vTI-OSF) wurde von den Staatlichen Ämtern für Natur- und Umweltschutz beauftragt, ein „Fischereigutachten“ im Zusammenhang mit der geplanten Errichtung eines Steinkohle- und zweier GuD-Kraftwerke am Standort Lubmin zu erstellen. Die **zentrale Frage** des Gutachtens war, ob die Fischbestände im Greifswalder Bodden (GWB) und insbesondere der Rügensche Frühjahrshering durch die geplanten Kraftwerke maßgeblich negativ beeinträchtigt werden. Da der GWB das Hauptlaichgebiet Heringsbestandes in der westlichen Ostsee ist, war zu klären, ob die Reproduktion des Herings durch den Kühl- und Abwasserausstrom der Kraftwerke geschädigt werden könnte und, wenn ja, ob dies einen signifikant negativen Einfluss auf den Hering der westlichen Ostsee und damit auf die internationale Fischerei hat.

Folgende **Unterfragen** sollten beantwortet werden:

Gibt es potentielle Laichgebiete für Hering im Nahbereich vor Lubmin (im Wesentlichen Makrophyten)?

⇒ ***Ja**, im Nahbereich vor Lubmin sind ausgedehnte Fläche mit Makrophytenbewuchs zu finden, die sich als Laichhabitat für Hering eignen.*

Hat sich die Bedeutung dieser Laichgebiete im Nahbereich des Kraftwerks in den letzten Jahren geändert, hat die Bedeutung zu- oder abgenommen?

⇒ *Die als Laichsubstrat für Hering geeigneten Makrophyten sind nicht gleichmäßig verteilt, sondern treten vor allem im Flachwasserbereich bis 3 m Tiefe auf. Zwei wichtige Laichgebiete befinden sich im Einflussbereich erwärmten Kraftwerkabwassers: am Gahlkower und Freesendorfer Haken. Die Horizontal- und Vertikalverteilung der Makrophyten im gesamten Greifswalder Bodden 2009 **war ähnlich wie in den letzten 20 Jahren,** bzw. die Unterschiede lagen im Bereich der statistischen Unsicherheit der verwendeten Methode.*

Haben diese Gebiete im Nahbereich im Verhältnis zu allen weiteren aktuell vorhandenen potentiellen Laichgebieten im GWB eine erhebliche Bedeutung?

⇒ *Der Anteil der potentiellen Laichgebiete im Nahbereich der Kraftwerke übersteigt 5% an der summierten Fläche aller potentieller Laichgebiete im Greifswalder Bodden. Beide Wirkbereiche des Kühlwasserauslasses, die zusätzlich zum Nahbereich definiert wurden, weil sie den Einflussbereich für Heringslaich präziser umfassen, sind zwar in der Fläche kleiner als der Nahbereich, haben aber überproportionalen Anteil an verfügbarem Laichsubstrat im GWB (7,2% der Makrophyten für Wirkbereich 1, 4,0% der Makrophyten für Wirkbereich 2). **Diese Gebiete haben eine erhebliche Bedeutung für das Laichgeschäft des Herings.***

Werden die Laichgebiete im Nahbereich während des gesamten Laichgeschehens vom laichenden Hering in erheblichem Maße auch genutzt?

⇒ *Die Tauchuntersuchungen haben gezeigt, dass der Hering 2009 Makrophyten im ganzen Greifswalder Bodden als Laichsubstrat annahm und vor allem in Tiefen zwischen 0 und 4 m laichte. Etwa 85% der Makrophytenfläche im Wirkbereich 1 wurden tatsächlich intensiv zum Laichen benutzt. Laich fand sich teilweise in dicken Matten, auch konnte teilweise eine Mehrfachbelaichung festgestellt werden.*

⇒ *Es gibt keine statistisch signifikanten Nachweise, dass das Laichsubstrat im Bereich der Kühlwassereinleitung mehr oder weniger zum Laichen genutzt worden sei als im übrigen GWB, oder dass die Mortalität von Heringslaich in diesem Gebiet verschieden wäre vom gesamten GWB.*

Können die wesentlichen Stressoren, die aus dem Abwasser der Kraftwerke resultieren (Erwärmung, Nährstoffe, Sauerstoffmangel, Schadstoffe), einen erheblichen Einfluss auf die Produktivität des Herings und damit auch auf seine fischereiliche Nutzung haben?

⇒ *Ein unmittelbarer **erheblicher** negativer Einfluss **einzelner Stressoren** auf die Reproduktion des Herings konnte unter den angenommenen Rahmenbedingungen **nicht** verifiziert werden. Allerdings dürfte die **additive Wirkung** der Stressoren **potentiell erheblichen Einfluss** auf die Produktivität des Bestandes haben, begrenzt jedoch auf die frühen Entwicklungsstadien (Eier, in geringerem Umfang Larven) und die Laichzeit (März bis Juni).*

Stressor: Temperaturerhöhung

⇒ *Eine Erhöhung der Wassertemperatur dürfte im Sommer durch die Kühlwassereinleitung keine oder nur eine sehr geringe **Auswirkung auf die adulten Heringe** haben.*

⇒ *In der Summe kann jedoch schon für eine 1°C-Erwärmung im Wirkbereich eine negative Wirkung auf den **Reproduktionserfolg** angenommen werden. Allerdings trifft dies für die Betrachtung isolierter Effekte weniger zu, wird aber durch kumulative Effekte immer wahrscheinlicher. Außerdem muss beachtet werden, dass im Regelbetrieb bei natürlichen Bedingungen auch höhere Temperaturen über längere Zeiträume auf den Heringslaich einwirken werden.*

⇒ *Eine Erhöhung der Wassertemperatur wird so lange als unbedeutend bewertet, wie sich die Randbedingungen nicht verändern, also die Wirkung der Stressoren auf den Wirkbereich beschränkt bleibt und die relative Bedeutung der südlichen Laichgebiete im Greifswalder Bodden nicht zunimmt.*

⇒ *Insgesamt wird die Größenordnung der Auswirkung als noch akzeptabel bewertet, wenn die Energiezufuhr nach Betrag und Varianz die hier angenommene Größenordnung nicht überschreitet, und wenn sich weder die Ausdehnung des Wirkbereiches noch die Bedeutung der Laichplätze in diesem Bereich signifikant verändern.*

Stressor: Hypoxie

⇒ *Eine Reduzierung des Sauerstoffgehaltes, in erster Linie verursacht durch den erwarteten erhöhten Nährstoffeintrag in den GWB zur Laichzeit des Herings, wird als potentielles Problem angesehen, vor allem für die Heringseientwicklung. Das Auftreten hypoxischer Bedingungen auf den Laichplätzen ist zu Anfang und zur Hochzeit des Laichgeschehens eher unwahrscheinlich.*

⇒ *Der natürliche Sauerstoffgehalt im Gewässer liegt im Allgemeinen über 85 % während der Laichzeit und sollte durch Kühlwassereinleitungen, Eintrag von Nährstoffen aus dem Abwasserkanal und der Spandowerhagener Wiek sowie temperaturbedingte Schichtungen nicht unterschritten werden, um die Heringslaichentwicklung nicht zu gefährden.*

Stressor Nährstoffeintrag

⇒ *Der Stressor Nährstoffeintrag hat keine erkennbare direkte Wirkung auf die Entwicklung des Heringsnachwuchses und der Makrophyten, kann aber kumulativ mit den Stressoren Temperatur und Sauerstoffarmut zusammenwirken und dann die Mortalität von Heringseiern zum Ende der Laichsaison auch über die Wirkbereiche hinaus erhöhen.*

Stressor: Versauerung/pH

⇒ *Sollte es zu einer maßgeblichen Versauerung im Wirkbereich durch die Einleitung von Schwefelverbindungen kommen können, müsste dies zu gesonderter Beachtung und Evaluierung führen.*

Stressor: Trübstoffe, Sedimentation

⇒ *Eine erhöhte Sedimentation hat Auswirkungen insbesondere auf das Angebot von Laichsubstrat und die Mortalität von Heringslaich. Ohne Mengenangaben, Sedimentationsraten und Verbreitungsmodellierungen kann nicht abgeschätzt werden, ob Schweb- und Trübstoffe, die durch die Kühlwassereinleitung induziert werden, ein konkretes Risiko für die Reproduktion des Herings im GWB darstellen.*

Stressor: Schadstoffe

⇒ *Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, haben schon in geringsten Dosen für Heringslaich und –larven entwicklungsrelevante Wirkungen, und können durch Akkumulationen noch nach vielen Jahren toxische Grenzen im gesamten GWB erreichenWirk. Ihr Eintrag ist unter allen Umständen zu minimieren.*

Sind Einbußen für die kommerzielle Fischerei zu erwarten?

⇒ ***Ja,*** *es wird mit Einbußen der kommerziellen Fischerei auf diesen Heringsbestand gerechnet. In Kombination des als moderat bis realistisch angenommenen definierten Flächenbereichs und dem „worst case-Szenario" für die Wirkung der Stressoren auf die Heringsreproduktion wird abgeleitet, wie groß der Einfluss auf den Bestand und die kommerzielle internationale Fischerei sein könnte. Die potentiellen Ertragseinbussen der nationalen und internationalen Fischerei berechnen sich aus den historischen Fangerträgen aus dem Bestand (nur Anlandungen für den menschlichen Konsum), aus der proportionalen Reduzierung dieser Fangmenge bei einem angenommenen Ausfall von 4 oder 7% der Laichhabitatfläche (Anteil Makrophyten im Wirkbereich 2 bzw. 1 an der Gesamtfläche der Makrophyten im GWB, dem Hauptlaichgebiet dieses Bestandes), und einem mittleren Anlande-Erlös von 11 ct/kg Hering vmK.*

Bei potentiellen ***Anlandeverlusten von 2600 bis 13.300 t*** *würden der internationalen Fischerei danach* ***zwischen 0,29 und 1,46 Mio Euro Erlös jährlich aus der Primäranlandung*** *entgehen. Ausbleibende Erträge in der Wertschöpfungskette sind nicht berücksichtigt, sie können aber ein Vielfaches des Primärerlöses betragen.*

Sind andere Fischarten betroffen?

⇒ *Lediglich für* ***Flunder und Hornhecht*** *sind* ***lokale Auswirkungen*** *auf den fischereilichen Ertrag denkbar, die jedoch als* ***unbedeutend*** *eingestuft werden. Andere Plattfische und Dorsch spielen in der lokalen Fischerei keine Rolle.*

⇒ *nur für* ***Hornhecht*** *ist ein Einfluss auf die* ***Reproduktion*** *denkbar, hier wird die Auswirkungen des erwärmten Kraftwerkabwassers aber eher als positiv gewertet, vorausgesetzt, dass das erwärmte Wasser im Nahbereich nicht die Laichhabitate des Hornhechts im Eulitoral schädigt.*

Empfehlungen

⇒ *Die Gesamtwirkung der durch die Abwassereinleitung auftretenden Stressoren lässt sich begrenzen*

• *auf den Zeitraum der Ei- und Larvenentwicklung des Herings im Greifswalder Bodden (Februar bis Juni) – hier erscheint insbesondere der spätere Teil dieser Periode wegen der höheren Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Sauerstoffmangel und des Erreichens physiologisch kritischer Temperaturen bedeutsam, also April bis Anfang Juni;*

• *auf die Phase der Entwicklung der Eier bis zum Erreichen eines Entwicklungsstadiums, in dem die Larve aktiv unvorteilhaften Bedingungen ausweichen kann.*

⇒ *Eine Reduzierung der Energie- und Nährstoffemission in den Greifswalder Bodden sollte in der kritischen Phase der Laichentwicklung des Herings bei ungünstigen Umweltbedingungen (z.B. Winde, die die Abwasserfahne in Richtung der Laichgebiete an den Rändern des Wirkbereichs verdriften lassen) zeitnah möglich sein, um den Einfluss der Kraftwerke auf den Heringsbestand der westlichen Ostsee zu minimieren.*

⇒ *Die hier beschriebenen Bewertungen beruhen auf einer Reihe von Daten und begründeten Annahmen und sind nur unter diesen Bedingungen gültig. Abweichende Bedingungen, insbesondere in Bezug auf die Verdriftung der Kühlwasserfahne oder die relative Bedeutung der Laichhabitate im Nah- oder Wirkbereich des Kühlwasserauslasses können zu signifikant unterschiedlichen Bewertungen führen. Wir empfehlen daher dringend, sicherzustellen, dass die hier beschriebenen möglichen Schwellenwerte eingehalten werden.*

⇒ *Akkumulationsprozesse von Schwermetallen und Toxinen sollten nicht nur im Wirkbereich, sondern im gesamten GWB untersucht werden. Für einzelne Parameter (z.B. pH) sind Grenzwerte noch zu definieren. Das Einhalten der Grenzwerte sollte durch ein zeitlich und räumlich hoch auflösendes Monitoring sichergestellt werden. Dieses Monitoring sollte einige Jahre vor Beginn des Kraftwerkbetriebes beginnen, um entsprechende Referenzwerte zu erhalten.*

Fazit

Von dem Betrieb der geplanten Kraftwerke am Standort Lubmin werden keine unmittelbaren negativen Auswirkungen auf die Fischerei erwartet. Die Hauptwirkung der Abwasser¬einleitung wird für die Rekrutierung des Frühjahrslaichenden Herings der westlichen Ostsee prognostiziert, die im schlechtesten Fall auf eine Reduzierung der Nachwuchsproduktion zwischen 4 und 7% geschätzt wird. Im Vergleich zur hohen natürlichen Variabilität der Rekrutierung dieses Heringsbestandes ist eine solche Auswirkung zwar erheblich, aber weder katastrophal noch irreversibel. Aus den Ergebnissen dieser Studie lassen sich daher mit Blick auf die kommerzielle Fischerei und die Biologie mariner genutzter Fischarten keine Verweigerungsgründe für die Errichtung des Steinkohle-Kraftwerks ableiten, wohl aber Empfehlungen, um die potentiellen Auswirkungen der Kühlwassereinleitung und insbesondere die Kumulierung der Wirkung von Stressoren auf Heringslaich und Larvenentwicklung in einem engen Zeitfenster zu minimieren.

A Einleitung 11
A.1 Allgemeine Hinweise zu dieser Studie 11
A.2 Allgemeine Charakteristika des Greifswalder Boddens 19
A.3 Fischfauna des Greifswalder Boddens 23
A.3.1 Einführung 23
A.3.2 Limnische Fischfauna 23
A.3.3 Marine Fischfauna 24
A.3.3.1 Hering, *Clupea harengus* 24
A.3.3.2 Dorsch, *Gadus morhua* 39
A.3.3.3 Flunder, *Platichthys flesus* 40
A.3.3.4 Hornhecht, *Belone belone* 41
A.3.3.5 Andere und nicht kommerziell genutzte marine Arten 42
A.3.4 Zusammenfassung 43
B Untersuchungen zur Bedeutung des von der prospektierten Abwasserfahne des Kraftwerkes betroffenen Gebietes auf die Laichgründe des Herings 45
B.1 Entwicklung der Vegetation im GWB 45
B.2 Aufnahme des Habitats und der Laichgründe im GWB 51
B.2.1 Tiefenmodell für den Greifswalder Bodden 53
B.2.1.1 Genauigkeitsuntersuchung des Tiefenmodells 59
B.2.2 Luftbilder 62
B.2.2.1 Methode und Durchführung 62
B.2.2.2 Auswertung der Luftbilder 68
B.2.2.3 Ergebnisse der semiautomatischen Luftbildanalyse 73
B.2.2.4 Abschätzung der Klassifikationsgenauigkeit 78
B.2.3 Habitatkartierung mittels Tauchuntersuchung 79
B.2.3.1 Methode 79
B.2.3.2 Ergebnisse 86
B.2.3.3 Vergleich Luftbild und Tauchuntersuchung 89
B.2.4 Videotransekte 92
B.2.4.1 Methode und Durchführung 92
B.2.4.2 Ergebnisse 99
B.2.4.3 Vergleich Luftbild und Videobeprobung 104
B.2.5 Gesamt-Ergebnisse der Habitataufnahme 110
B.2.5.1 Vergleich der Luftbilder 2007 und 2009 113
B.2.5.2 Vergleich mit vergangenen Makrophytenerhebungen 114
B.3 Begleitende ökologische Untersuchungen 115

B.3.1 Der Rügen-Heringslarvensurvey (RHLS) ... 115
B.3.1.1 Greifswalder Bodden gesamt ... 117
B.3.1.2 Spandowerhagener Wiek ... 122
B.3.2 Weitere Informationen zum Laichzeittiming ... 125
B.3.3 Nutzung der Laichhabitate durch den Hering, ökologische Beobachtungen ... 129
B.3.3.1 Untersuchung der Makrophytengemeinschaft und Bewertung der Eignung als Heringslaichsubstrat im Bereich der Abwasserfahne vor Lubmin / im gesamten GWB ... 133
B.3.3.2 Vergleich der Nutzung der Laichareale zwischen dem Nahbereich und dem nördlichen Teil des GWB ... 145
B.3.3.3 zeitliche Entwicklung des Laichgeschehens ... 148
B.3.3.4 Ökologische Beobachtungen: Laichschichtdicke, Sterblichkeit der Eier, Wegfraß/Krankheiten – evtl zusätzlich einzelne Erkenntnisse aus Laboruntersuchungen wie Überlebensfähigkeit von Eiern) ... 149
B.4 Ergänzende Auswertung zur Kühlwasserausbreitung ... 153
C Analyse der potentiellen Auswirkung verschiedener durch die Abwassereinleitung verursachter Stressoren auf die Produktivität des Heringsbestandes (Literaturstudie) ... 177
C.1 Grundlage der Literaturstudie ... 177
C.2 Biologie und Ökologie der Heringsreproduktion ... 181
C.2.1 Wanderungen des Frühjahrslaichenden Herings ... 181
C.2.2 Substratwahl und Laichmodus ... 182
C.2.3 Fruchtbarkeit ... 184
C.2.4 Laichzeitpunkt ... 185
C.2.5 Potentielle natürliche Schädigungen des Laiches ... 186
C.2.6 Fressfeinde ... 188
C.2.7 Schlupf und Entwicklung der Heringslarven ... 190
C.2.8 Ernährung und Fortbewegung der Heringslarven ... 194
C.3 Definition der Stressoren ... 196
C.3.1 Auswahl der mit Abwassereinleitung verbundenen Stressoren ... 196
C.3.1.1 Temperatur ... 197
C.3.1.2 Sauerstoff ... 199
C.3.1.3 Nährstoffe ... 203
C.3.1.4 Schadstoffe ... 205
C.3.1.5 Trübung / Sedimentation ... 207
C.3.2 Auswirkung der Temperatur ... 208
C.3.2.1 Auswirkung der Temperatur auf Eiablage und Embryonalentwicklung ... 208

C.3.2.2 Auswirkung der Temperatur auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven 210
C.3.2.3 Auswirkung der Temperatur auf das Nahrungsangebot der Heringslarven 213
C.3.2.4 Auswirkung erhöhter Temperaturen auf Freßfeinde 214
C.3.3 Auswirkungen des Sauerstoffgehaltes 215
C.3.3.1 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf das Laichsubstrat 215
C.3.3.2 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Eiablage und Embryonalentwicklung 216
C.3.3.3 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven 219
C.3.3.4 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven .. 220
C.3.4 Auswirkungen von Nährstoffen 221
C.3.4.1 Auswirkung von Nährstoffen auf das Laichsubstrat 221
C.3.5 Auswirkungen von Trübung / Sedimentation 222
C.3.5.1 Auswirkung einer veränderten Trübung und Sedimentation auf das Laichsubstrat .. 222
C.3.5.2 Auswirkung von Trübung und Sedimentation auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven 222
C.3.5.3 Auswirkung von Trübung und Sedimentation auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven 223
C.3.6 Auswirkungen von Schadstoffen 225
C.3.6.1 Auswirkung von Schadstoffen auf den adulten Laicherbestand 225
C.3.6.2 Auswirkung von Schadstoffen auf Eiablage und Embryonalentwicklung 226
C.3.6.3 Auswirkung von Schadstoffen auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven 227
C.3.6.4 Auswirkung von Schadstoffen auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven 227
C.3.7 Zusammenwirkung mehrerer Stressoren 228
C.3.7.1 Auswirkung der Temperatur und Nährstoffe auf das Laichsubstrat 228
C.4 weitere Betrachtungen 229
C.4.1 Langfristige Veränderungen des Laichmodus 229
C.4.2 Auswirkungen des Klimawandels 229
C.5 Zusammenfassung 232
D Bewertung und Empfehlungen 235
D.1 Einleitung 235
D.2 Bestimmung der potentiell beeinflussten Laichsubstratfläche 236
D.3 Stressoren 239
D.3.1 Bedeutung einer Temperaturerhöhung 239
D.3.2 Sauerstoffmangel (Hypoxie) 246
D.3.3 Nährstoffe 248
D.3.4 pH (Versauerung) 249
D.3.5 Trübung, Schwebstoffe 249

D.3.6 Schadstoffe ... 250
D.3.7 Andere Risikoquellen ... 252
D.4 Bewertungsgrundlage ... 252
D.5 Randbedingungen und Unsicherheiten ... 253
D.6 Quantifizierung der potentiellen Auswirkung der Kühlwassereinleitung auf die Nutzung kommerzieller Fischbestände ... 255
D.7 Schlussfolgerungen und Maßnahmen zur Minimierung potentieller Einflüsse der Kühlwassereinleitung auf die kommerziell genutzten marinen Fischbestände im Regelbetrieb der Kraftwerke ... 258
D.8 Vorschläge für ein Monitoringkonzept ... 261
E Referenzen ... 263

A Einleitung

A.1 Allgemeine Hinweise zu dieser Studie

Auftrag

Das vorliegende Gutachten bewertet den möglichen Einfluss einer Kühlwassereinleitung in den GWB (GWB) durch das geplante Kohlekraftwerk in Lubmin sowie die damit verbundenen potentiellen Auswirkungen auf die kommerziell genutzten Fischbestände von Hering, Dorsch, Flunder, Scholle und Hornhecht. Der Schwerpunkt des Gutachtens liegt auf der Betrachtung des Laich- und Fortpflanzungsgeschehens des Rügenschen Frühjahrsherings, da der GWB für diesen Bestand eine zentrale Rolle als Laichplatz und Aufwuchsgebiet der Larven einnimmt.

Chronologie

Die Firma DONG Energy Kraftwerke Greifswald GmbH & Co. KG (DONG Energy) hat den Bau und Betrieb eines Steinkohlekraftwerks am Standort Lubmin am GWB beantragt. Einhergehend wurde ein Antrag auf Naturschutzgenehmigung gemäß § 65b LNatG M-V für die nach WHG erlaubnispflichtigen Gewässernutzungen sowie ein Antrag auf wasserrechtliche Erlaubnis gemäß §7 WHG i.V. m. LWaG für die Gewässerbenutzungen durch den Betrieb eines Steinkohlekraftwerks am Standort Lubmin gestellt.

Für die Prüfung der Erlaubnis- bzw. Genehmigungfähigkeit beider Anträge wurde von DONG Energy eine Reihe von Unterlagen und Gutachten erstellt.
Im Vorlauf zu der hier vorliegenden Beurteilung hatte das Institut für Ostseefischerei (vTI-OSF) im November 2008 eine Stellungnahme für das Staatliche Amt für Umwelt- und Naturschutz (StAUN) in Stralsund zu den zu diesem Zeitpunkt dem Amt vorliegenden Antragsunterlagen mit Bezug auf Meeresfische erstellt:

13.10.2008: StAUN Ueckermünde. Auftrag an vTI-OSF zur Erstellung einer Stellungnahme zu den Antragsunterlagen DONG Energy, Ordner 6,8,9 u.a. mit der Frage, ob eine Einschätzung der Auswirkungen auf den Fischbestand (insbesondere Hering) und die Fischerei ausreichend seien und ob eine abschließende Beurteilung durch vTI-OSF möglich sei. Die Unterlagen enthielten folgende relevante Unterlagen:

a. Fischereigutachten GWB des Instituts für angewandte Ökologie Brodersdorf (IfaÖ),
b. Sondergutachten zu möglichen Auswirkungen des geplanten Betriebs eines 3700 MW-Kraftwerks am Standort Lubmin auf die Wasserqualität im GWB des TÜV Nord Umweltschutz,
c. Aussagen in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU),
d. Einschätzung der Machbarkeit für Aussagen des Einflusses der Boddenerwärmung und der Kühlwasserentnahme auf geschützte Fische und Rundmäuler des IfaÖ,
e. Beschreibung von marin-biologischen Tätigkeiten im Raum Lubmin, Struck und Spandowhagener Wiek (IfaÖ 2007 in DONG UVU Kap. 14, Anhang II, Anlage 6),
f. Konzepterstellung: Untersuchung von Jungfischen, Larven und Fischeiern im Bereich Lubmin (IfaÖ 2008 in DONG UVU Kap. 14, Anhang II, Anlage 9),
g. mögliche Auswirkungen auf den Heringsbestand des GWBs durch die Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* Agassiz 1865 sowie durch den Einfluss der Temperatur (IfaÖ 2008 in DONG UVU Kap. 14, Anhang II, Anlage 11),
h. Fischereigutachten GWB (IfaÖ 2008, in DONG UVU Kap. 14, Anhang II, Anlage 15).

Im Rahmen dieser Stellungnahme zeigte das vTI-OSF erhebliche Mängel in den vorliegenden Gutachten auf. Diese Mängel wurden in Gesprächen zwischen dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz MV, den Staatlichen Ämtern für Umwelt- und Naturschutz Ueckermünde und Stralsund (StAUN) und dem vTI-OSF eingehend diskutiert.

Hauptkritik an den vorliegenden Gutachten war:

a. Für die Bewertung des Bestandszustands und der fischereilichen Situation sowie zur aktuellen Rekrutierungsproblematik des Herings wurde veraltete Sekundärliteratur verwendet, aktuelle und international abgestimmte Daten des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) wurden nicht berücksichtigt.
b. Der seit 2003 kontinuierlich und schnell abnehmende Reproduktionserfolg des Herings der westlichen Ostsee wurde nicht beachtet.
c. Für die Bewertung der Auswirkung von erwärmtem Wasser im GWB auf den Laich wurde etwa 20 Jahre alte Literatur verwendet. Seit dieser Zeit gibt es aber Hinweise auf gravierende Veränderungen der Umweltbedingungen in der Ostsee (z.B. Regime Shift, Änderung der physikalischen und ökologischen Bedingungen). 20 Jahre alte Untersuchungen dürften daher nur noch begrenzte Relevanz haben und sind anhand von aktuellen Untersuchungen zu überprüfen.
d. Auswirkungen auf nicht deutsche Fischereiflotten wurde ignoriert.

Das vTI-OSF konstatierte abschließend, dass *eine fundierte Bewertung ohne eine genauere Analyse der vorliegenden Daten und Informationen sowie aktuellere Untersuchungen zum Vorkommen von potentiellen und aktuellen Laichgebieten im von der Kühlwassereinleitung betroffenen Gebiet nicht möglich ist.* vTI-OSF bot zunächst an, den DONG-Gutachtern bei der Erstellung eines Arbeitsplanes zur Beseitigung der Mängel durch diese Gutachter oder Dritte beratend zur Seite zu stehen.

Die Gutachter der Fa. DONG sahen sich außer Stande, die erforderlichen Untersuchungen durchzuführen. Sie bezweifelten darüber hinaus auch die Notwendigkeit zusätzlicher Arbeiten. Als Folge traten das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, das StAUN Ueckermünde und das StAUN Stralsund mit dem vTI-OSF in Verhandlungen über eine Gutachtenerstellung direkt durch vTI-OSF. Primär sollte eine Untersuchung des aktuellen Laichgeschehens des Herings im GWB und eine Risikoanalyse zu den möglichen Auswirkungen erwärmten Kühlwassers auf den Laicherfolg des Frühjahrs-laichenden Herings der westlichen Ostsee erfolgen. Nach derzeitigem Wissenstand ist der mit Abstand größte Einfluss durch die Kühlwassereinleitung auf diesen Heringsbestand zu erwarten, der sein Hauptlaichgebiet im GWB und damit auch im Wirkungsbereich der Kühlwasserfahne hat.

Während der Verhandlungen und nach Auftragserteilung an das vTI-OSF lieferten die Umweltgutachter der Fa. DONG Energy im weiteren Verlauf folgende Unterlagen nach:

> **13.03.09:** Froelich & Sporbeck, Nachbeurteilung Hering, 18pp.
>
> **29.04.09:** Stellungnahme zu möglichen Auswirkungen der Kühlwasserfahne des geplanten Steinkohlekraftwerks Greifswald am Standort Lubmin (einschließlich kumulierter Wirkungen dritter Kraftwerksanlagen) auf den Bestand des Rügenschen Frühjahrsherings (Western Baltic Spring Spawning Herring – WBSSH) und die Fischereiwirtschaft. Froelich & Sporbeck, TÜV-Nord, IfGDV, u.a. 12 pp (Zusammenfassung).
>
> **30.04.09:** Ergänzende Unterlagen, Erläuterungsbericht, Froelich & Sporbeck 20 pp.

Das dem vTI-OSF am 21.03.09 in Auftrag gegebene Gutachten sollte zum einen das bereits in 2008 erstellte Gutachten des Instituts für Ostseeforschung (Burchard & Schernewski 2008) als Basis für die Analysen nehmen. Des Weiteren sollten eigene Untersuchungen im GWB während

des Laichgeschehens im Frühjahr 2009 durchgeführt werden, um die aktuelle Situation im GWB zu erfassen, da Hauptkritik des vTI-OSF an den vorliegenden Gutachten war, dass dieses nur auf der Basis veralteter Daten erstellt wurde. Die Felduntersuchungen sollten dann durch eine umfassende Literaturstudie ergänzt und abschließend bewertet werden.

Die Vertragsverhandlungen mit dem vTI-OSF im März 2009 mussten daher in kürzester Zeit zum Abschluss gebracht werden, da der Beginn des Laichgeschehens unmittelbar bevorstand bzw. das Laichen bereits begonnen hatte. Nach Vertragsabschluss im März 2009 mussten die Feldarbeiten unmittelbar beginnen.

Makrophyten stellen für den Hering das hauptsächliche Laichsubstrat dar. Auf diese Seegräser und Großalgen werden die Eier abgelegt, die an der Oberfläche haften, wenn diese sauber und haftfähig ist. Daher war es für die Abschätzung möglicher Auswirkungen unabdingbar, die Verteilung der Makrophyten sowohl im Bereich der Abwasserfahne als auch – für die Bewertung der quantitativen Bedeutung dieser Gebiete im Abwasserbereich – im Bereich des gesamten GWB zu erfassen. Nur durch den Vergleich zwischen potentiell betroffenen Gebieten und der Gesamtfläche des GWB ist eine quantitative Bewertung des potentiellen Kühlwassereinflusses möglich.

Mit den Arbeiten sollten speziell folgende Fragen im Zusammenhang mit dem Kraftwerk beantwortet werden:

a. Gibt es potentielle Laichgebiete vor allem von Hering im Nahbereich vor Lubmin?
b. Haben diese Gebiete im Nachbereich im Verhältnis zu allen weiteren aktuell vorhandenen potentiellen Laichgebieten im GWB eine erhebliche Bedeutung?
c. Werden die Laichgebiete im Nahbereich während des gesamten Laichgeschehens vom laichenden Hering in erheblichem Maße genutzt?
d. Können die wesentlichen Stressoren, die aus dem Abwasser des Kraftwerks resultieren (Erwärmung, Nährstoffe, Sauerstoffmangel, Schadstoffe), einen erheblichen Einfluss auf die Produktivität des Herings und damit auch auf seine fischereiliche Nutzung haben? (Risikoabschätzung, basierend auf Literatur zu Einflüssen der Stressoren auf Heringslaich und larvaler Frühentwicklung)?

Zur Beantwortung dieser Fragen musste innerhalb kürzester Zeit ein Untersuchungsprogramm entwickelt und umgesetzt werden. Die Arbeiten sollten auf Wunsch des Auftraggebers in mehreren getrennten Phasen erfolgen, da ein solches Vorgehen potentiell kostengünstiger ist (bei nicht vollständiger Abarbeitung aller Phasen), auch wenn der Zeitbedarf hierfür größer ist

als bei einer parallelen Bearbeitung. Nachfolgende Schritte sollten erst begonnen werden, wenn die vorangegangenen eine potentielle Relevanz des durch den Betrieb des Kraftwerks beeinflussten Gebiets auf den Gesamtbestand gezeigt hätten. So sollten z.B. die Untersuchungen zur Annahme des Gebiets als Laichsubstrat durch Heringe erst begonnen werden, wenn im potentiellen Bereich der Kühlwasserfahne relevante Mengen von Makrophyten durch eine Habitataufnahme gefunden worden wären. Nur wenn die Felduntersuchungen gezeigt hätten, dass das Makrophytenaufkommen und das Laichgeschäft im Nahbereich des Kraftwerks eine erhebliche Größe erreichten, sollten weiterführende Bewertungsmaßnahmen erfolgen.

Die Untersuchung wurde daher gegliedert in die Abschnitte

A. Betrachtung der Bedeutung des GWB für die marinen Fischbestände der westlichen Ostsee, insbesondere als Laichgebiet für den Heringsbestand der westlichen Ostsee.
B. Untersuchungen zur relativen Bedeutung des von der prospektierten Abwasserfahne des Kraftwerks betroffenen Gebiets als Laichgründe des Herings in Bezug zum gesamten GWB.
C. Analyse der potentiellen Auswirkung verschiedener durch die Abwassereinleitung verursachter Stressoren auf die Produktivität des Heringsbestands.
D. Erstellung des Abschlussberichts (je nach Szenario mit oder ohne C-Teil).

Als kostengünstigste und schnellste Möglichkeit, das Vorkommen und die Ausdehnung von Makrophyten im GWB aufzunehmen, erwiesen sich hochauflösende Luftbilder. Diese Methode weist allerdings einige Einschränkungen auf: sie muss während der Klarwasserphase im zeitigen Frühjahr durchgeführt werden, solange das Phytoplankton noch nicht so weit entwickelt ist, dass es die Sicht trübt. Nach Daten des vTI-OSF war ab Anfang Mai damit zu rechnen, dass aufgrund der geringen Sichttiefe eine Befliegung nicht erfolgreich für die Datenerhebung wäre. Andererseits wäre eine Aufnahme vor Anfang April wenig sinnvoll, weil die Vegetationsperiode dann noch nicht begonnen hätte und das Auftreten von Makrophyten insgesamt unterschätzt werden könnte. Ferner mussten geeignete Licht- und vor allem Windbedingungen herrschen, denn ab 3 Bft ist die Meeresoberfläche zu unruhig und gekräuselt, um Einblick in die Tiefe zu gewähren; die Wolkenbedeckung durfte nicht mehr als 1/8 betragen und die Aufnahmen mussten in den frühen Morgen- oder späten Abendstunden erfolgen, um Reflexionen an der Wasseroberfläche zu minimieren. Um ein Zusammentreffen dieser Bedingungen nutzen zu können, musste die Befliegung mit Spezialflugzeugen mit sehr kurzem Vorlauf jederzeit möglich sein, diese Arbeiten also Priorität gegenüber anderen Befliegungen haben. Die erforderlichen

Bedingungen traten schon am Anfang des vorgegebenen Zeitfensters auf, was die schnelle Anfertigung eines kompletten Luftbildsatzes ermöglichte.

Die gewonnenen Luftbilder wurden im nächsten Schritt von Spezialisten mit Hilfe geographischer Informationssysteme (GIS) archiviert und analysiert. Parallel dazu verifizierten Taucher die durch die Luftbilder erhaltene Information über potentielle Laichsubstrate („ground truthing"). Während der Taucheinsätze wurden die Laichhabitate auch näher charakterisiert (lebende/abgestorbene Eier, Einfach-/Mehrfachbelaichung, Entwicklungsstadien etc.).

Mit leichtem zeitlichen Versatz erfolgten Aufnahmen mit Hilfe geschleppter Videoschlitten auf ausgewählten Transekten, um zum einen die Luftbildaufnahmen durch eine zweite Methode zu verifizieren und zum anderen Tiefenbereiche abzudecken, die von den Luftbildern u.U. nicht mehr erfasst werden können. Luftbilder und Videoaufnahmen wurden anschließend georeferenziert und verschnitten, um eine Gesamtanalyse der Makrophytenverteilung über alle Tiefenstufen zu ermöglichen.

Die **Auswertung** der Ergebnisse und die **Bewertung** der Befunde sollten dabei in zwei getrennten Phasen erfolgen, wobei die Realisierung der zweiten Phase (Abschnitt „C") davon abhängig sein sollte, ob in der früheren Phase signifikante Mengen an Laichsubstrat im Nahbereich des Kraftwerks überhaupt gefunden wurden. Nur wenn die Felduntersuchungen zeigten, dass das Makrophytenaufkommen und das Laichgeschäft im Nahbereich des Kraftwerks eine erhebliche Größe erreicht, sollten die weiteren bewertenden Betrachtungen vorgenommen werden. Die Signifikanzschwelle als Entscheidungsgrundlage wurde der üblichen Praxis in Arbeitsgruppen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) folgend auf 5% festgelegt, d.h., nur wenn die Luft- und Videobildauswertungen zeigten, dass mehr als 5% des potentiellen Laichhabitats innerhalb des vom IOW definierten Nahbereichs vorkommt, sollte die Auswirkung der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Nährstoffe etc. auf die Reproduktion des Herings analysiert werden.

Die Felduntersuchungen ergaben in erster Analyse und unter Bezugnahme des IOW-Nahbereichs, dass das Makrophytenaufkommen im Einflussbereich der Abwasserfahne des GWB im Bereich von 5-7% lag, woraus sich ergab, dass auch der Teil „C" durchgeführt werden musste.

Der Nahbereich, der als Bezugsgröße verwendet wurde, wurde von Burchard & Schernewski (2008) auf der Basis von physikalischen Modellierungen der Kühlwasserfahne definiert als eine jahresgemittelte Erwärmung des Oberflächenwassers um 0,5 K (Abb. A.1) für das Jahr 2002. Für die Bewertung des Kraftwerkkühlwassers auf die Reproduktion des Herings ist jedoch die über

das Jahr gemittelte *Oberflächentemperaturerhöhung weniger relevant als die Bodentemperaturerhöhung zum Beginn der Haupt-Laichphase im März*. Zusätzlich zu der obigen Definition des Nahbereichs wurde daher der Nah- oder Wirkbereich im analytischen und bewertenden Teil dieses Gutachtens genauer definiert als der Bereich, **in dem während mindestens 10% des Monats März 2002 (Wirkbereich 1) und weiter einschränkend über mindestens 3,5 Tage durchgehend (Wirkbereich 2) eine Erhöhung der Bodentemperatur um mindestens 1°C durch die Kühlwassereinleitung stattgefunden hätte** (Abb. A.1)

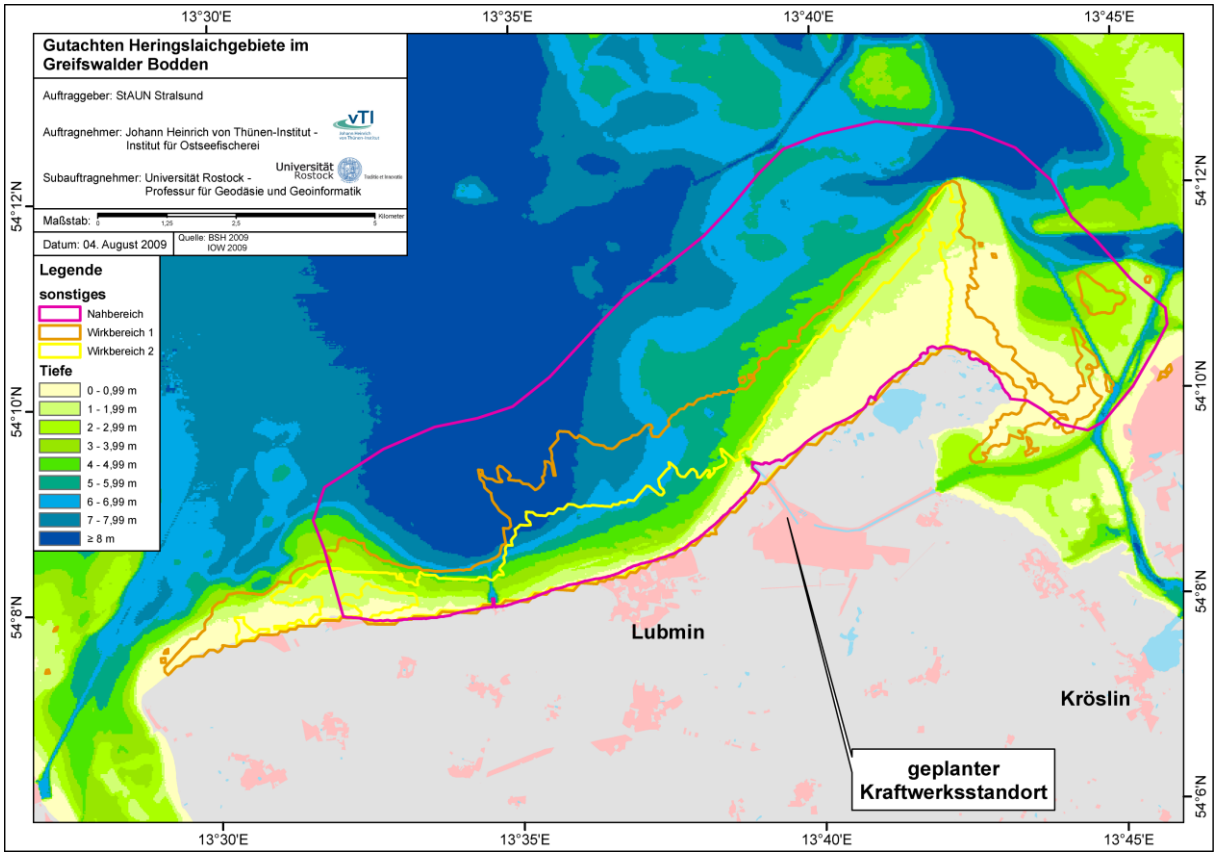


Abb. A.1: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund (Datengrundlage: BSH 2009; interpoliert auf 25mx25m-Grid.). Ausschnitt des südlichen Greifswalder Bodden. Dargestellt sind der Nahbereich (Datengrundlage: Burchard & Schernewski 2008), Wirkbereich 1 und 2. Erläuterungen im Text.

Wirkbereich 1 und 2 wurden durch ergänzende Simulationen des IOW berechnet, um die Ausbreitung des erwärmten Wassers nicht an der Oberfläche, sondern über dem Boden und nicht im Jahresmittel, sondern konkret für die Laichzeit zu ermitteln. Der Begriff „Wirkbereich“ wurde gewählt, um die Unterscheidung vom „Nahbereich“ zu verdeutlichen; er soll allerdings nicht implizieren, dass innerhalb dieses Bereiches auch tatsächlich eine Wirkung auf den Heringslaich erzielt wird. Es ist lediglich der Bereich, in dem eine erhöhte Wahrscheinlichkeit einer Auswirkung auf das Laichgeschehen für möglich erachtet wird.

Um zu belegen, dass die Laichperiode 2009 weitestgehend durch die Datenaufnahme abgedeckt werden konnte, wurden hilfsweise Daten aus der kommerziellen Fischerei, der Freizeitfischerei und dem Rügen-Heringslarvensurvey (RHLS) des vTI-OSF herangezogen (siehe B.3).

A.2 Allgemeine Charakteristika des Greifswalder Boddens

Der GWB ist mit einer Fläche von rund 514 km² und einem Wasservolumen von fast 3 Mrd. m³ (Stigge 1989) das größte flache Randgewässer an der deutschen Ostseeküste. In seiner Form ähnelt der GWB sehr grob einem auf der Spitze stehenden Rhombus. Seine südöstlichen und südwestlichen Kanten werden vom Festland, die nordwestlichen und nordöstlichen Kanten von der Insel Rügen gebildet. Die Diagonalen messen von West nach Ost 25 km, von Nord nach Süd 24 km (Reinicke 1989).

Reinicke (1989) beschreibt den GWB wie folgt: Die südöstliche Küste zwischen der Insel Struck (2,1km²) und den Lanken bei Loissin zeigt einen weitgehend ausgeglichenen Verlauf. Im Süden reicht die Dänische Wiek etwa 4 km in das Festland hinein. In sie münden Ryck und Ziese. Die insgesamt flache Südwestküste ist durch Kooser See und Grinstower Wiek (mit den Inseln Großer Werder, Kleiner Werder und Brinkenberg (zus. 0,16km²) reich gegliedert. Vorgelagert sind die Inseln Koos (1,49km²), Riems (0,28km²) und Streng (<0,1 km²) sowie die Sandbank des „Wampener Riffs“. In seinem westlichsten Teil verengt sich der Bodden trichterförmig und geht im Bereich des Mittelgrundes in den Strelasund über, dessen südlicher Teil ab Strelasundbrücke in diesem Gutachten mit einbezogen ist. Dieser Teil wird im Folgenden nicht immer explizit erwähnt, wird mit seiner Fläche von ca. 60 km² jedoch in der nachfolgenden Betrachtung des Untersuchungsgebietes berücksichtigt. Der Strelasund ist etwa 25 km lang und im Mittel 2km breit. Zwischen der Hauptrinne, die maximal 17m tief ist, und den Ufern sind die Gründe meist mit einer dicken Schlammschicht bedeckt (Reinicke 2005).

Die Rügensche Halbinsel Zudar, so Reinicke (1989), bildet zwischen Palmer Ort und Pritzwald ein nach Osten in den Bodden hineinragendes Halbrund. Binnenseitig sind ihre Ufer durch Glewitzer, Puddeminer, Schoritzer und Maltziner Wiek (mit Insel Tollow, <0,1km²) stark zerlappt. Die Nordwestküste nimmt zwischen Silmenitzer Heide und Groß Stresow einen bogenförmigen geschwungenen Verlauf. Der Nordteil des GWB mit der Insel Vilm (0,96km²) wird vielfach als Rügenscher Bodden bezeichnet.
Die Tiefenverhältnisse im GWB weisen eine auffällige Zweiteilung auf. Der Westteil ist eine flache Mulde mit relativ einheitlichen Wassertiefen von -6 bis -8m NN (Reinicke 1989). Für den Norden und Osten ist dagegen ein wesentlich stärkeres Relief mit einer Anzahl von „Gründen“ – Schwellen bzw. Untiefen – charakteristisch. Man bezeichnet sie als Boddenschwellen. Während die Wassertiefe im Bereich der Boddenschwellen z.T. nur bei -2 bis -3m NN liegt, werden in den dazwischen liegenden Senken und Rinnen oft mehr als –10m NN erreicht. Als größte Tiefe des

Boddens wurden -13,6m NN östlich des Gräftengrundes gemessen (Reinicke 1989). Die durchschnittliche Tiefe des GWB beträgt -5,8m NN (Stigge 1989).
Die markanteste Untiefe ist der im Zentrum des Boddens gelegene Große Stubber, eine ehemalige kleine Insel. Sie tritt noch heute bei Niedrigwasser als flache, ca. 50m lange Sandbank mit einigen großen Geschieben hervor. Ihre Zerstörung durch die Brandung wurde durch den umfangreichen Kiesabbau im 19. Jahrhundert wesentlich beschleunigt (Gomolka 1971, Reinicke 1989).
Die Boddenrandschwelle am östlichen Ausgang des Boddens erstreckt sich vom Thissower Haken zum Ruden und stellt damit die Grenze zwischen dem Bodden und der Pommerschen Bucht dar (Abb. A.2). Es ist eine wenig gegliederte Untiefe, die in weiten Teilen nur -1,5 bis -2,5m NN aufweist (Reinicke 1989). Auf der nordwestlichen Seite geht der Strelasund in den Kubitzer Bodden und die Prohner Wiek über (Abb. A.2).

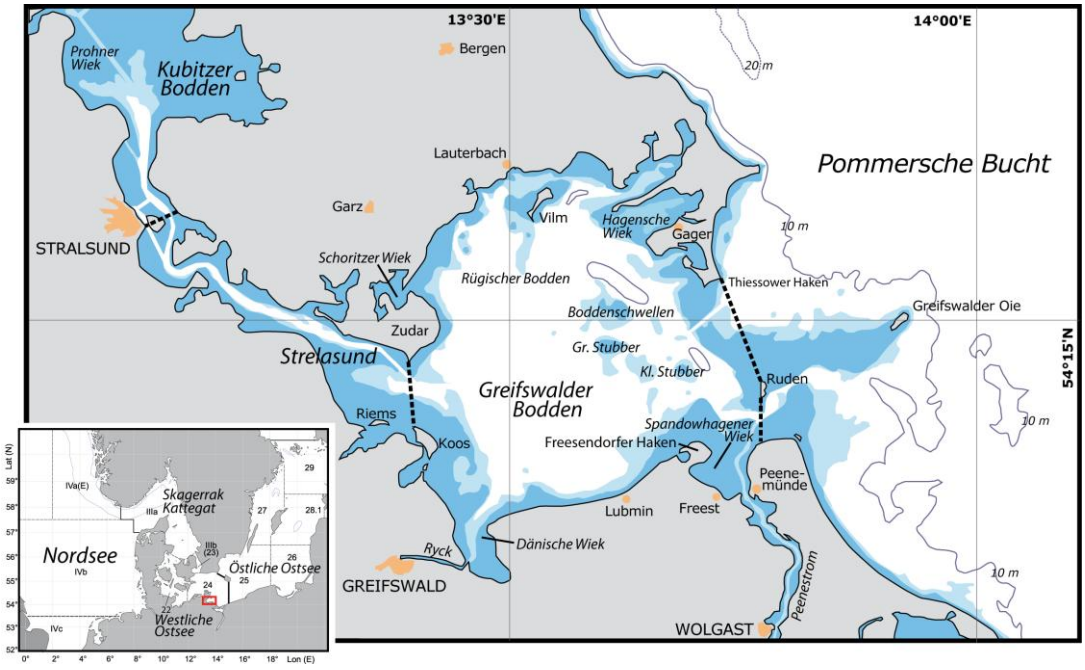


Abb. A.2: Greifswalder Bodden in der Übersicht mit Grenzen des Untersuchungsgebiets als schwarz gestrichelte Linien. Quelle: vTI-OSF.

Die **Bodenbedeckung** besteht nach Reinicke (1989) im Bereich der Schorre und des Flachwassers fast durchweg aus Sanden, die mit zunehmender Entfernung vom Ufer feiner werden. Ufernahe Sandriffe, wie sie vor allem im Mönchguter Raum und vor Lubmin untersucht wurden (Gurwell 1981, Gusen 1983, 1988), können eine Breite von einigen hundert Metern haben und bis -3m NN reichen (Abb. A.3). Auf Geschiebemergel-Abrasionsplatten dominieren unmittelbar vor aktiven Kliffs meist Geröll- oder Blockanhäufungen, zwischen denen kaum feineres Material vorhanden ist. Auf den Boddenschwellen und der Boddenrandschwelle steht

vielfach Geschiebemergel an. Er hat teilweise eine geringmächtige Sand- oder Kiesauflage, die mit Geröll und größeren Geschiebeblöcken durchsetzt sein kann (Abb. A.4).

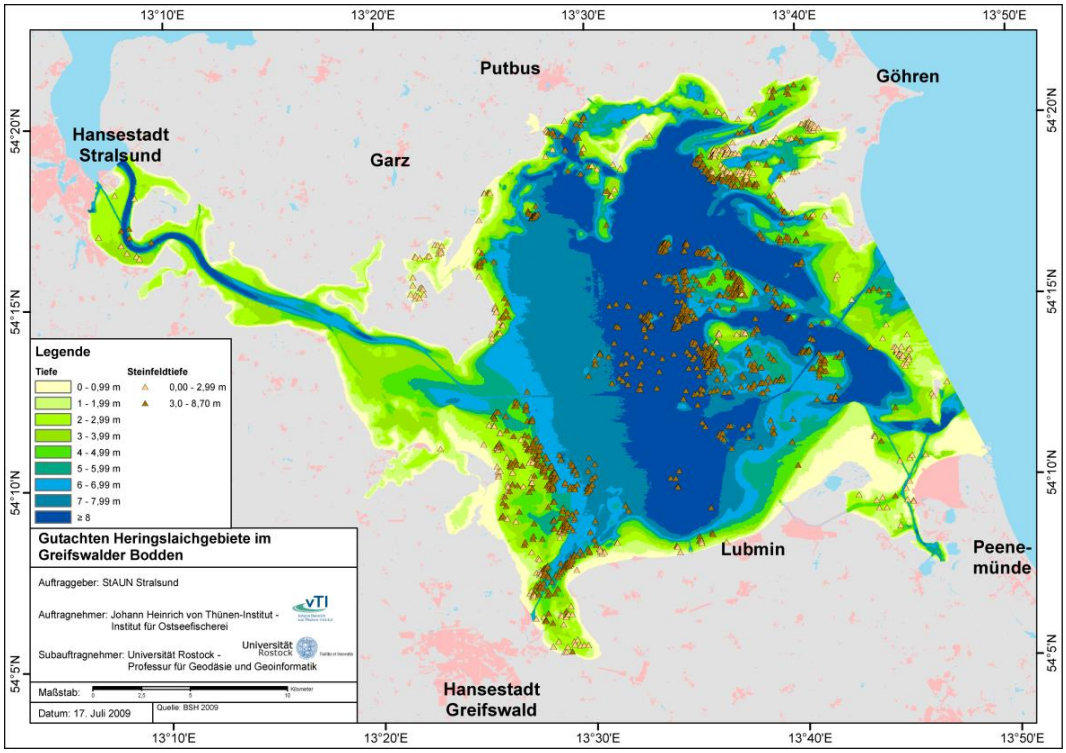


Abb. A.3: Bathymethrie des Greifswalder Boddens (genaue Abbildungsunterschrift in B2).

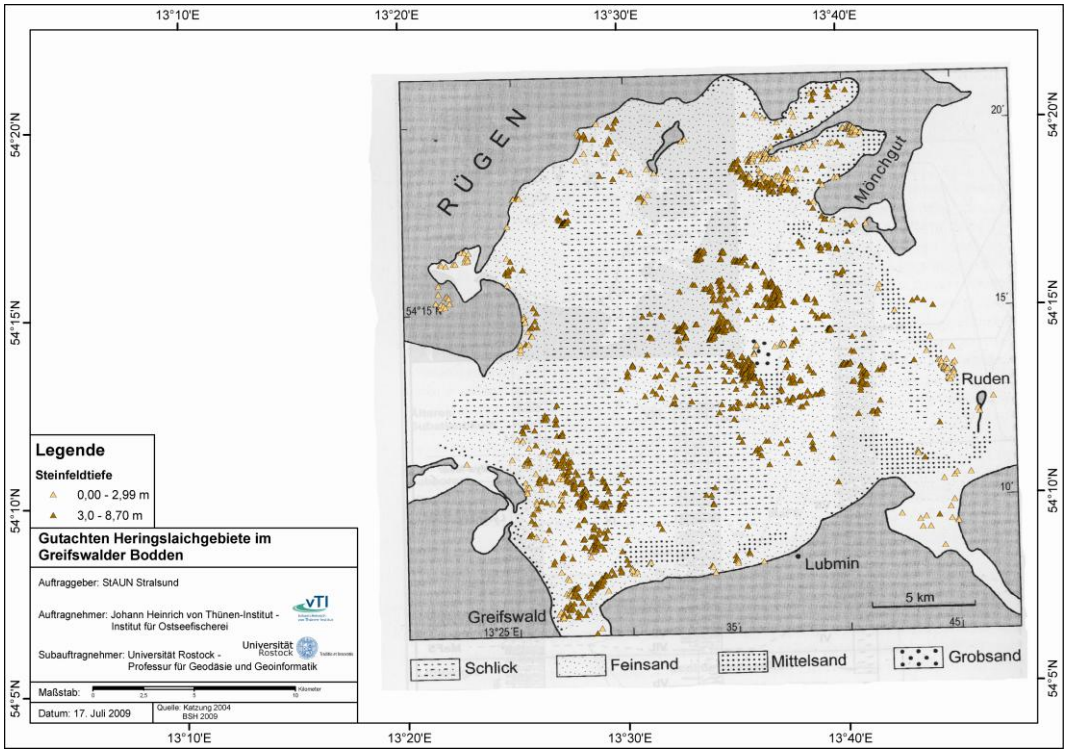


Abb. A.4: Sedimentkarte des Greifswalder Boddens (Katzung 2004), ergänzt um Steinfelder (Quelle: BSH 2009) (Karte eingenordet).

Die **Hydrographie** des GWB ist maßgeblich beeinflusst von der niedrigen Boddenschwelle zur Pommerschen Bucht im Osten und dem flachen Kubitzer Bodden sowie dem schmalen Strelasund im Westen. Die geringe mittlere Tiefe des Kubitzer Boddens von 1,5 m und die geographische Lage bewirken, dass der Wasseraustausch hauptsächlich durch den Wind angeregt wird und sich der Wasserkörper des GWB mit einem Salzgehalt von weniger als 7 von dem des Gebiets Darß/Zingst mit einem mittleren Salzgehalt von etwa 10 deutlich unterscheidet. Messungen des Wasseraustauschs zwischen dem Strelasund und dem eigentlichen GWB über 36 Jahre zeigen, dass der Wasseraustausch im GWB im Vergleich zu anderen Boddengewässern relativ hoch ist, denn im GWB findet etwa achtmal pro Jahr ein kompletter Wasseraustausch statt (Stigge 2005), während der Wasserkörper des Strelasunds sich hingegen etwa zweimal pro Monat austauscht.

Die Ein- und Ausstromlagen in den GWB sind beeinflusst von den vorherrschenden Windfeldern. Der für die Region typische zyklonale Witterungscharakter bedingt eine Dominanz der Südwest- und Westwindrichtungen (ca. 27% SW, ca. 24% Westwind und etwa 20% Nord und Nordwest-richtungen für das Jahr 1983 (Stigge 1989)). Die Haupteinträge in den GWB erfolgen bei Hoch-wasser und entsprechenden Windlagen. Nach Burchard & Schernewski (2008) erfolgt der Einstrom in den GWB etwa zu gleichen Teilen (je 10 km^3) über die Boddenschwelle aus der Pommerschen Bucht und durch den Strelasund. Der Ausstrom erfolgt praktisch vollständig über die Boddenschwelle in die Pommersche Bucht. Die übrigen Bilanzelemente des Wasserhaushalts des GWB wie Niederschlag, Verdunstung, Flusswasserzufuhr sowie der Ein- und Ausstrom durch den Strelasund sind nach Stigge (1989) im Vergleich zum windinduzierten Wasseraustausch von untergeordneter Bedeutung und fallen über längere Zeit kaum ins Gewicht. Die Flusswasser-zufuhr beläuft sich nach Burchard & Sschernewski (2008) auf etwa 4 km^3 pro Jahr und erfolgt primär über den Peenestrom.

A.3 Fischfauna des Greifswalder Boddens

A.3.1 Einführung

Als Brackwassergebiet weist der GWB eine Mischfauna mit marinen und limnischen Elementen auf. Solche Gebiete sind in der Regel artenärmer als voll-marine oder rein limnische Gewässer. Dies gilt auch für die Fischfauna, die sich aus vergleichsweise wenigen, salzgehaltstoleranten Arten zusammensetzt. Aus fischereilicher Sicht sind im GWB marine Arten, und hier mit Abstand der Hering, am bedeutendsten. Ihr Anteil an den Gesamtfängen beträgt im Mittel (2002-2007) über 95% am Gesamtfang (IfAÖ 2008). Weniger als 2,5% des Fangs besteht aus Süßwasserarten. Im GWB und Strelasund ist die Fischerei mit geschleppten Geräten nicht zulässig, der Fischfang erfolgt ausschließlich mit verschiedenen Geräten der Stillen Fischerei (hier vor allem mit Stellnetzen und Reusen).
Fischarten ohne kommerzielle Bedeutung können im Nahrungsnetz wichtige Positionen besetzen, z.B. als Futterfische für durchwandernde Seevögel. Weitere Informationen zur Zusammensetzung der Fischfauna und -fänge im GWB finden sich z.B. in IfaÖ (2008). Daher liegt der Schwerpunkt in dieser Studie auf der überregionalen Bedeutung des Gebietes und auf dem zeitlichen Ablauf der Fischerei auf Hering, sofern er für die Bewertung der Kühlwassereinleitung relevant erscheint.

A.3.2 Limnische Fischfauna

Die limnische Fischfauna des GWB ist geprägt von den euryhalinen Formen, die aus den Flüssen einwandern. Dies sind vor allem der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Zander (*Sandra lucioperca*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Blei (*Abramis brama*) und Aal (*Anguilla anguilla*). Diese Arten sind nicht Gegenstand der vorliegenden Bewertungen. Sie rekrutieren sich vorwiegend aus dem Süßwasser und sind euryhalin und eurytherm.

A.3.3 Marine Fischfauna

Fünf marine Fischarten mit kommerzieller Bedeutung sind zumindest in Teilen des Jahres im GWB zu finden: Hering, Dorsch, Hornhecht, Flunder und Scholle.

A.3.3.1 Hering, *Clupea harengus*

A.3.3.1.1 Verbreitung und Management

Bestandsabgrenzung. Der frühjahrslaichende Hering der westlichen Ostsee (Synonym „Hering IIIa/22-24“, kurz „IIIa-Hering“, „Western Baltic Spring Spawner“ (WBSS)) ist mit 158 kt Laicherbiomasse (Frühjahr 2008, ICES 2009a) einer der drei großen Heringsbestände in der Ostsee (nach dem Heringsbestand der zentralen Ostsee mit 535 kt und dem Heringsbestand im Bottnischen Meerbusen mit 420 kt, Stand Frühjahr 2008, ICES 2009a). Wie von vielen anderen großen Heringsbeständen bekannt, setzt sich der Bestand des WBSS aus einer Anzahl von Komponenten zusammen, die sich vor allem durch Laichplatz und Laichzeitpunkt unterscheiden (Clausen et al. 2007a, Ruzzante et al. 2006). Die mit Abstand bedeutendste Komponente ist der Rügensche Frühjahrslaichende Hering (Rügenhering), der in den Gewässern um Rügen vor allem im GWB laicht. In den letzten 20 Jahren rekrutieren sich rund 80% des WBSS-Bestands aus diesem Gebiet, und hier vor allem aus dem GWB und dem Strelasund (ICES 1998, vTI 2008, unveröffentlichter Seereisebericht). Herbstlaichende Heringe, die bis in die 1930er Jahre den wesentlichen Anteil an der Heringsbiomasse der westlichen Ostsee stellten (Johannsen 1930, Altnöder 1930, 1932, Anwand 1962), spielen seither nur noch eine geringe Rolle. Selbst die in vergangenen Jahren wieder gestiegenen Fänge der Schleppnetzfischerei im Herbst in der offenen Arkonasee bestehen wahrscheinlich überwiegend aus Frühjahrslaichern (L. Worsøe Clausen, DTU-Aqua, pers. Mittlg., und Gröhsler, vTI-OSF, unveröffentliche Seereiseberichte aus dem Akustiksurvey). Auch die im letzten Jahrhundert häufigeren Winter- und Frühjahrslaicher aus den Fjorden am Kattegat und Skagerrak (Ackerfors 1977, Rosenburg & Palmen 1982) spielen in den internationalen Fängen und für die Gesamt-Biomasse des Bestandes schon seit vielen Jahrzehnten keine Rolle mehr (ICES 2004).

Verbreitung und Wanderungen. Der WBSS zeigt ein charakteristisches Wanderungsverhalten. Erwachsene Fische (ab dem 2. Lebensjahr, 2+ Ringer) wandern nach dem Laichen in den flachen Küstengewässern im Frühjahr durch Sund und Belte ins Kattegat und von dort bis in die nördliche Nordsee (Abb. A.5). Im Kattegat, Skagerrak und der östlichen Nordsee frisst der Hering sommerliches Zooplankton und füllt die durchs Laichen verloren gegangenen Reserven wieder auf. In diesen Gebieten vermischt sich WBSS mit dem Herbstlaichenden Hering der Nordsee (NSAS) und wird in der Fischerei zusammen mit diesem und in variabler

Zusammensetzung gefangen. Die erforderliche Trennung der Fänge für die Bestandsberechnung erschwert die Bestandsanalyse (ICES 2009b); die hierfür verwendete Methode auf der Basis von Otolithen-Mikroinkrementen erlaubt erst seit Anfang der 1990er Jahre eine zuverlässige Trennung einzelner Fische. Die Zeitserie für den WBSS-Bestand ist daher vergleichsweise kurz.

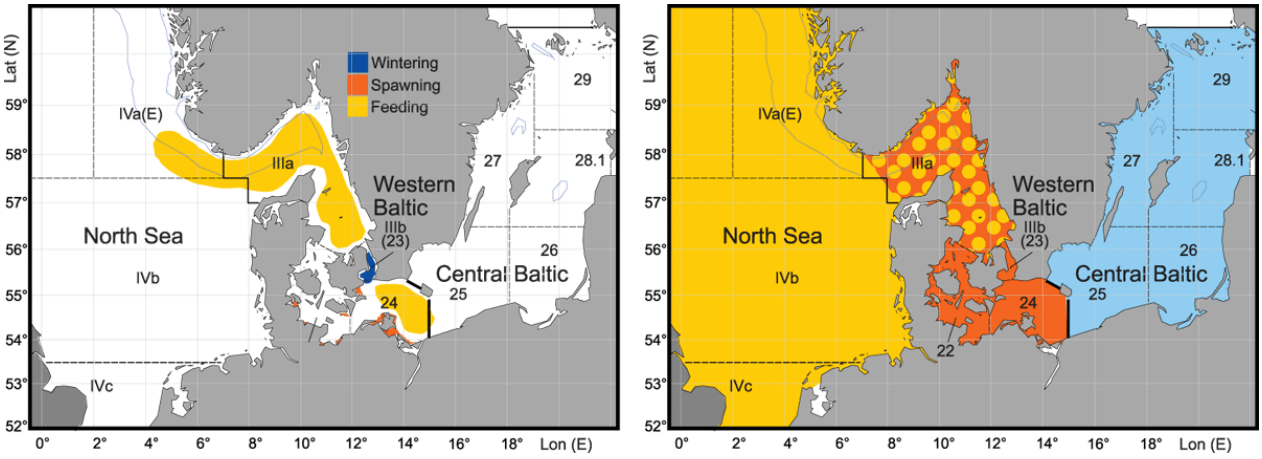


Abb. A.5: Verbreitung (links) und Managementgebiete des Herings der westlichen Ostsee. Quelle: vTI-OSF.

Im zeitigen Herbst (September-Oktober) ziehen sich adulte WBSS in das Kattegat zurück und wandern etwa im November normalerweise in den Sund (Nielsen et al. 2001, Clausen et al. 2007b). Hier überwintern sie in den tiefen Bereichen zwischen Dänemark und Schweden. In den letzten Jahren wurde beobachtet, dass Heringe in wachsenden Mengen schon im Dezember bis an die Küsten Mecklenburg-Vorpommerns wandern und vor der Küste in möglichst tiefen Bereichen überwintern.

Im zeitigen Frühjahr wandert der Hering auf seine Laichgebiete im küstennahen Raum. Für den Rügenschen Frühjahrshering ist dies vornehmlich der GWB, andere Komponenten laichen in geringerer Zahl überall in mehr oder weniger abgeschlossenen Küstengewässern wie der Warnowmündung, um Poel, Pötenitzer Wiek, Nord-Ostsee-Kanal, Schlei und in den Flachwasser-gebieten der dänischen Südsee und um Mön. Aus dem Auftreten der ersten Larven lässt sich rückschließen, dass der erfolgreiche Laichvorgang bei Wassertemperaturen um 4 °C beginnt (siehe Abschnitt B.3 und C).

Juvenile Heringe (0-2 Ringer = 0-2 Jahre alte Fische) und ein geringer Teil der Adulten nehmen an der Wanderung zu den Nahrungsgründen im Norden noch nicht teil, sondern verbringen den Sommer und Herbst in der westlichen Ostsee, hier überwiegend in der Arkonasee, wo es zu geringfügigen Vermischungen mit dem Heringsbestand der zentralen Ostsee kommen kann (Biester 1979).

Management. Der Heringsbestand der westlichen Ostsee ist derzeit in drei verschiedenen Managementgebieten verbreitet (Abb. A.5, EU Verordnungen 1322/2008 und 43/2009):

I. der westlichen Ostsee (ICES-Gebiete 22-24, Divisionen IIIb, IIIc und anteilig IIId),
II. dem Kattegat und Skagerrak (ICES-Gebiete 20-21, Division IIIa),
III. der Nordsee (ICES Area IV).

Das Fischereimanagement in diesen Gebieten erfolgt vor allem über die Festsetzung von Höchstfangmengen (TACs) sowie über technische Maßnahmen, die z.B. die minimale Maschenweite vorschreiben. Die einzelnen Gebiete werden formell weitgehend unabhängig voneinander bewirtschaftet, für Gebiet 22-24 setzt die EU die Maßnahmen fest, für IIIa und IV erfolgt dies in Verhandlungen zwischen der EU und Norwegen. Diese Aufteilung hat einerseits historische Gründe, reflektiert andererseits aber die verschiedenen Erfordernisse zur Bewirtschaftung von Fischereien auf vermischte Bestände mit unterschiedlicher Populationsdynamik (in diesem Fall: WBSS und NSAS). Bis einschließlich 2005 wurde die westliche Ostsee (22-24) gemeinsam mit der zentralen Ostsee (25-28) bewirtschaftet und ein Gesamt-TAC für Hering aus diesen Gebieten festgesetzt. Ab 2006 wurden die vorhergesagten Gesamtfangmengen für den WBSS ungefähr zu gleichen Teilen auf Kattegat/Skagerrak (IIIa) und die westliche Ostsee (22-24) verteilt, für 2009 wurde dieser Schlüssel zugunsten des Gebietes IIIa verändert. Es ist zu beachten, dass der TAC für IIIa nicht nur für WBSS, sondern auch für NSAS gilt und die Anteile der beiden Bestände nicht sicher vorhergesagt und erst post-hoc bestimmt werden können. Daher weichen die tatsächlichen Fanganteile beider Bestände teilweise erheblich von den Vorhersagen ab. Für die vergleichsweise kleine Menge an WBSS, die unter dem Nordsee-Hering-TAC in der östlichen Nordsee (Sub-Div. IVaE) gefangen werden, wird keine Vorhersage gerechnet; auch diese Fangmengen werden post-hoc auf der Basis von Wirbelzählungen bestimmt (ICES 2009b).

Die Aufteilung auf verschiedene Managementgebiete ist für die folgenden Betrachtungen insofern wichtig, als dass mögliche Auswirkungen auf das Laichgeschehen des Rügenschen Frühjahrsherings nicht nur erhebliche Effekte für die deutsche Flotte haben, sondern auch auf die internationale Heringsfischerei in der westlichen Ostsee, im Kattegat/Skagerrak und in der östlichen Nordsee, die vor allem durch Dänemark, Schweden, Norwegen und Polen durchgeführt wird.

A.3.3.1.2 Biologie und Bestandszustand

Der Frühjahrslaichende Hering der westlichen Ostsee laicht ausschließlich in den Küstengewässern und bevorzugt auf Makrophyten, also Seegräsern und Großalgen. Auch größere Steine werden belaicht, sofern sie eine saubere, also nicht von Sediment oder fädigen Algen überwachsene Oberfläche aufweisen (Klinkhardt 1996). Die Wahl weitgehend abgeschlossener Meeresgebiete sorgt wahrscheinlich für einen erhöhten Rekrutierungserfolg, weil Retentionsgebiete aufgrund der stabileren abiotischen und biotischen Bedingungen (vor allem zuverlässiger Nahrungsverfügbarkeit) für Fischlarven häufig bessere Aufwuchs-bedingungen bieten (Illes und Sinclair 1982). Warum dieser Heringsbestand Wasserpflanzen und Großalgen für die Eiablage bevorzugt, und nicht Kies oder Sand wie z.B. herbstlaichender Hering der Nordsee, ist nicht bekannt, ähnliches ist aber von vielen Heringsbeständen der Welt beschrieben. Detailinformationen über Laichverhalten und Entwicklungszeiten von Eiern und Larven sind in Abschnitt C.3.2 dieses Berichtes zu finden.

Bestandszustand. Die Bestandsberechnung für den Frühjahrslaichenden Hering der westlichen Ostsee erfolgt jährlich durch die Heringsarbeitsgruppe des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES). Für die Berechnungen wird das Modell „Integrated Catch Analysis“ (ICA, Patterson 1998) verwendet, in die neben den Fangdaten aus dem gesamten Verbreitungsgebiet (IVaE, IIIa, 22-24, aufgeteilt nach Beständen und daher erst ab 1991 verfügbar, siehe Abschnitt „Verbreitung und Wanderungen“) auch diverse Datenreihen wissenschaftlicher Surveys Eingang finden (ICES 2009b):

a. der dänische Akustik-Sommersurvey mit RV Dana in der Nordsee und IIIa, verwendet für die Berechnung 1990-2008 für Alter 3-6 Ringer (seit 1998),
b. der deutsch-dänische Akustik-Herbstsurvey mit RV Solea in IIIa und 22-24, verwendet für die Berechnung 1993-2008 für Alter 1-3 Ringer (seit 1998),
c. der deutsche Heringslarvensurvey mit RV Clupea im GWB und Strelasund, verwendet für die Berechnung 1991-2008 für Alter 0 Ringer – N20-Index (seit 2008).

Die Daten decken alle Lebensstadien, das gesamte Verbreitungsgebiet und alle Fänge ab. Unsicherheiten bestehen vor allem in der Trennung der Fänge in Nordsee-Herbstlaicher und Frühjahrslaicher der westlichen Ostsee, da sich beide Bestände im nördlichen Verbreitungsgebiet in kaum vorhersagbaren Anteilen vermischen. Die Bestandsberechnung gilt als eher zuverlässig, mit ungefähr 10-25% Abweichung der Parameter Laicherbiomasse und fischereiliche Sterblichkeit zwischen aufeinander folgenden Berechnungen für die gleichen Jahre (ICES 2009b).

Der aktuellen Bestandsberechnung zufolge (Abb. A.6) hat die Laicherbiomasse (SSB) dieses Bestandes seit Beginn der (kurzen) Zeitserie 1991 zunächst abgenommen (von über 300 auf 150 kt), seit 1996 ist sie mit einigen Schwankungen eher stabil. Die fischereiliche Sterblichkeit (F) erreichte in der Periode 1992-1996 ein Maximum und schwankt seither um 0,5. Eine solche Sterblichkeit ist für einen kleinen Schwarmfisch in gemäßigten Breiten eher hoch, die meisten Heringsbestände ertragen fischereiliche Sterblichkeiten von 0,15 bis 0,25. Für das Jahr 2009 projiziert der ICES, dass SSB auf 142 kt und F auf 0,29 sinken wird. Letzteres folgt der Reduzierung der Fangmenge 2008 und 2009 (siehe nächster Abschnitt). Die Nachwuchsproduktion dieses Bestandes (ausgedrückt als Rekrutierung im Alter 0) ist über die Zeitserie sehr variabel, sie schwankt bis 2003 zwischen 6,4 und 3,1 Mrd Individuen, Median 4,1 Mrd.

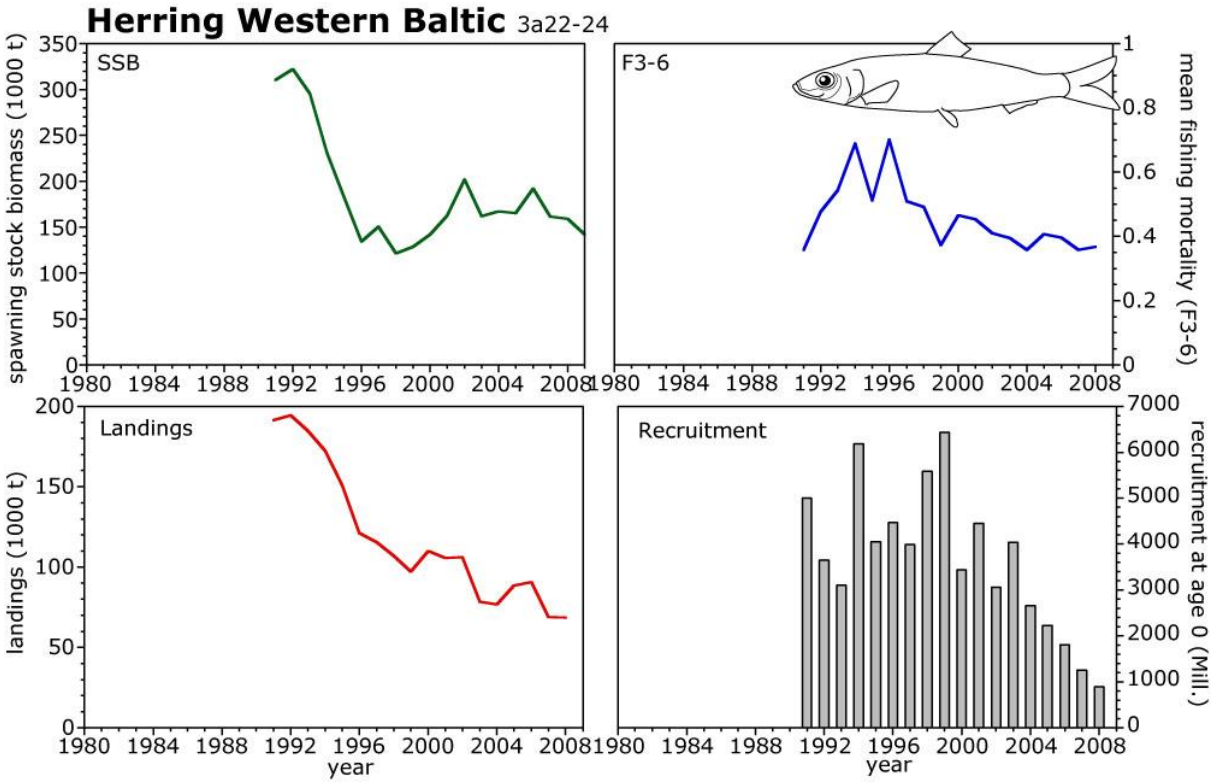


Abb. A.6: Frühjahrslaichender Hering der westlichen Ostsee: Ergebnisse der Bestandsberechnung des ICES im Jahr 2009 (ICES 2009a). Quelle: vTI-OSF.

Seit 2003 zeigt der Bestand jedoch eine nahezu kontinuierlich abnehmende Nachwuchsproduktion: Jeder Jahrgang ist 10-30% schwächer als der vorhergehende, der Jahrgang 2008 ist der schwächste der Zeitserie und weist nur noch weniger als ein Viertel der mittleren Stärke auf. Wesentlichen Einfluss auf die Berechnung der Rekrutierung hat der N20-Larvenindex aus dem Rügen-Heringslarvensurvey (RHLS), den das Institut für Ostseefischerei des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI-OSF) bzw. seine Vorgänger seit 1977 im GWB und Strelasund durchführen (siehe Kap. B.3.1). Dieses kumulative Maß für die Abundanz von Heringslarven der Länge 20 mm korreliert gut mit den Indices für 1- und 2-jährige Heringe, die aus den Akustik-Herbstsurveys im gesamten Verbreitungsgebiet ermittelt werden (Abb. A.7). Die gute Korrelation (siehe Oeberst et al. 2009a) belegt erstens, dass schon die Abundanz der frühen Jugendstadien eine Vorhersage der Jahrgangsstärke der in die Fischerei einwachsenden Heringe ermöglicht, und zweitens, dass die Abundanz des im Vergleich sehr kleinen GWB erzeugten Nachwuchses wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung der nutzbaren Biomasse hat (Oeberst et al. 2009a,b).

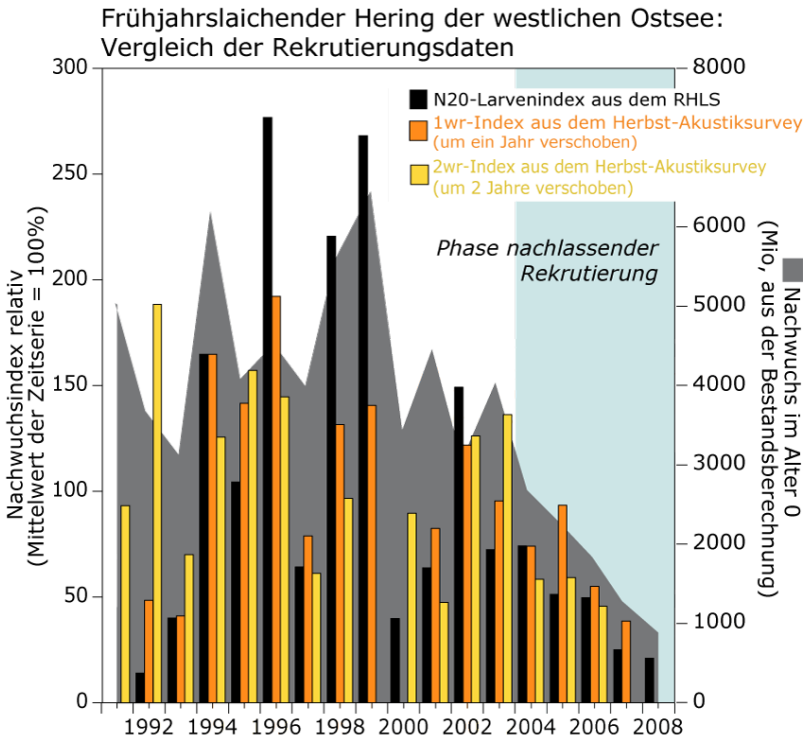


Abb. A.7: Frühjahrslaichender Hering der westlichen Ostsee: Vergleich der Zeitserien für die Rekrutierung. Der N20-Index wird aus der Larvenabundanz im Greifswalder Bodden und Strelasund abgeleitet, die beiden übrigen Indices aus den Akustiksurveys in der Arkona- und Beltsee ein und zwei Jahre später. Die graue Fläche im Hintergrund gibt das Ergebnis der Bestandsberechnung des ICES an, in die neben den fischereiunabhängigen Datenreihen auch Daten aus der kommerziellen Fischerei eingehen. Quellen: ICES 2009a und vTI-OSF.

Die Ursachen der nachlassenden Rekrutierung des WBSS sind noch nicht vollständig aufgeklärt. Nach derzeitigem Wissensstand scheint sie jedoch natürliche Ursachen zu haben: Es liegen (trotz der über Jahre hohen fischereilichen Sterblichkeit) zunächst keine Hinweise auf Überfischungs-Effekte vor, insbesondere, weil die Laicherbiomasse wegen der ursprünglich ausgewogenen Altersstruktur des Bestandes noch nicht nennenswert auf die nachlassende Rekrutierung reagiert hat. Als natürliche bzw. nicht fischerei-induzierte Ursachen bieten sich an:

a. Reduzierung der Produktivität adulter Heringe, z.B. durch physiologische oder hormonelle Veränderungen (intragonadale Eientwicklung, Fertilität, Atresia, Geschlechterverhältnis, Qualität der Geschlechtsprodukte), Parasitierung/ pathologische Veränderungen, Änderungen des Verhaltens bei der Laichplatzwahl oder Abgabe der Eier und Spermien; dies würde direkt zu einer Abnahme der (entwicklungsfähigen) Eier führen;
b. Reduzierung des Laichsubstrat-Angebots, z.B. durch Reduzierung der von Makrophyten bedeckten Fläche oder durch verstärkten epiphytischen Bewuchs geeigneter Flächen (was wiederum durch Nährstoffeintrag oder erhöhte Temperatur verursacht werden könnte). Dies würde entweder zu einer Abnahme der Anzahl abgelegter Eier oder zu einer Mehrfachbelaichung geeigneter Substrate und damit zu einer Erhöhung der Laich-Schichtdicke führen, was wiederum die Entwicklung der Eier behindert (insbesondere durch Sauerstoffmangel in der letzten Ei-Entwicklungsphase, siehe Abschnitt C.3.3.3);
c. Veränderungen in der Entwicklung von Eiern und Larven, z.B. durch ungünstige Temperaturen oder Sauerstoffkonzentrationen, durch erhöhte Sterblichkeiten in verschiedenen Entwicklungsphasen, z.B. durch Pathogene, und/oder durch verringerte Nahrungsverfügbarkeit nach Beginn der aktiven Nahrungsaufnahme der Larven;
d. erhöhte Prädation in verschiedenen Stadien der Nachwuchsentwicklung, z.B. durch laichfressende Wasservögel.

Die meisten dieser möglichen Ursachen oder Effekte lassen sich auf klimatische Änderungen oder Schadstoffe zurückführen. Temperatur (in allen Entwicklungsstadien) und Sauerstoffgehalt (während der Eientwicklung) scheinen aber den größten Einfluss auf die Anzahl der Larven mit einer Länge von 20 mm zu haben (siehe Abschnitt C.3.2 und C.3.3). Bisherige Untersuchungen haben keine Hinweise darauf ergeben, dass in den vergangenen Jahren insgesamt weniger adulte Heringe eingewandert wären (siehe folgenden Abschnitt) oder weniger Eier im Greifswalder Bodden abgelegt wurden, womit der erste Hypothesenkomplex eher unwahrscheinlich erscheint. Weitere Untersuchungen werden derzeit von verschiedenen Fischereiforschungseinrichtungen durchgeführt.

A.3.3.1.3 Fischerei

Für die Fischerei in der westlichen Ostsee, und hier insbesondere für die deutsche kleine Küstenfischerei, hat der Heringsbestand der westlichen Ostsee auch im Vergleich zu den anderen im Gebiet vorkommenden marinen Fischarten herausragende Bedeutung. Darüber hinaus partizipieren auch andere Flotten der Ostsee- und Kattegat-/Skagerrak-Anrainer an dieser Ressource. Heringe werden im GWB schon seit über 600 Jahren genutzt (Münter 1863). In der westlichen Ostsee und im Kattegat/Skagerrak begründeten die küstennahen Fangmöglichkeiten wesentliche Handelswege der Hanse (z.B. die Schonenfischerei, Corten 2001).

Höchstfangmengen (TACs). Die nachlassende Rekrutierung des Bestandes hat erhebliche Auswirkungen auf die Fangmöglichkeiten der kommerziellen Heringsfischerei: Da nur gefangen werden kann, was nachwächst, müssen die Fangmengen mittelfristig so weit reduziert werden, dass der Bestand auch bei anhaltend schlechter Nachwuchsproduktion stabilisiert wird und die Fischerei damit insgesamt weiter durchgeführt werden kann oder bis wieder stärkere Jahrgänge verzeichnet werden. Für 2008 wurden die implementierten Höchstfangmengen (*total allowable catches*, TACs) um 10% reduziert (ICES-Empfehlung: -20% von den Vorjahres-TACs), für 2009 um 39% (ICES-Empfehlung: -62% von den Vorjahres-TACs), für 2010 empfiehlt der ICES eine Reduzierung um weitere 35% von den Vorjahres-TACs. Da die legalen Fangmengen vor allem im Norden des Verbreitungsgebietes (IIIa) nicht annähernd ausgeschöpft werden, entspricht die ICES-Empfehlung für 2010 einer Reduzierung um nur 12%, bezogen auf die projizierte Gesamtfangmenge aus dem Bestand 2009 (ICES 2009a, EU 2008, EU 2009).
Im historischen Vergleich sind diese Fangmöglichkeiten gering; allerdings sind die viel höheren internationalen TACs in den 1990er Jahren nicht annähernd ausgeschöpft worden, und zumindest in der östlichen Ostsee hat ein „*regime shift*“ stattgefunden, der die Produktivität

vieler kommerziell genutzter Fischbestände beeinflusst hat (ICES 2008, 2009b). Auch wenn dieser Einfluss vor allem für Dorsch- und Sprottenbestände der zentralen und östlichen Ostsee beschrieben ist, ist durchaus vorstellbar, dass klimatische Änderungen auch die Biomasse und Nachwuchsproduktion des Herings der westlichen Ostsee beeinflusst.

Internationale Fänge aus dem WBSS-Bestand, internationale und deutsche Anlandungen aus der westlichen Ostsee. Daten über Gesamtfänge aus dem Bestand in allen Teilen des Verbreitungsgebietes liegen erst seit 1991 vor, da vorher (wie beschrieben) eine Trennung der gemischten Fänge in die verschiedenen Bestände (insbesondere in Gebiet IIIa) nicht möglich war. Seit 1992 haben die internationalen Fänge von 194 kt auf 68,5 kt fast kontinuierlich abgenommen (Abb. A.6). Während die Fangzusammensetzung (nach Beständen) in den nördlichen Gebieten variabel und kaum vorhersagbar ist, werden im Gebiet westliche Ostsee (22-24) fast alle Fänge dem WBSS-Bestand zugerechnet. In diesem Gebiet wird traditionell der größte Teil des Fangs von der deutschen Flotte getätigt (2008: Deutschland 58%, Schweden 19%, Polen 15% und Dänemark 8% (ICES 2009a), Abb. A.8). Die internationalen Fänge betrugen hier 1990 noch rund 100 kt und reduzierten sich bis 2007 auf rund 40 kt; 2009 werden sie auf 27 kt (entspricht dem TAC) zurückgehen.

Die deutschen Heringsanlandungen aus 22-24 zeigen einen abweichenden Verlauf: Sie lagen bis zur Wiedervereinigung 1990 bei 45-56 kt jährlich, reduzierten sich dann schlagartig auf 7-13.5 kt und verdoppelten sich 2002 auf 22 kt. In diesem Jahr wurde das Fischverarbeitungswerk EuroBaltic in Mukran eröffnet. In den vergangenen Jahren lag der Ertrag stabil bei über 20 kt, der 39%igen Reduzierung des TACs folgend wird diese Menge aber 2009 stark abnehmen. In der ersten Dekade dieses Jahrhunderts hat der Anteil der Schleppnetzfischerei an den deutschen Anlandungen im Vergleich zur Stillen Fischerei (Reusen und Stellnetze) deutlich zugenommen: von 40% im Jahr 2002 auf deutlich über 50% in den Jahren 2007 und 2008 (Abb. A.8). Daten für die Verteilung der Heringsanlandungen auf Fanggeräte 2009 liegen noch nicht vor.

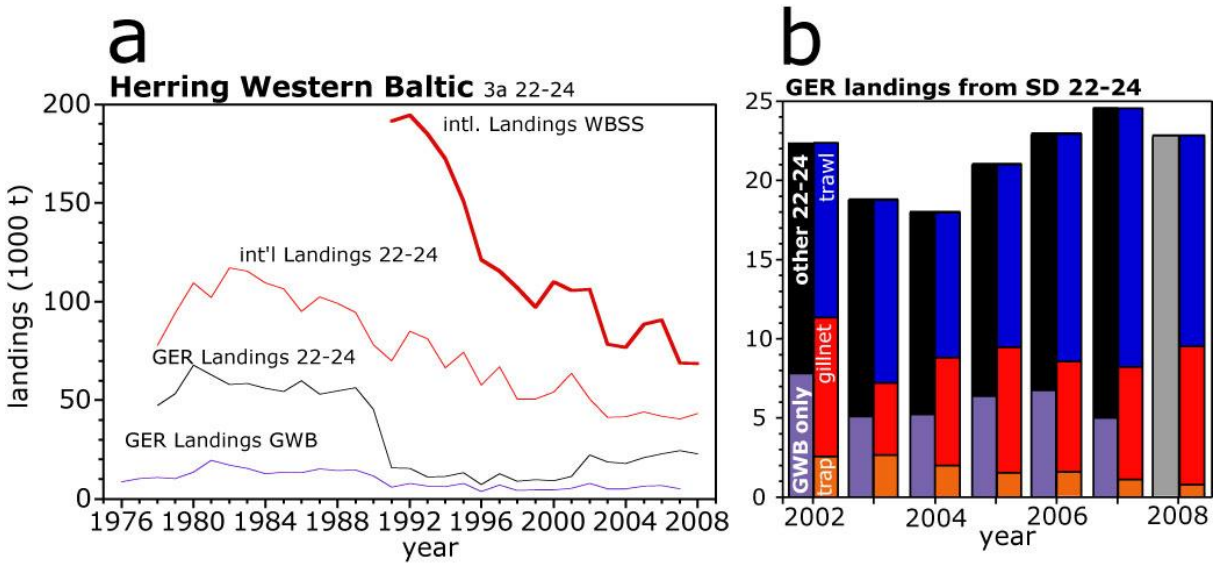


Abb. A.8: Hering der westlichen Ostsee: a. Entwicklung der internationalen und der deutschen Fänge in der westlichen Ostsee (22-24), b. deutsche Fänge getrennt nach Fangmethode und Anteil der Fänge aus dem Greifswalder Bodden, sofern diese Daten vorhanden sind). Quelle: ICES 1993, 2009a, Fangstatistik der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Fangstatistiken des LALLF Mecklenburg-Vorpommern, Analysen des vTI-OSF.

Fänge im Greifswalder Bodden. Ein erheblicher Teil der deutschen Heringsfänge aus der westlichen Ostsee wurde über viele Jahre im GWB erzielt (Abb. A.8). Die Erträge schwankten stark, ab 1974 bis 1990 wurden jährlich über 10 kt gefangen, der Maximalfang lag 1981 bei 20 kt (Biester 1989a). Nach 1991 reduzierten sich die Fänge auf 5-10 kt (Gröhsler 2003). Der Beginn der Einwanderung laichreifer Fische und damit der Beginn der Laichzeit und der Fischerei sind stark wetterabhängig und damit variabel. Das Ende der Fangtätigkeit ist von vielen Faktoren abhängig und wird vor allem durch Ausschöpfung der Quote bestimmt (insbesondere der Genossenschaftsquote von Betrieben am GWB, selbst wenn der TAC noch nicht erreicht war). Die Quoten im GWB waren mit Ausnahme des Jahres 1987 in der Regel schon im Mai ausgeschöpft (Biester 1989a). In den letzten Jahren beendete gelegentlich auch die Schließung der Fisch-Annahmestelle in der Fischverarbeitung in Mukran den Fangbetrieb, zumindest für solche Genossenschaften, die ihren Fang nicht nach Dänemark verkaufen. Der jahreszeitliche Verlauf der Heringsfänge aus dem GWB ist in Abb. A.9 und Abb. A.10 dargestellt. Aus diesen Abbildungen ist ableitbar, dass das Hauptlaichgeschäft mit dem Einwandern des Herings frühestens Ende Januar, in der Regel aber im März beginnt und spätestens im Juni, meist jedoch schon im Mai endet. Fänge im Herbst werden gelegentlich erzielt, sind aber im Vergleich zu den Frühjahrsfängen sehr gering.

Im GWB und Strelasund ist die Schleppnetzfischerei nicht gestattet, die Heringsfänge werden daher ausschließlich in der Stillen Fischerei erzielt. Die Bedeutung der Stellnetzfischerei gegenüber der Reusenfischerei hat in den letzten Jahren zugenommen. Abb. A.11 zeigt beispielhaft die Verteilung von Stellnetzen während der Fangsaison 2006, sofern sie vom Forschungskutter *Clupea* aus erkannt werden konnten.

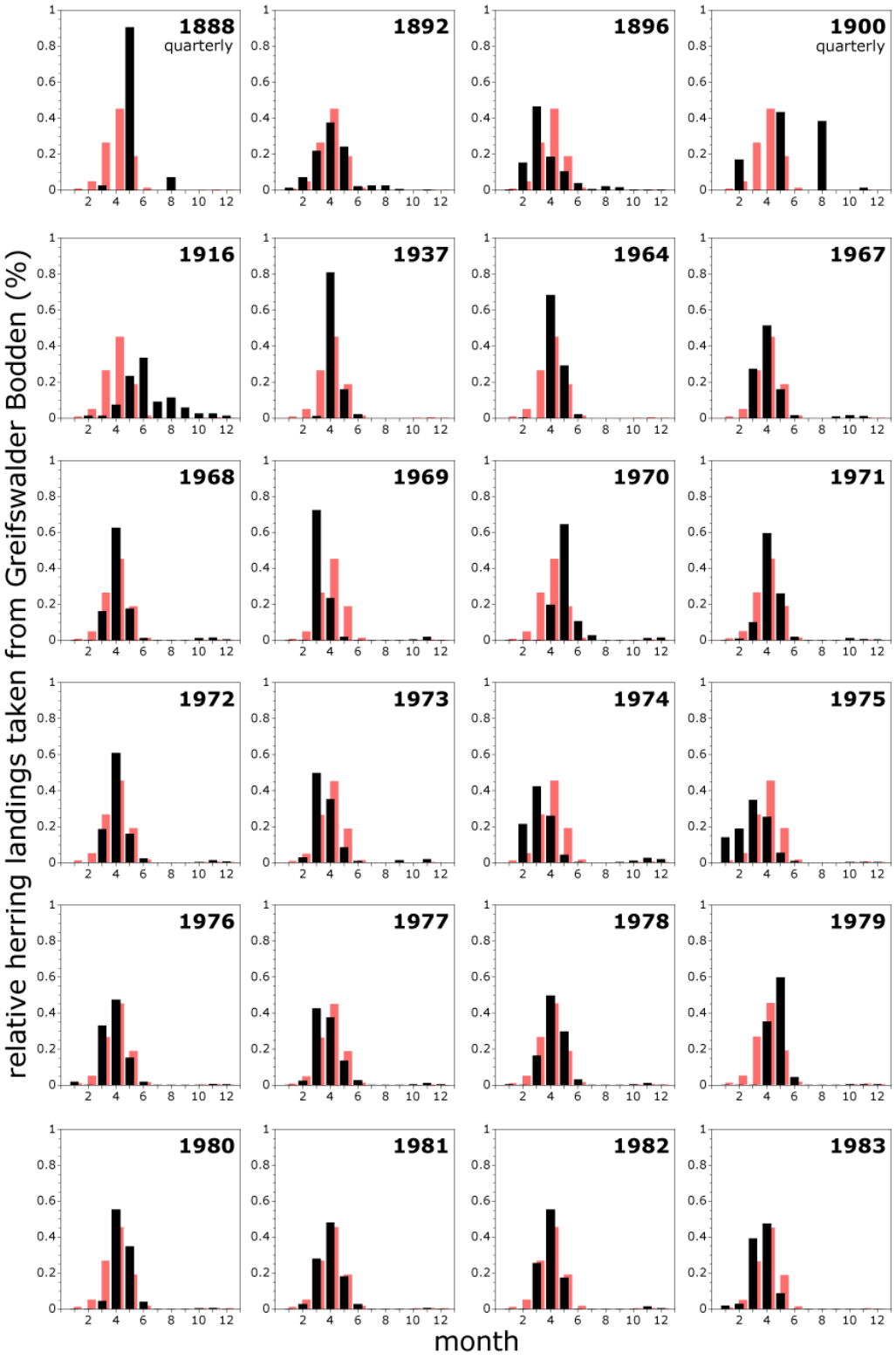


Abb. A.9: Heringsfänge im Greifswalder Bodden: zeitlicher Verlauf der Anlandungen (1888-)1967-1983 (1984-2007 in nachfolgender Abb.). In rot ist der Mittelwert über den Zeitraum 1967-2007 hinterlegt, um Abweichungen vom Mittel leichter erkennbar zu machen. Quellen: Fangstatistiken des LALLF Mecklenburg-Vorpommern (oder von Vorgängereinrichtungen), Analysen des vTI-OSF.

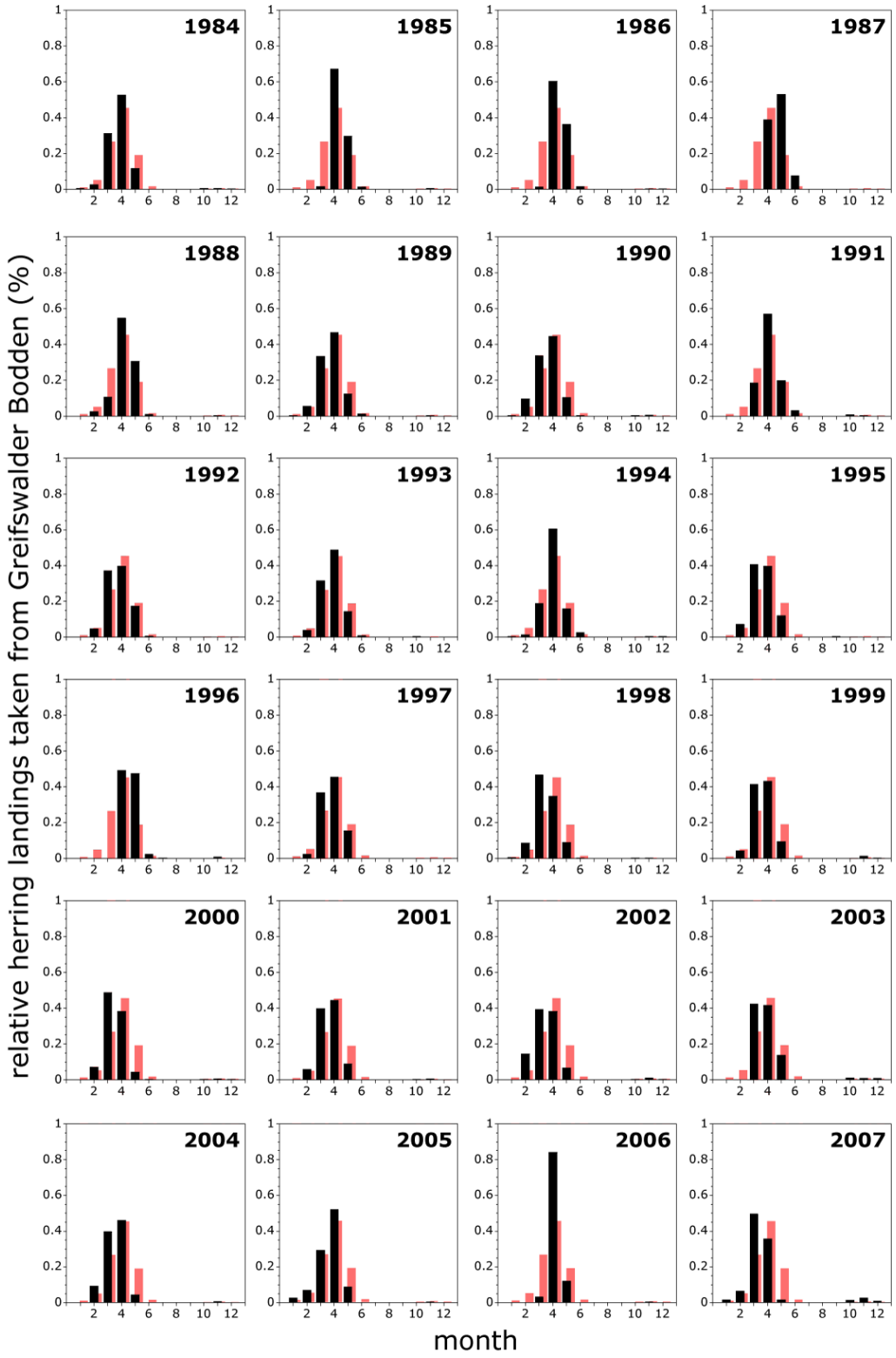


Abb. A.10: Heringsfänge im Greifswalder Bodden: zeitlicher Verlauf der Anlandungen 1984-2007 (Daten bis 1983 in voriger Abb.). Daten für 2008 sind wegen einer Umstellung der Datenerfassung im Landesamt nicht verfügbar. In rot ist der Mittelwert über den Zeitraum 1967-2007 hinterlegt, um Abweichungen vom Mittel leichter erkennbar zu machen. Quellen: Fangstatistiken des LALLF Mecklenburg-Vorpommern (oder von Vorgängereinrichtungen), Analysen des vTI-OSF.

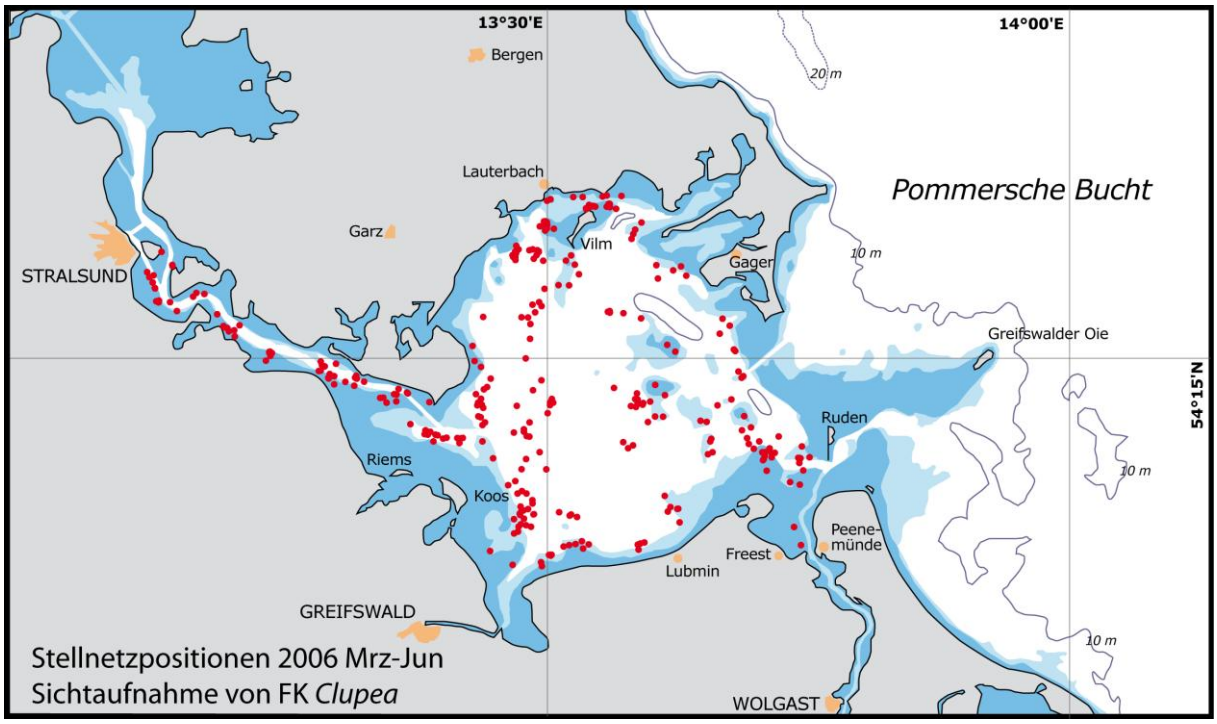


Abb. A.11: Heringsfänge im Greifswalder Bodden: Stellnetzpositionen während der Laichsaison 2006 (rote Punkte; März-Juni), wie sie von Bord des Forschungskutters Clupea erkannt werden konnten. Die Häufigkeit von Netzen im Flachwasserbereich ist mit einiger Wahrscheinlichkeit unterschätzt; Verlegungen von Netzen während der Fangperiode sind nicht dargestellt.

A.3.3.2 Dorsch, *Gadus morhua*

Der Dorsch spielt fischereilich in der Ostsee eine überragende Rolle. Die Fänge aus dem GWB sind mit nicht einmal 5% der gesamten Fänge aller Arten aus diesem Gebiet (ohne Hering) allerdings minimal. Die Laichgebiete des Dorsches in der westlichen Ostsee befinden sich in den tieferen Bereichen, in denen sowohl der Salzgehalt als auch der Sauerstoffgehalt hoch genug sind. Hohe Salzgehalte und dementsprechend eine hohe Dichte sind erforderlich, um die neutrale Schwebfähigkeit der Eier zu erhalten (Bagge et al. 1994, Oeberst & Bleil 2003, Bleil & Oeberst 2005).

Vor dem GWB befindet sich in der Arkonasee ein Laichgebiet, in dem sich die Bestände von westlichem Dorsch und dem der östlichen Ostsee mischen. Das Laichgebiet befindet sich allerdings in den tieferen Bereichen der Arkonasee, wo der Salgehalt mindestens 11 beträgt (Bleil et al. 2009). Da der Dorsch diesen Salzgehalt mindestens benötigt, damit die Eier schwebfähig bleiben und überleben, scheidet der GWB als potentielles Laichgebiet aus.

Eine Beeinträchtigung des Laichgeschäftes des Dorsches durch die Einleitung von Kühlwasser durch das Kraftwerk ist somit sehr unwahrscheinlich. Eine wirtschaftliche Beeinträchtigung des Dorschfangs der deutschen Küstenfischerei wäre ebenfalls gering, da die deutschen Dorschfänge im GWB nur minimal sind.

A.3.3.3 Flunder, *Platichthys flesus*

Die Flunder ist in der Ostsee vom Kattegat über die zentrale Ostsee bis nördlich der Åland Inseln verbreitet (Florin 2005). Zwar ist relativ wenig über die Bestandsstruktur der Flunder in der Ostsee bekannt, aber es scheint gesichert zu sein, dass sich die Flunder in eine Reihe von Beständen oder Populationen gliedert, die unterschiedliches Laichverhalten zeigen. Während die Flunder aus der Nordsee in die Weser und Elbe einwandert, um ihre Laichgründe im Brackwasser zu erreichen, laicht sie in der Ostsee entweder pelagisch oder demersal. Bodennahes Laichen findet je nach Salzgehaltsbedingungen sowohl im tieferen als auch im flacheren Bereichen der Ostsee statt (z.B. Aro 1989, Florin 2005). Florin & Höglund (2008) ziehen auf der Basis der in der Literatur vorhandenen Werte den Schluss, dass die Flunder der Ostsee nicht in der Lage ist, in Salzgehalten unterhalb von 10-12 schwebende Eier zu produzieren. Dementsprechend müssen die Eier bei geringerem Salzgehalt zu Boden sinken, wodurch, wenn überhaupt möglich, der Laichvorgang demersal wird. Markierungsexperimente von Otterlind (1967, nach Florin & Höglund, 2008) legen die Vermutung nahe, dass die ICES-Gebiete 24 und 25 eigene Flunderbestände aufweisen. Für den GWB ist dies die Oderbank-Flunder. Die Flunder ist als Spezies in der Lage, sich über die Zeit bestimmten Salzgehalten anzupassen und zeigt sich als solche euryhalin. Eine Anpassung an niedrigere Salzgehalte ist die Entwicklung größerer Eier mit geringerer spezifischer Dichte (Mielck & Künne 1932, Lönning & Solemdal 1979, Nissling et al. 2002). Allerdings ist die Flunder anscheinend nicht in der Lage, schnell auf wechselnde Salzgehalte durch entsprechende Dichte- und Größenregulation der Eier zu reagieren (Nissling & Westin 1997, Nissling et. al. 2002). ICES (2005) kommt zum Schluss, dass für die Flunder in SD 24 (Oderbank-Flunder) das Habitat für erfolgreiches Laichen bei einem Salzgehalt von mindestens 12 liegt, gepaart mit einem Sauerstoffgehalt von mindestens 2 ml l^{-1}. Nissling et al. (2002) untersuchten den möglichen Laicherfolg der Flunder und kamen zum Ergebnis, dass die Flunder regelmäßig erfolgreich in den Sunden, dem Arkonabecken und dem Bornholmbecken laichen kann, und je nach Einstromsituation auch im Danziger Tief und Gotlandbecken. Daraus lässt sich mit hinreichender Sicherheit schlussfolgern, dass der GWB mit einem Salzgehalt von 5-7 für das Laichgeschehen der Flunder von keiner maßgeblichen Bedeutung ist. Vor dem Hintergrund des weit ausgedehnten Laichgebietes der Flunder und ihrem euryöken Verhalten wird der möglichen Erwärmung durch Kühlwassereinleitung für die Flunder keine nennenswerte Bedeutung beigemessen.
Die Flunderfänge im GWB machen etwa 24% der Gesamtfänge im GWB (ohne Hering) aus (IfaÖ 2008), sind also wirtschaftlich nicht unerheblich. Vor dem Hintergrund der Gesamtverbreitung der Flunder in der Ostsee ist der GWB als Fanggebiet allerdings unbedeutend, der Nahbereich des Kraftwerks nach Fläche minimal und kann vernachlässigt werden.

A.3.3.4 Hornhecht, *Belone belone*

Das Laichgebiet des Hornhechts erstreckt sich von den Flachwasserbereichen der westlichen Ostsee entlang der südschwedischen, deutschen, polnischen und Baltikum-Küste bis nach Gotland. Im Allgemeinen bevorzugt der Hornhecht zum Laichen das wärmere Wasser und windgeschützte Lagen an der Leeseite von Küsten (H. Rosenthal pers. Mitt.). Hornhechtlarven überleben Temperaturen zwischen 13 und 25°C (Rosenthal & Fons 1973). Im GWB laicht der Hornhecht zwischen Mai und Juni, wenn die Wassertemperatur etwa 16°C erreicht hat, im flachsten Bereich auf Makrophyten einschließlich angeschwemmtem Seegras (H. Rosenthal pers. Mitt.), auf das er seine mit Klebfäden versehenen Eier ablegt (Muus & Nielsen 1999). Das Laichgebiet ist im GWB im Litoralbereich (0-1 m) relativ ungleichmäßig verteilt und überproportional im Einflussbereich des Kraftwerks gelegen, da hier das Eu- und Sublitoral sehr ausgeprägt ist. Während der gesamte Einflussbereich des Kraftwerks etwa 10% des GWB ausmacht („Nahbereich“ - Fläche mit einer Erwärmung um 0.5 K oder mehr im Jahresmittel), ist der obere Litoralbereich als Laichhabitat des Hornhecht überproportional groß (18,8%), d.h. knapp 20% des Laichgebiets des Hornhechts im GWB sind möglicherweise von dem Kühlwasser beeinflusst. Da der Hornhecht thermophil ist und das wärmere Wasser des oberen und ruhigen Litorals sucht, müssen die Eier an starke Temperaturschwankungen und eher höhere Temperaturen angepasst sein. Aus diesem Grund ist der Einfluss des Kraftwerkswassers zumindest bezüglich der Temperatur vermutlich vernachlässigbar, wenn nicht gar förderlich für die Laichplatzwahl des Hornhechts. Es kann spekuliert werden (H. Rosenthal pers. Mitt.), dass das erwärmte Kühlwasser, das bei bestimmten Windlagen aus dem GWB auf süd-östlicher Seite ausströmt, als eine warme Lockströmung für den Hornhecht fungieren kann.

Hornhechte reagieren sehr schnell und sehr variabel auf Umweltveränderungen an den Küsten und wechseln schnell ihre Laichplätze, wenn sich die Umweltbedingungen lokal verändern.
Der Hornhecht spielt für die Fischerei im GWB eine nicht unerhebliche Rolle. Etwa ein Viertel der Fänge (ohne Hering) besteht aus Hornhecht (Winkler 1989, IfaÖ 2008). Die Hornhecht-fischerei ist eine typische saisonale Fischerei des Frühjahrs, wenn im Mai-Juni (Otterlind 1985) der Hornhecht zum Laichen in den GWB kommt. Daher könnte wie beim Hering die Einleitung des Kühlwassers eine Auswirkung auf den Laicherfolg des Hornhechts haben.

In der Gesamtbetrachtung ist der Einflussbereich des Kraftwerkwassers im Verhältnis zum Gesamtlaichgebiet des Hornhechts außerordentlich gering und kann vernachlässigt werden, die Auswirkungen des erwärmten Wassers können als eher positiv gewertet werden, vorausgesetzt, dass das erwärmte Wasser im Nahbereich nicht die Laichhabitate des Hornhechts im Eulitoral schädigt.

A.3.3.5 Andere und nicht kommerziell genutzte marine Arten

Scholle (*Pleuronectes platessa*). Die Scholle befindet sich in der Ostsee am Rand ihres natürlichen Verbreitungsgebiets. Zwar reproduziert sich die Scholle in der Ostsee, die damit zu ihrem echten Verbreitungsgebiet gehört, allerdings ist der Reproduktionserfolg anscheinend sehr variabel und wird maßgeblich von den Einstromereignissen beeinflusst, ohne direkt mit diesen korreliert zu sein (Hammer et al. 2008). Nissling et al. (2008) zeigen, dass die Scholle für erfolgreiches Laichen einen Salzgehalt von mindestens 13-14 benötigt. Dadurch wird das Laichen der Scholle auf die tieferen Beckenbereiche reduziert und für den GWB ausgeschlossen, ebenso wie ein potentieller Einfluss des Kühlwassers auf das Laichgeschehen dieser Art. Fischereilich spielt die Scholle im GWB kaum eine Rolle (Winkler 1989). Lediglich in den 1930er Jahren, als der Schollenbestand in der westlichen Ostsee relativ hoch war, wurden Schollen in geringen Mengen an der Greifswalder Oie gefangen (Kändler 1931).
Die **Kliesche** (*Limanda limanda*) ist in der Ostsee von den Belten der dänischen Inseln bis in die Region um Bornholm verbreitet (Temming 1989). Im GWB kommt die Kliesche nur als Gast vor und spielt weder fischereilich noch ökologische eine wesentliche Rolle.
Wie die Kliesche kommen der **Steinbutt** (*Psetta maxima*) und der **Glattbutt** (*Scophthalmus rhombus*) nur gelegentlich im GWB vor und sind insgesamt als unbedeutend einzustufen.
Diadrome Arten wie die Meerforelle, Schnäpel usw. spielen für den Untersuchungsbereich nur eine sehr untergeordnete Rolle und werden hier – vor allem, weil sie keine rein marinen Arten sind, nicht näher betrachtet.

A.3.4 Zusammenfassung

1. Das vTI-OSF wurde vom Land Mecklenburg-Vorpommern beauftragt, ein Gutachten über den potentiellen Einfluss des Kraftwerkabwassers auf die fischereilich genutzten Ressourcen in der westlichen Ostsee im Allgemeinen und im GWB im Speziellen zu erstellen.
2. Der Schwerpunkt lag auf der Reproduktion des frühjahrslaichenden Herings. Die Quantifizierung der potentiellen Auswirkungen erfolgte über eine Gesamtaufnahme des Laichsubstrats im GWB mittels Befliegung und Erstellung von Luftbildern, GIS-Auswertung der Luftbilder, Ground-Truthing durch Taucher und den Einsatz von geschlepptem Videoschlitten.
3. Der **Hering** (*Clupea harengus*) ist aus Sicht der kommerziellen Nutzung die wesentliche Fischart im GWB. Sie stellt in der Regel über 90 % der Anlandungen aus diesem Gebiet.
4. Wesentliche Teile des Heringsbestandes der westlichen Ostsee laichen im GWB. Dieses Gebiet hat damit auch erheblichen Einfluss auf die Fangmöglichkeiten der **internationalen Fischerei** im Verbreitungsgebiet, das die westliche Ostsee und das Kattegat/Skagerrak (und Teile der Nordsee) umfasst. Veränderungen der Produktivität im GWB haben damit fischereiliche Bedeutung nicht nur für die deutsche, sondern auch für die dänische, polnische, schwedische, norwegische und färingische Heringsfischerei.
5. Seit 2003 nimmt die **Heringsrekrutierung** nahezu kontinuierlich ab, sie betrug 2008 nur noch ein Viertel des Mittelwertes der Zeitserie. Die Ursachen hierfür sind noch nicht abschließend eruiert, eine weitere Reduzierung der Nachwuchsproduktion durch zusätzliche anthropogene Stressoren hätte aber erhebliche Auswirkungen auf die Nutzbarkeit des Bestandes durch die Fischerei.
6. Der Einfluss der Kühlwassereinleitung des geplanten Steinkohlekraftwerks in den GWB erscheint daher lediglich für Hering potentiell erheblich zu sein. Die Analysen des Einflusses der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Nährstoffe, Schadstoffe, Trübung/Sedimentation, und weiterer Stressoren beschränkten sich daher auf diese Fischart.

B Untersuchungen zur Bedeutung des von der prospektierten Abwasserfahne des Kraftwerkes betroffenen Gebietes auf die Laichgründe des Herings

B.1 Entwicklung der Vegetation im GWB

Das Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens nimmt bei der fischereilichen/ fischereibiologischen Betrachtung möglicher Auswirkungen eines Kraftwerkneubaus eine herausragende Stellung ein, da es für die Rekrutierung des Rügenschen Frühjahrslaicher von zentraler Bedeutung ist (Scabell, 1988; Scabell und Jönsson, 1984).
Im Gegensatz zu den Heringen der Nordsee benötigt der Rügensche Frühjahrshering submerse Strukturen für die Eiablage. Scabell und Jönsson (1984) fanden bei Untersuchungen im Greifswalder Bodden Heringseier vor allem auf *Furcellaria fastigiata* (Rhodophycea), *Fucus vesiculosus* (Gemeiner Blasentang, Phaeophycea), *Zostera marina* (Gewöhnliches Seegras, Spermatophyta).

Erste Beschreibungen des Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens finden sich in Studien, die um die Jahrhundertwende zum 20. Jahrhundert durchgeführt wurden (Schiemenz 1898, Henking 1904, Reibisch 1904, Reinke 1901). Abgesehen vom eher anekdotischen Charakter dieser Studien beschreiben diese einen flächendeckenden und weitreichenden Bewuchs (bis in 8m Tiefe). Untersuchungen aus den 1930er Jahren untermauern diese Ergebnisse. So gibt Seifert (1938) einen Bedeckungsgrad von 9/10 sowie erstmals auch eine detaillierte Tiefenzonierung der verschiedenen Taxa an.
Zu Beginn der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde der Bedeckungsgrad des Greifwalder Bodden mit Makrophyten deutlich niedriger eingeschätzt (Subklew 1955) bzw. ein Rückgang des Makrophytobenthos wahrgenommen (Engelmann 1964). Studien aus den 1980ern und 1990ern (Tab. B.1) beschreiben einen weiteren, deutlichen Rückgang der submersen Vegetation auf 3-20% der Gesamtfläche des Greifswalder Boddens (Abb. B.1.-Abb. B.3). Häufig wurde der Rückgang des Makrophytobenthos mit Eutrophierungsprozessen und der daraus resultierenden verminderten Sichttiefe in Verbindung gebracht (Vietinghoff et al. 1994, Munkes 2005). Ähnliche Befunde und Zusammenhänge wurden aus der Darß-Zingster Boddenkette (Vietinghoff et al. 1994) und polnischen Ästuaren wie der Danziger Bucht (Pliński 1986) gemeldet.
Bezüglich der Interpretation der verschiedenen Untersuchungsergebnisse muss angemerkt werden, dass die verwendeten Methoden sich im Laufe der Zeit erheblich gewandelt haben (Tab. B.1).

Wurden die Untersuchungen in den in der ersten Hälfte des 20.Jahrhunderts noch mit Grundschleppnetz, Dredge und Harke durchgeführt, erfolgte die Erfassung des Makrophytobenthos gegen Ende des 20. Jahrhunderts zunehmend quantitativ, durch Betauchungen mit und ohne Gerät (Geisel 1986, Messner 1986, Scabell 1988, Messner & von Oertzen 1990) sowie in Kombination mit Unterwasser- und oder Luftbildaufnahmen (Messner & von Oertzen 1991, Rambow 1994, Hübel et al. 1995, Vietinghoff et al. 1995, Bartels & Klüber 1998, Bartels & Klüber 1999). Die Durchführung der Luftbildaufnahmen und der damit verbundene gesteigerte technische und finanzielle Aufwand ist unter dem Hintergrund größerer Projekte zu sehen („Die Forschung begleitendes Monitoring“: Rambow 1994, Hübel et al. 1995, Vietinghoff et al. 1995, „GOAP: Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse“: Bartels & Klüber 1998, Bartels & Klüber 1999).

Die große Diskrepanz historischer und jüngster Befunde wirft also nicht zuletzt aufgrund der unterschiedlichen Methodik die Frage nach der Glaubwürdigkeit der historischen Schätzungen von Bedeckungsgrad und unterer Verbreitungsgrenze auf. Die im Zuge der europäischen Wasserrahmenrichtlinie durchgeführten Studien (Blümel et al. 2002, Schubert et al. 2003, Domin et al. 2004, Schubert et al. 2006) zur Definition des historischen Leitbilds (Referenzzustand) verifizierten jedoch die historischen Angaben.
Demnach ist von einer drastischen Abnahme des historischen Makrophytenbewuchs, welche durch eine verringerte untere Tiefen-Verbreitungsgrenze (Rotalgenzone: alt: ca. 8m; neu ca. 6m; Seegras: alt: ca. 5m; neu ca. 3m) sowie eine fleckenhafte Verbreitung der Bestände gekennzeichnet ist, auszugehen.
Neben der Eutrophierung und der damit verbundenen verringerten Sichttiefe wurden in der Vergangenheit auch der Druck durch Epiphyten, ebenfalls als eine Folge der Eutrophierung sowie die mögliche Zerstörung des Makrophytobenthos durch die Grundschleppnetzfischerei in der Vergangenheit genannt (Henking 1904, Vietinghoff et al. 1994). Munkes (2005) analysierte hierzu den Epiphytendruck auf Seegras, fand aber trotz hoher Nährstoffkonzentrationen keine hohe Epiphytenbiomasse. Henking (1904) untersuchte die Auswirkungen der Zeesenfischerei auf das Makrophytobenthos, konnte aber keine Abnahme der Bestandsdichte im Vergleich zu früheren Untersuchungen feststellen. Es bleibt anzumerken, dass die Ergebnisse von Henking (1904) und Munkes (2005) nur den jeweiligen Istzustand beleuchten, weshalb eine langfristige negative Wirkung beider Effektoren nicht auszuschließen ist.

Abschließend bleibt zu erwähnen, dass bei der Durchführung und dem Vergleich von Untersuchungsergebnissen die saisonale Variabilität der Makrophytenbiomasse zu berücksichtigen ist. In diesem Zusammenhang beschrieb Munkes (2004) die Dynamik im Jahresverlauf der Sprossdichte und Biomasse von Seegras (*Zostera marina*). Sie fand dabei

maximale Bewuchsdichten im August (150 Sprosse m^{-2}; 0,44kg Feuchtmasse m^{-2}) und minimale Werte im Mai (95 Sprosse m^{-2}; 0,23kg Feuchtmasse m^{-2}). Schiewer (2008) verweist sogar auf einen Rückgang der Makrophytenbiomasse in den Wintermonaten um 66% im Vergleich zur Sommervegetation.

Des Weiteren ist eine Pauschalisierung lokaler Untersuchungsergebnisse auf die Gesamtfläche des Boddens zu vermeiden, da z.B. die Tiefenzonierung und das Artenspektrum des Makrophytobenthos räumlich sehr verschieden sein kann. So unterscheiden sich die Bewuchsgrenzen im Bereich des Rügenschen Boddens und der Dänischen Wiek deutlich (Abb. B.4) (Hübel et al. 1995, Vietinghoff et al. 1995). Die räumliche Variabilität wird vor allem durch unterschiedliche Strömungs- und Lichtexposition sowie das Sediment bestimmt (Hübel et al. 1995).
Weitere gute Übersichten zum historischen und aktuellen Bestand des Makrophytobenthos finden sich in Vietinghoff et al. (1994), Munkes (2005) und Gosselck & Schabelon (2007).

Tab. B.1: Studien zum Bedeckungsgrad des Greifswalder Bodden mit Makrophyten

Autor	Jahr	Untersuchungsjahr/e	Untersuchungszeitraum Beprobungen bzw. UW-Videographie	Methode	max.Tiefe Seegras [m]	max. Tiefe alle Makro-phyten [m]	Bedeckungs-grad GWB	Bemerkung
Schiemenz	1898	1895	Juni/Juli; Oktober/November	Untersuchung des Beifanges von Makrophyten in der Fischerei	8,2	8,2	k.A.	
Reinke	1901	1899	August	k.A.	9	9	k.A.	
Henking	1904	1903	September	Grundschleppnetze und Dregde	8 – 9	8 – 9	„100%“	- „... GWB über seine ganze Ausdehnung mit einem recht dichten Pflanzenrasen bedeckt...“, - “...Der Rasen besteht in der Hauptsache aus Rotalgen, ...“ - Tiefengrenzen nicht durchgehend angegeben. Werte evtl. nicht max. Verbreitungsgrenze
Reibisch	1904	1903	September	Grundschleppnetze und Dregde	k.A.	k.A.	„100%“	- “aussergewöhnliche Mengen von festsitzenden Pflanzen ... die wohl nirgends im Bodden gänzlich fehlen, stellenweise aber einen so dichten Rasen bilden, dass selbst die großen, scharf fischenden Schleppnetze denselben nicht durchdringen können“
Stammer	1928	1925	Sommer 1925	doppelseitigen Harke	k.A.	k.A.	k.A.	- Beschreibung einer Abfolge verschiedener Pflanzengemeinschaften entlang des Literals der Ryck und Dänischen Wieck, wobei Tiefenangaben fehlen
Seifert	1938	Keine genaue Angabe (1932, 1933)	k.A.	Harke, Bodengreifer, Dregde	3	8	90%	
Subklew	1955	1951-1953	Frühjahr & Sommer	Bodengreifer, Dredge	3	8	75%	- modifiziert vertikale Zonierung von Seifert (1938)
Engelmann	1964	1962	k.A.	Bodengreifer	3	8	k.A.	- spricht erstmals vom Rückgang des Makrophytobenthos sah hierbei Scherbretter als Ursache (verweist aber hier auf “lange bekanntes Wissen“
Geisel	1986	1985-1986	Sommer, bzw. Frühjahr	Tauchen mit ABC-Gerät	4	6	15%	
Meßner	1986	1985	April-November	Tauchen mit ABC-Gerät, Dredge	4	k.A.	<10%	
Scabell	1988	1986-1987	k.A.	Tauchen mit Druckluftgerät	3,5	6	11%	- durchschnittliche Bewuchsgrenze 4m
Geisel und Meßner	1989	1985	k.A.	k.A.	4	6	<20%	- Werte beruhen auf Zitaten von Geisel (1986)
Messner und von Oertzen	1990	1985	April-November	Tauchen	4	4	10-15%	
Messner und von Oertzen	1991	1985-1989	Beginn April 1985, Ende 1989	Tauchen mit ABC-Gerät; Luftbildaufnahmen	4	4	3%	- vertikale Zonierung von Messner & Oertzen (1990) übernommen
Konich	1993	1991	Juli & August	Harke	3,5*	3,5*	45%*	- Ergebnisse beziehen sich nur auf den Strelasund
Rambow	1994	1993-1994	Okt.-Nov 93	Luftbildaufnahmen & Unterwasservideographie	4,9	6,5	<10%	- 1/5 der Gesamtfläche des GWB wurden untersucht
Vietinghoff et al.	1995	1993-1995	Okt.-Nov 93; April-Mai 94 & 95	Unterwasservideographie & Luftbildaufnahmen	4,9	6,5	10,23%	- Ergebnisse beziehen Untersuchungen von Rambow (1994) mit ein
Hübel et al.	1995	1993-1995	Okt.-Nov 93; April-Mai 94 & 95	Unterwasservideographie & Luftbildaufnahmen	4,9	6,5	10,23%	- Ergebnisse beziehen Untersuchungen von Rambow (1994) mit ein
Küster	1997	1996	April-September	Harke, bzw. Rechen	k.A.	k.A.	k.A.	- es wurden nur Characeenbestände bis in 2m Tiefe erfasst
Bartels und Klüber	1998	1990, 1994, 1995 bzw. 1993-1997	Okt.-Nov 93; April-Mai 94; Mai+Sept. 95; Mai+Aug. 96; Mai 1997	Luftbildaufnahmen & Unterwasservideographie	3,7	6,2	1990: 4% 1995: 5%	- im Rahmen des Projektes GOAP (http://www.ikzm-oder.de/projekt_goap.html)
Bartels und Klüber	1999	1990, 1994, 1995 bzw. 1993-1997	Okt.-Nov 93; April-Mai 94; Mai+Sept. 95; Mai+Aug. 96; Mai 1997	Luftbildaufnahmen & Unterwasservideographie	3,7	6,2	1990: 4% 1995: 5%	- im Rahmen des Projektes GOAP (http://www.ikzm-oder.de/projekt_goap.html)
Böllmann	2000			Studie war nicht beschafftbar				- Untersuchungen in Dänischer Wiek
Kanstinger	pers.com	2008	Mai	Tauchen mit Druckluftgerät	3	4		- durchschnittliche Bewuchsgrenze 3,5m
Munkes	2005		Zusammenfassende Studie (eigene Arbeiten zu saisonaler Entwicklung)					
Gosselck und Schabelon	2007			Zusammenfassende Studie				
Schiewer	2008			Zusammenfassende Studie				

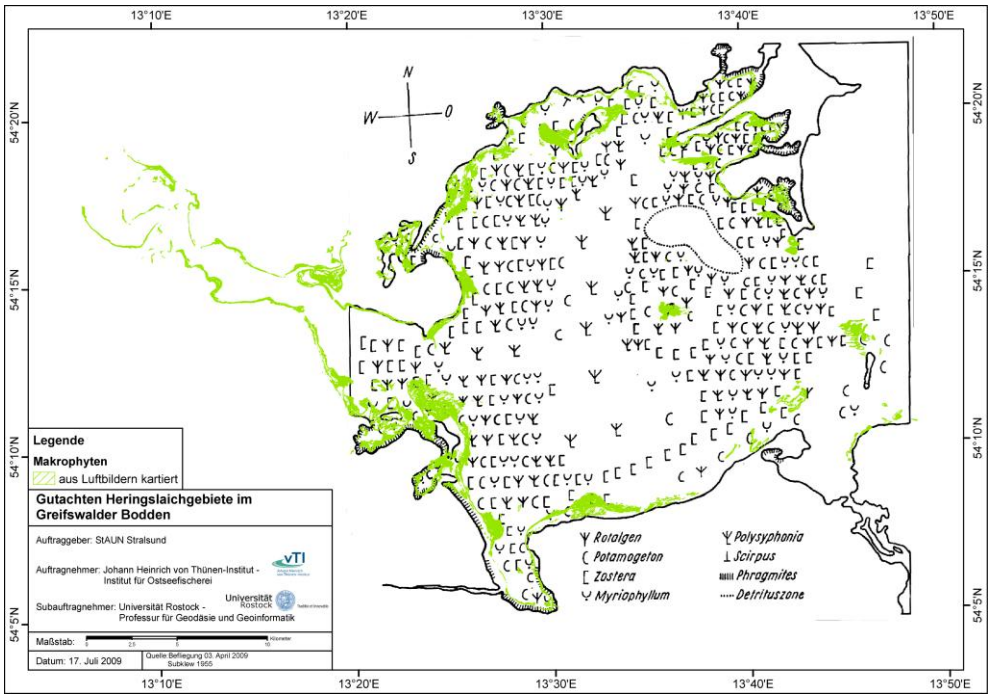


Abb. B.1: Makrophytenbewuchs im Greifswalder Bodden. Vergleich des Bewuchses, ermittelt von Subklew (1955) mit Hilfe Dredge und Bodengreifer und des Bewuchses ermittelt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009 (maximal berücksichtigte Tiefe 5m).

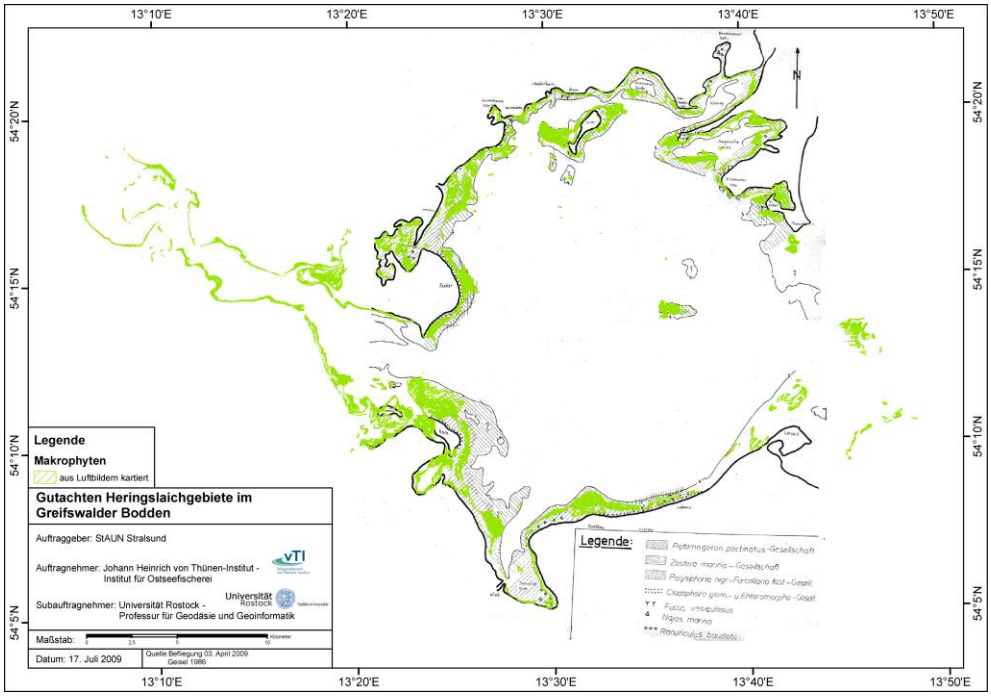


Abb. B.2: Makrophytenbewuchs im Greifswalder Bodden. Vergleich des Bewuchses, ermittelt von Geisel (1986), mithilfe von Tauchern und des Bewuchses, ermittelt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009 (maximal berücksichtigte Tiefe 5m).

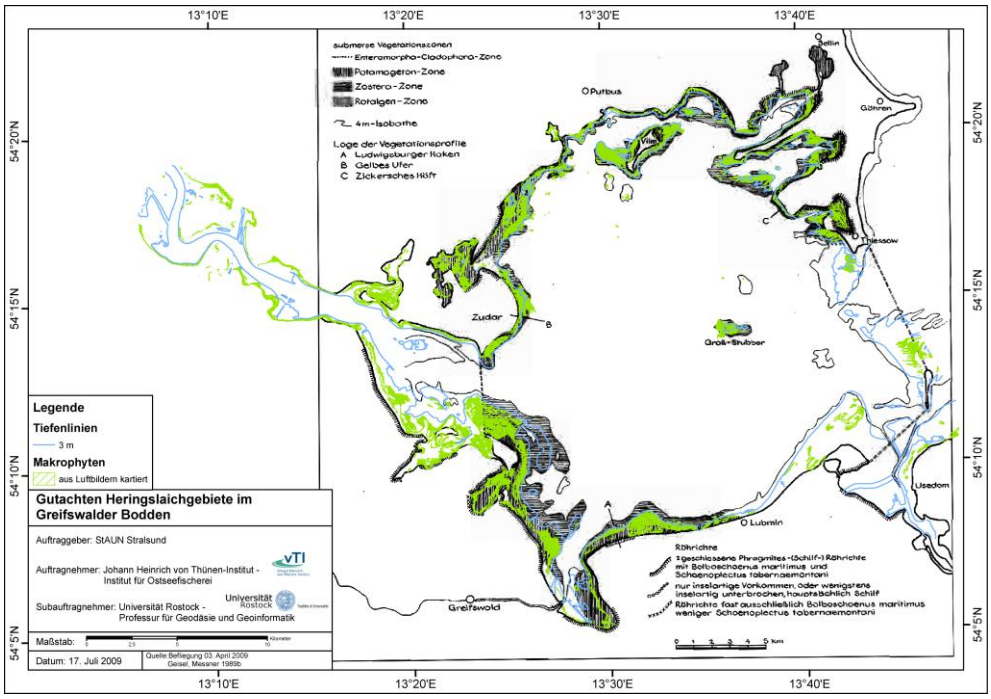


Abb. B.3: Makrophytenbewuchs im Greifswalder Bodden. Vergleich des Bewuchses ermittelt von Geisel und Messner (1989) und des Bewuchses ermittelt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009 (maximal berücksichtigte Tiefe 5m).

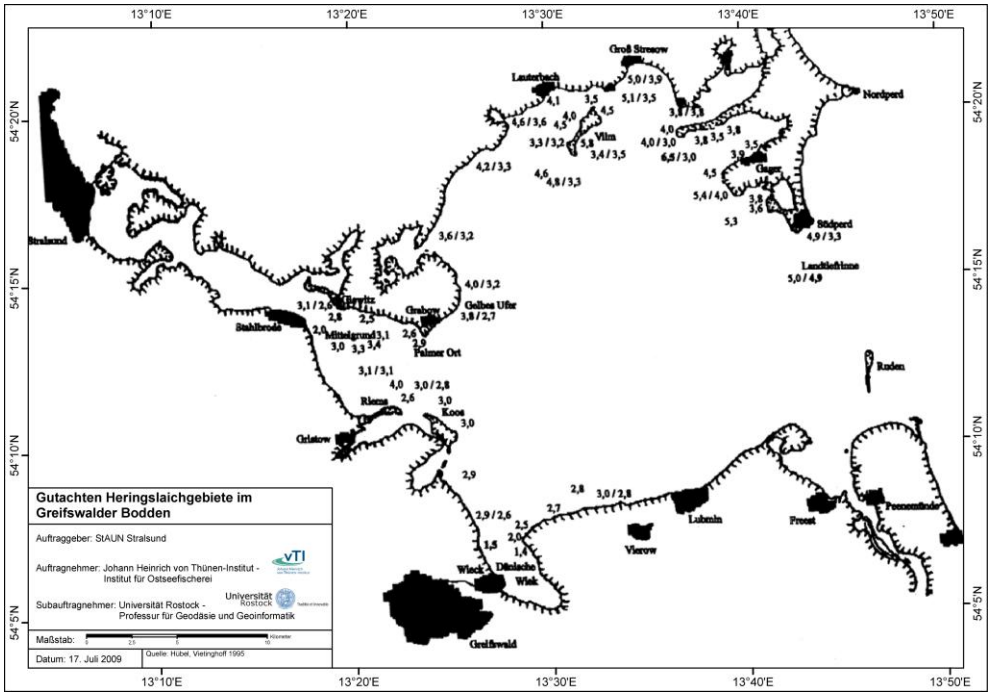


Abb. B.4: Makrophytenbewuchs im Greifswalder Bodden. Vertikale Bewuchsgrenze (in m) von Makrophyten im Greifswalder Bodden nach Hübel et al. (1995) (Rodophycea/Spermatophycea).

B.2 Aufnahme des Habitats und der Laichgründe im GWB

Unterwasserpflanzen (Makrophyten) sind wesentlich an der Sedimentation, dem Gasaustausch und an der Bindung von Nährstoffen und Schwermetallen beteiligt. Sie dienen außerdem als Substrat zur Eiablage sowie dem Schutz von Jungfischen und anderen Kleintieren. Aus diesem Grund sind die Makrophyten in zahlreichen Arbeiten im Zusammenhang mit ökologischen und ökonomischen Fragestellungen der Fischereiwirtschaft behandelt werden, z.B. Scabell 1988. Der Greifswalder Bodden wurde schon vor 1990 wegen seiner herausragenden Bedeutung als Heringslaichgebiet und einer möglichen Beeinflussung durch das damalige Kernkraftwerk Nord in Lubmin im Hinblick auf die Geologie, Morphologie, Hydrographie und Chemie, den Fischfang, der Fauna und Mikroflora sowie die gegenseitige Durchdringung und Abhängigkeiten der genannten Faktoren untersucht. Weniger Forschungsergebnisse lagen zur Struktur und Dynamik der Unterwasservegetation des Greifswalder Boddens vor. Eine Ursache dafür ist möglicherweise auch der hohe Zeit- und Kostenaufwand, den eine flächendeckende Bestands-aufnahme erfordert. Die pflanzensoziologische Studie von Geisel (1986), die Hinweise dafür brachte, dass die Unterwasservegetation im Greifswalder Bodden seit den 1930er Jahren enorm zurückgegangen ist, leitete ein Fülle nachfolgender Untersuchungen ein (z.B. Scabell 1988, Christke 1996, Bartels & Klüber 1998, Bartels & Klüber 1999). Eine Zusammenstellung der Arbeiten liegt als Arbeitsbericht vor (vTI-OSF 2009).

Als Erfassungsmethoden zur Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden kamen bis in die 1980er Jahre noch ausschließlich Tauch- und Videountersuchungen zum Einsatz. Danach wurden verstärkt Methoden der Fernerkundung eingesetzt. Für die Erfassung von Makrophyten in den relativ schmalen Brack- und Flachwassergebieten der Meeresküste und der sehr klein-räumigen Differenzierung der Unterwasservegetation sind hochauflösende und flexible Aufnahmesysteme notwendig, d.h. flugzeuggetragene Meß- oder Multispektralkameras. Bei den Arbeiten von Christke (1996) oder auch Bartels und Klüber (1998) kamen analoge Kameras zum Einsatz, bei denen die Georeferenzierung sehr aufwendig ist und auch die radiometrische Auflösung, d.h. die Farbwidergabe im Vergleich zu den heutigen digitalen Messkameras geringer ist. Aufgrund verschiedenster Probleme, wie dem Helligkeitsrandabfall, dem Hot-Spot-Effekt (siehe Kap. B.2.2.) und der Bidirektionalen Reflektionsfunktion (BRDF) sowie der nichtlinearen Farbwidergabe analoger Bilder sind diese am besten visuell zu interpretieren bzw. nur mit einem sehr großen Aufwand digital zu klassifizieren.

Im GOAP-Projekt (Bartels & Klüber 1998) wurden Multispektralscanner eingesetzt, bei denen durch eine gezielte Auswahl geeigneter und wohl definierter Spektralkanäle die Unterwasservegetation optimal gegenüber dem Untergrund differenziert werden kann. Deshalb lassen Multi- oder Hyperspektraldaten prinzipiell eine automatisierte spektrale Klassifikation der Unterwasservegetation zu. Der Aufwand der Vorprozessierung, Atmosphärenkorrektur und Kalibrierung ist jedoch erheblich.
Seit Ende der 1990er Jahre wurden völlig neue Methoden in die Erstellung und Analyse von Luftbildern eingeführt. Die heutigen Sensoren, d.h. Reihenmesskameras und Multi- bzw. Hyperspektralscanner, arbeiten vollständig digital und sind in der Regel auch mit entsprechender inertialer Messtechnik ausgestattet, um die Georeferenzierung zu automatisieren. Während es mittlerweile eine Fülle von Luftbildfirmen mit photogrammetrischen Kameras gibt, sind Hyperspektralkameras sehr selten zu finden bzw. befinden sich noch in der Hand von Großforschungseinrichtungen wie dem DLR. Aus eigenen Erfahrungen mit dem DLR (Rahmatulla et al. 2009) dauert die Prozesssierung und Kalibrierung der Daten noch zu lange, um in einem engen Zeitfenster effizient ein große Fläche wie den GWB im Hinblick auf die Makrophyten zu klassifizieren. Deshalb und aus Kostengründen kam im Rahmen dieses Projekts eine digitale Messkamera mit einer anschließenden semiautomatischen Klassifikation zum Einsatz.

B.2.1 Tiefenmodell für den Greifswalder Bodden

Eine wesentliche Grundlage für die nachfolgenden Analysen zur Verteilung und Gesamtabschätzung des potentiellen Laichhabitats des Rügenschen Frühjahrsherings ist ein Tiefenmodell des Greifswalder Boddens (digitale Tiefenwerte als Koordinatentripel), das vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zur Verfügung gestellt wurde. Die Lieferung der Daten erfolgte blattschnittfrei als ASCII-Datei im geodätischen Datum des DHDN für die Lage und mit dem Höhenbezug Seekartennull, was in der Ostsee aufgrund fehlender Tide dem NormalNull (NN) relativ genau der Landesvermessung entspricht.
Insgesamt wurden 547 088 Koordinatentripel vom BSH geliefert. Die Daten setzen sich aus mehreren akustischen Vermessungen (Echolotbefahrungen) der letzten Jahre zusammen. Der mittlere Punktabstand der Daten beträgt in Fahrtrichtung ca. 25m und die Transekte liegen etwa 50m auseinander. Bei Veränderungen der Tiefenwerte, z.B. dem Ausbaggern der Fahrrinne, sind fehlerhafte, ältere Daten nicht gelöscht worden, wie (Abb. B.5) zeigt. Bei der nachfolgenden Interpolation werden die Fahrrinnen deshalb scheinbar flacher. Da dies nur sehr kleine und tiefe Bereiche innerhalb des GWB betrifft, wurde auf eine aufwändige Fehlerkorrektur der Eingangsdaten verzichtet.

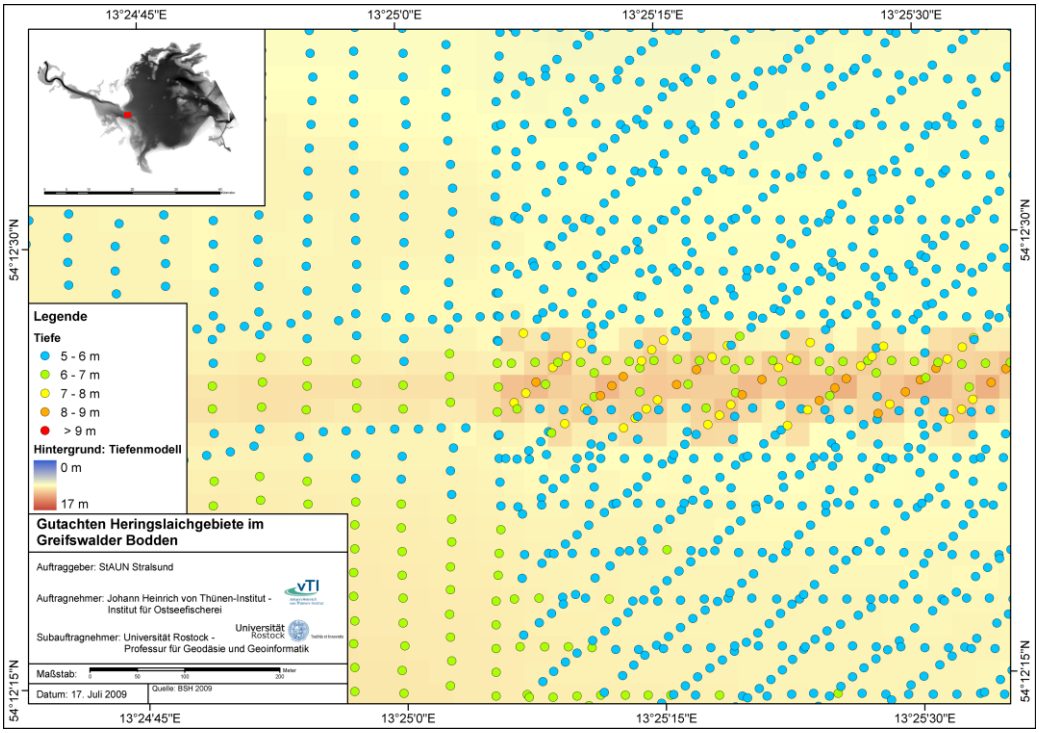


Abb. B.5: Darstellung des Tiefenfehlers in den Eingangsdaten für das Tiefenmodell. Durch die Ausbaggerung der Fahrrinne fehlerhafte Tiefendaten älterer Echolotbefahrungen.

Zusätzlich zu den Tiefenwerten wurden weitere Daten (1355 Punkte) über die Tiefe von Steinfeldern und Einzelhindernissen (Wracks, Findlinge etc.) geliefert. Da sich diese Daten zurzeit noch in der Validierungsphase befinden, sind keine schifffahrtsrelevanten Aussagen aus diesen Zusatzdaten möglich. Nichtsdestotrotz sind diese Daten für die vorliegende Fragestellung in mehrfacher Hinsicht von Bedeutung, da zum einen Steinfelder üblicherweise von Makrophyten überwachsen sind. Das trifft auch für Tiefen >8m zu, in denen ansonsten nur ein schlammiger Untergrund zu finden ist, zum anderen ändert sich die Tiefenverteilung.

Aufgrund der Erfassungsmethode der Tiefendaten mit Echolot ist die Datendichte in den Flachwasserbereichen <1m teilweise sehr gering, d.h. die Originaldaten weisen zur Küste hin Datenlücken von z.T. mehreren 100m auf. Um bei der nachfolgenden Interpolation keine Überschwingungen und groben Fehler am Übergang vom Tiefenwasser in den Flachwasserbereich zu erhalten, wurden 2007 zusätzliche Tiefenpunkte aus der amtlichen Seekarte eingefügt. Die Küstenlinie wird durch die Amtliche Digitale Topographische Karte (ATKIS) mit einer Höhe von 0m definiert. Die ATKIS-Grenzlinie umfasst 19 909 Vertices, die als zusätzliche Punkte in die Interpolation des Tiefenmodells eingingen.
Die Interpolation der Daten zu einem regelmäßigen Rastertiefenmodell erfolgte Mithilfe eines geostatistischen Ansatzes unter Verwendung der Software ArcGIS / Geospatial Analyst 9.2, da eine einfache Interpolation, z.B. mit einem Nearest Neighbor oder Inverse Distance-Verfahren, aufgrund der sehr unterschiedlichen Punktdichten zu nicht zu quantifizierenden Fehlern geführt hätte. Bei diesem Verfahren wird grundsätzlich in vier Schritten vorgegangen. Durch die Variographie wird die räumliche Variabilität untersucht, um daraus als zweites ein Modell abzuleiten, das die räumlichen Eigenschaften der Variablen beschreibt. Dieses Modell ist die entscheidende Eingangsgröße für die eigentliche Interpolation, das Kriging. Zum Schluss werden die Ergebnisse im vierten Schritt, der Validierung, auf ihre Qualität untersucht.
Im vorliegenden Fall erfolgte die notwendige Parametrisierung des Semivariogramms manuell und ergab eine für digitale Geländemodelle typische Funktion, ohne Anisotropie (Abb. B.6).

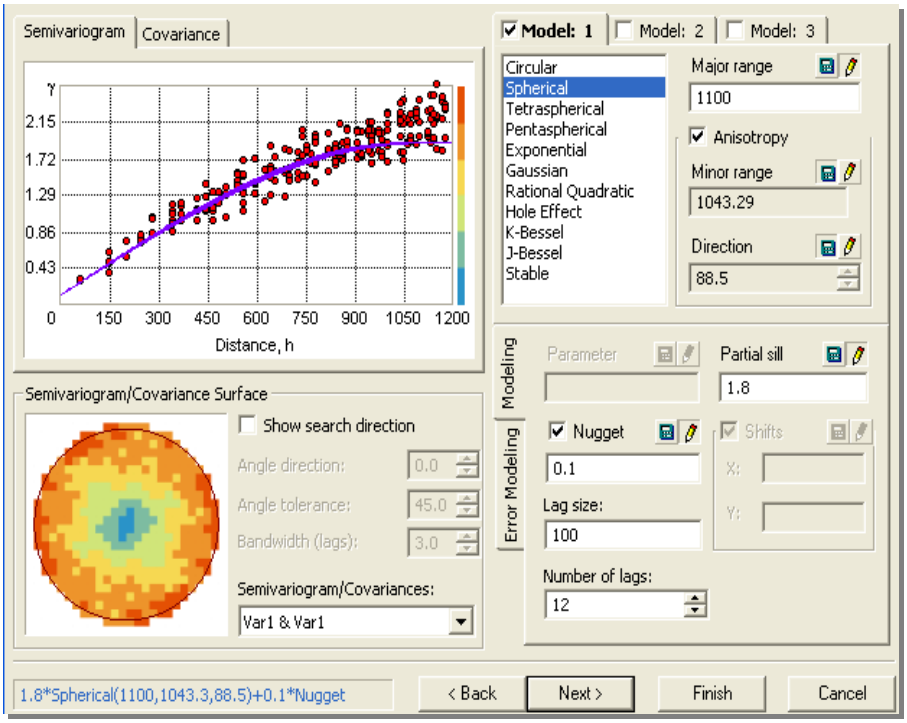


Abb. B.6: Semivariogramm Tiefenmodell Greifswalder Bodden.

Die Ergebnisse der Interpolation in ein 25m x 25m Raster sind in Abb. B.7 und Abb. B.8 dargestellt und zeigen das Tiefenmodell des Greifswalder Boddens.

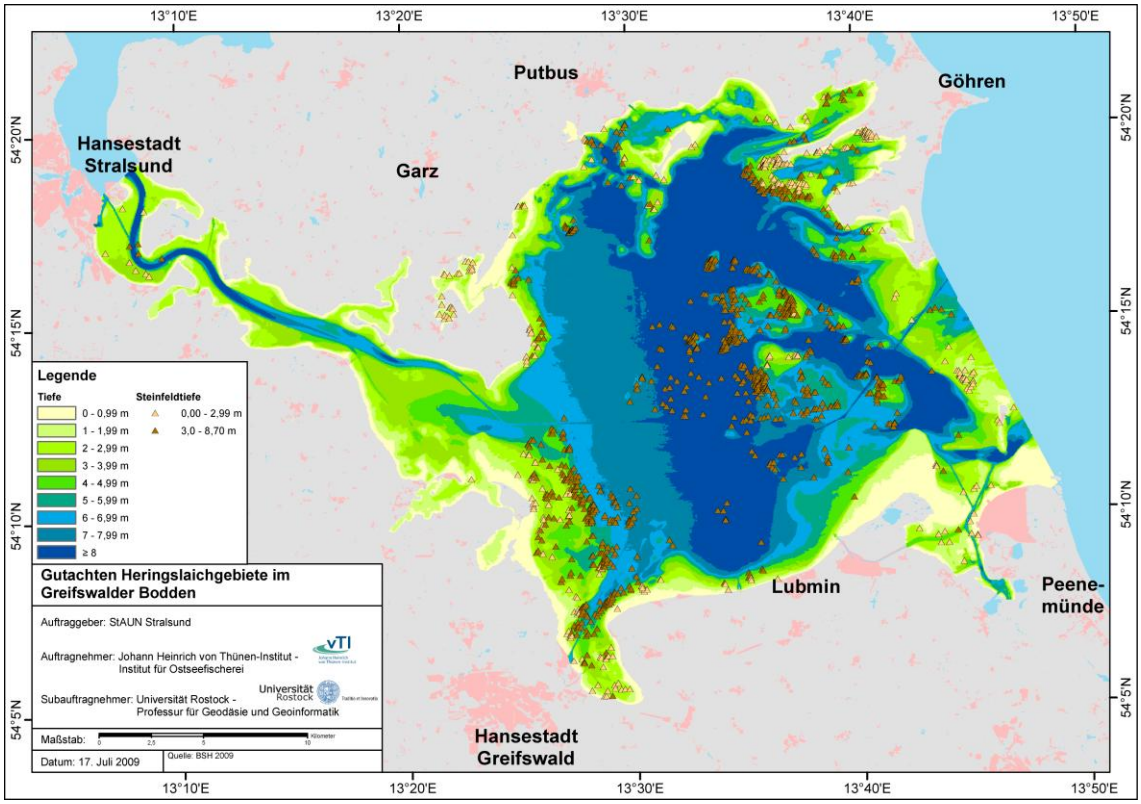


Abb. B.7: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund mit Steinfeldern. Datengrundlage: BSH 2009; interpoliert auf 25mx25m-Grid.

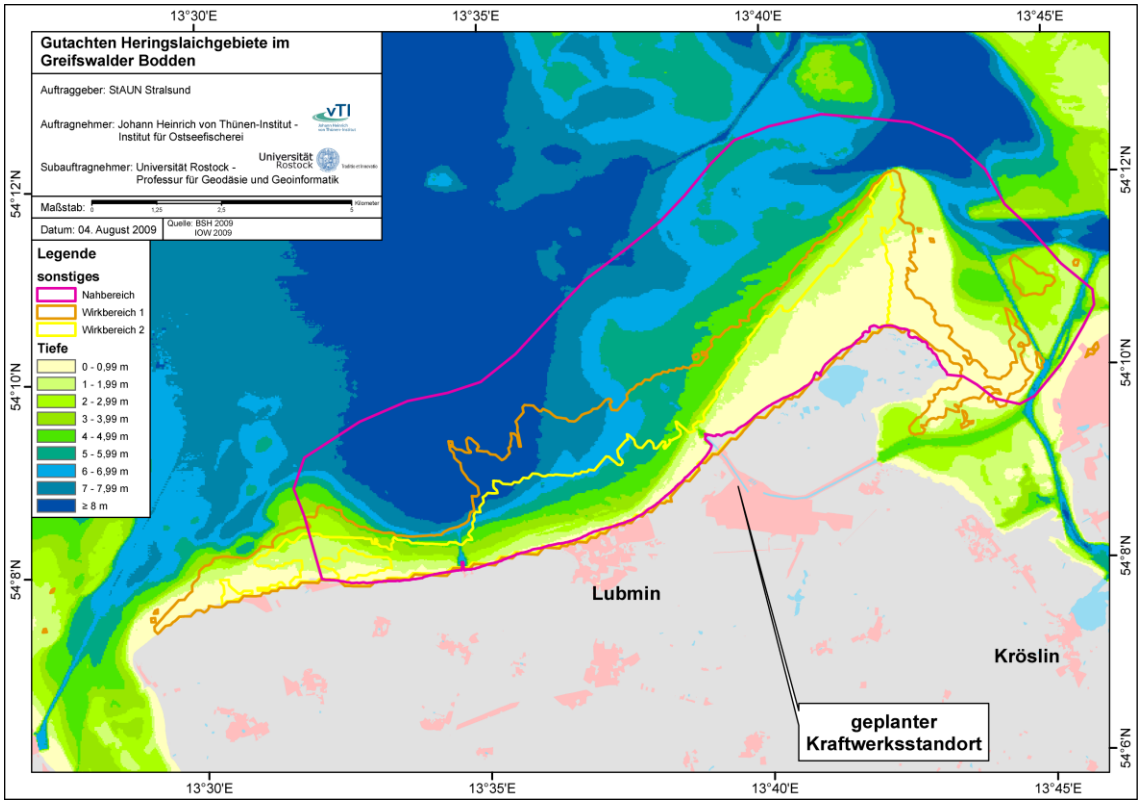


Abb. B.8: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund (Datengrundlage: BSH 2009; interpoliert auf 25mx25m-Grid.). Ausschnitt des südlichen Greifswalder Bodden. Dargestellt ist der Nahbereich (Datengrundlage: Burchard & Schernewski 2008), und Wirkbereich 1 und 2.

Aus dem Tiefenmodell lässt sich die Tiefenverteilung ableiten. Das Histogramm und die kumulierte Summenkurve des Greifswalder Boddens zeigen, dass die mittlere Tiefe des GWB bei ca. 5,50m liegt. Größere Tiefen als 9m kommen eigentlich nur im Bereich der Fahrrinne des Strelasunds vor.

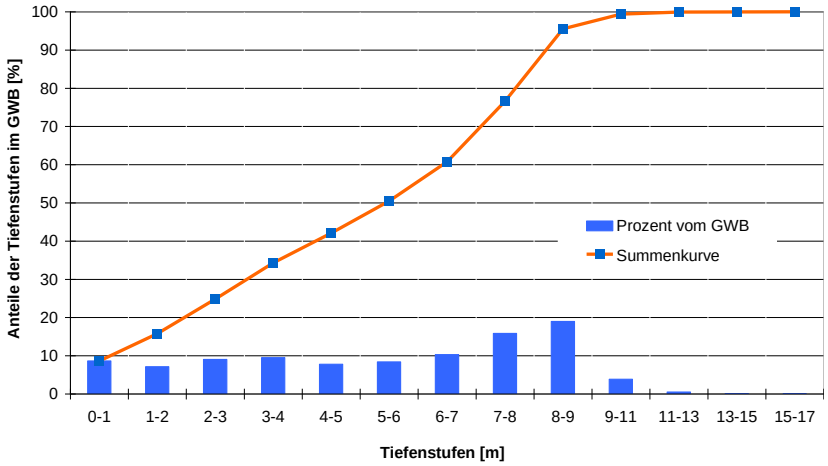


Abb. B.9: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Histogramm und Summenkurve der Wassertiefen im Greifswalder Bodden.

Der Nahbereich macht insgesamt 10,8% der Fläche des GWB aus, wobei sich die Tiefenverteilung im Nahbereich im Vergleich zum Gesamtuntersuchungsgebiet signifikant unterscheidet (Abb. B.9). Besonders die flachen Bereiche (0 bis 2 m) sind hier sehr stark vertreten, wohingegen die Übergangsbereiche (2 bis 4m) im Vergleich zum Gesamt-GWB unterrepräsentiert sind (Abb. B.11).

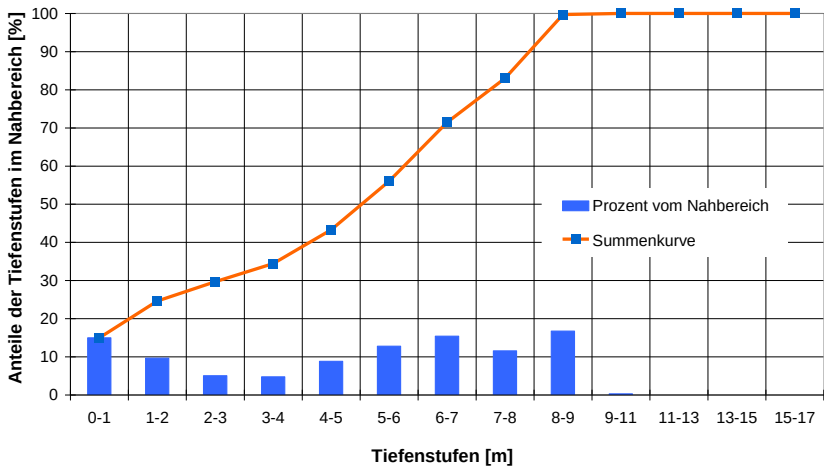


Abb. B.10: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Histogramm und Summenkurve der Wassertiefen im Nahbereich des Kühlwassereinlaufes.

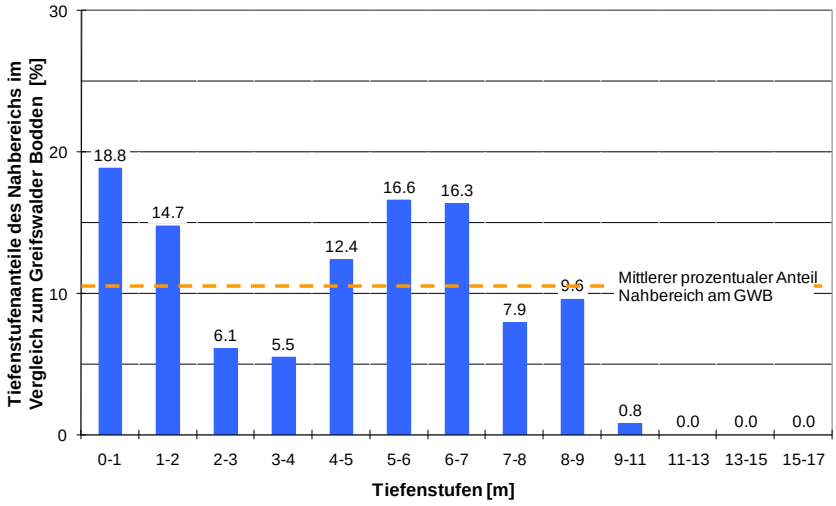


Abb. B.11: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Vergleich der Tiefenfraktionen des Nahbereichs im Vergleich zum Gesamt-Greifswalder Bodden.

B.2.1.1 Genauigkeitsuntersuchung des Tiefenmodells

Die Validierung der Interpolation durch die Berechnung des geschätzten Punktefehlers, d.h. die mittleren Abweichungen zwischen den Eingangswerten und den interpolierten Werte ergab einen mittleren Punktfehler von 0,43m. Da dieser stark von der Punktdichte und dem Gefälle abhängt, ergibt sich für den Greifswalder Bodden ein komplexes Bild des geschätzten Punktfehlers (Abb. B.12).

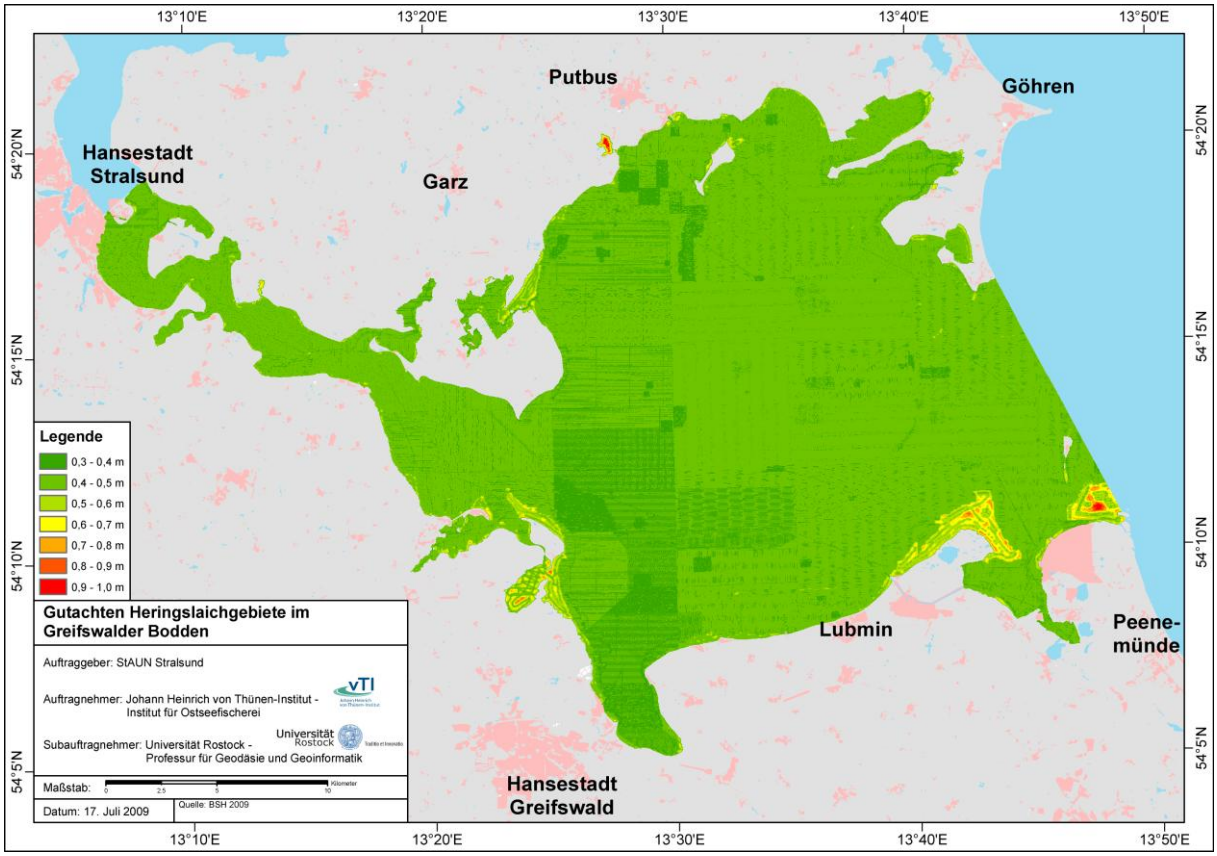


Abb. B.12: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Geschätzter Punktfehler des Tiefenmodells für den Greifswalder Bodden.

Das Ergebnis zeigt, dass das digitale Tiefenmodell recht genau ist und der geschätzte Interpolationsfehler flächendeckend unter 1m liegt. Die höheren Fehlerschätzwerte in den Flachwasserbereichen sind auf die dortige geringe Datendichte zurückzuführen. Da in diesen Bereich die Wassertiefe flacher als 1m ist, ist der reale Fehler im Tiefenmodell ebenfalls deutlich geringer als 1m.

Eine echte Validierung des Tiefenmodells wurde durch einen Vergleich mit Tiefenmessungen der Tauchbeprobungen (Kap. B.2.3) und Videountersuchungen (Kap. B.2.4) realisiert. Hierbei sind mögliche Quellen für kleinere Abweichungen: a) Positionsbestimmung während der taucherischen Untersuchungen und die nichtberücksichtigte Einbautiefe des Echolotschwingers während der Videountersuchungen.

Tab. B.2: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Abweichung des Tiefenmodells von real ermittelten Tiefen.

	Abweichungen zu Tiefenmessungen bei Videobeprobung	Abweichungen zu Tiefenmessungen bei Tauchgängen
Mittlere Abweichung	27cm	13,7cm
Standardabweichung	± 30,9cm	± 29,2cm
Minimum	- 1,88m	- 1,02m
Maximum	0,93m	1,33m
Anzahl Messungen	2117	615

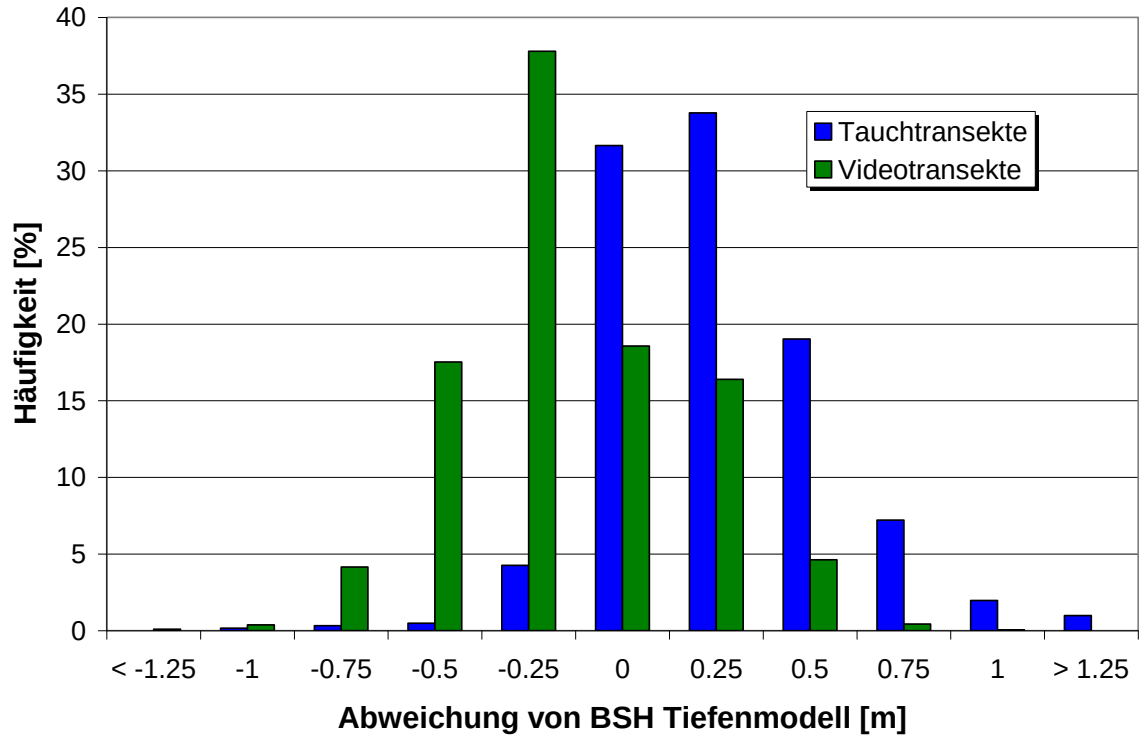


Abb. B.13: Tiefenmodell des Greifswalder Boddens und des Strelasund. Abweichung des Tiefenmodells von den während der Tauch- und Videountersuchungen gemessenen Tiefen.

B.2.2 Luftbilder

B.2.2.1 Methode und Durchführung

Der Bildflug im Untersuchungsgebiet mit der Luftbildkamera vom Typ UltraCamD erfolgte in den Morgenstunden des 03.04.2009 durch die Firma Blom Deutschland GmbH bei bestem Bildflugwetter, d.h. bei sonnigem Wetter und, was für die Befliegung von Wasserflächen weit wichtiger ist, bei nahezu Windstille. Die mittlere Flughöhe betrug 4500m. Daraus resultierend ergibt sich eine reale Bodenauflösung von 40cm. Weitere Details des Bildflugs sind Tab. B.3 zu entnehmen.

Tab. B.3: Technische Details des Bildflugs vom 03.04.2009 des Greifswalder Bodden 2009.

Kamera	UltraCamD
Bildflugfirma	Blom Deutschland GmbH
Bildflugdatum	03.04.2009
Uhrzeit	08:06 – 09:27
Sonnenelevation über Horizont	21° – 30°
Mittlere Flughöhe	4.500m
Bodenauflösung (real) (Pixelgröße)	40cm x 40cm
Anzahl Flugstreifen	11
Längsüberlappung	80 %
Querüberlappung	40 %
Abgedeckte Fläche	ca. 900km^2
Anzahl Bilder	435
Datenvolumen (Rohdaten RGB und CIR)	418 GB
Datenvolumen (Mosaike)	40,1 GB

Bei dem Bildflug wurde eine Land- und Wasserfläche von insgesamt 900km^2 abgedeckt, wobei der innere Bereich des Greifswalder Boddens ausgespart wurde, da aufgrund der dort vorherrschenden Wassertiefen von mehr als 5m im Luftbild keine Makrophyten zu erkennen sind. Eine Übersicht des überflogenen Gebiets ist Abb. B.14 zu entnehmen. Um den Hot-Spot-Effekt (s.u.) zu minimieren, wurden eine Längsüberlappung von 80% und eine Querüberlappung von 40% gewählt.

Abb. B.14: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Bildmittenübersicht. Grüne Punkte: auswertbare Luftbilder; rote Punkte: nicht auswertbare Luftbilder.

Da bei der Befliegung von Wasserflächen eine klassische indirekte Orientierung der Bilder unmöglich ist, war eine direkte Orientierung unter Verwendung eines hochgenauen GPS/INS-Systems notwendig. Zur Bestimmung der Misalignment-Winkel als Offset zwischen GPS/INS und Kamera, dem so genannten Boresite Alignment, wurde ein Kalibrierfeld bei Greifswald beflogen. Unter Verwendung der dabei berechneten Korrekturparameter wurden die Projektionszentren ermittelt. Dem Auftraggeber wurden die Koordinaten X, Y und Z der Projektionszentren sowie die Drehwinkel Omega, Phi und Kappa der äußeren Orientierung zur Verfügung gestellt. Der Erwartungswert der Genauigkeit der direkten Orientierung lag bei dem Projekt bei ca. 1m im Objektraum. Dieser konnte auch durch Vergleichsmessungen bestätigt werden.
Dem Auftraggeber wurden insgesamt 435 digitale Bilder übergeben. Die Bilder wurden sowohl als Echtfarben-(RGB)-Bilder als auch als Color-Infrarot-(CIR)-Bilder im TIF-Format mit einer Farbtiefe von 16 bit geliefert. Die CIR Daten wurden für die visuelle Interpretation der Unterwasservegetation nicht weiter verwendet, da das Wasser das nahinfrarote Licht (NIR) weitestgehend absorbiert und somit keine zusätzlichen Informationen aus dem NIR-Kanal gewonnen werden konnten.

B.2.2.1.1 Datenqualität der Bildflugdaten

Im Anschluss an die Datenlieferung wurde die Bildqualität einerseits visuell überprüft und die Geometrie anhand von Referenzbildern verglichen. Dabei ergaben sich folgende Probleme: Aufgrund von Matching-Problemen (Probleme bei der Überlagerung) bei der Vorprozessierung zwischen dem panchromatischen Bild und den vier Farbkanälen kam es bei mehreren Bildern zu großflächigen Fehlern bei der Farbzuordnung. In der Praxis führt das dazu, dass z.B. eine Sandbank mehrfach und versetzt abgebildet wird, einmal in Rot, einmal in Grün und einmal in Blau, siehe Abb. B.15.

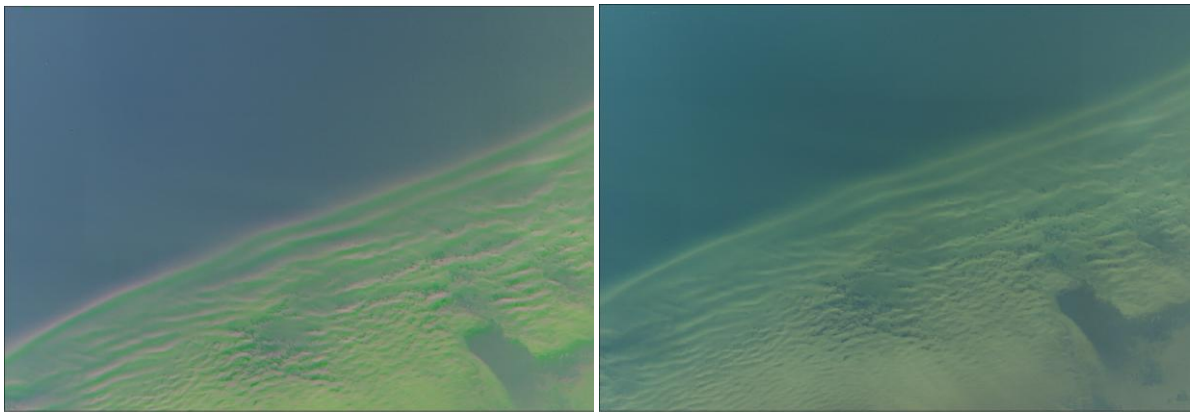


Abb. B.15: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Links: Bild 118 mit Farbfehlern durch fehlerhaftes Matching der Farbkanäle; rechts: Bild 118 nach Korrektur der Farbfehler.

Dieser Fehler kann vor allem bei sehr gering texturierten Flächen, wie sehr gleichmäßigen Wasserflächen, auftreten und variiert darüber hinaus in den Bildern. Leider kann der Fehler aus der Vorprozessierung durch das Bildflugunternehmen nicht mehr korrigiert werden, da die Prozessierungsschritte vollautomatisch ohne Interaktionsmöglichkeiten durchlaufen werden. Im Ergebnis waren 39 Bilder für die weitere Datenverarbeitung nicht verwendbar. Aufgrund der hohen Längsüberlappung von 80 % konnten die Ausfälle der einzelnen Bilder in der Regel kompensiert werden, so dass für die weiteren Verfahrensschritte nahezu fehlerfreie Bildmosaike zur Verfügung standen.

Bei Objekten mit einer glatten Oberfläche, wie z.B. Eis- oder Wasserflächen ist häufig ein vorwärts gerichtetes Maximum der Reflexion im Sinne einer spiegelnden Reflexion zu beobachten. Falls der Sensor die Sonnenspur kreuzt und der Einfallswinkel gleich dem Ausfallswinkel ist, wird der Abbildungsort überbelichtet. Es bildet sich ein Hot Spot (Abb. B.16). In diesem überstrahlten Bereich ist das Flugzeug zu sehen. Einen großen Einfluss auf den Hot-Spot-Effekt haben Sonnenstand und Öffnungswinkel der Kamera. Während bei einem niedrigen Sonnenstand und einem schmalen Öffnungswinkel der Hot-Spot-Effekt nicht auftreten kann, so

ist er bei einem hohen Sonnenstand und einem großen Öffnungswinkel der Kamera immer gegenwärtig. Die Überstrahlung macht sich insbesondere über Wasserflächen bemerkbar. Dieser Effekt ist jedoch auch bei anderen Oberflächen vorhanden, wenn auch für den Betrachter nicht vorrangig erkennbar.

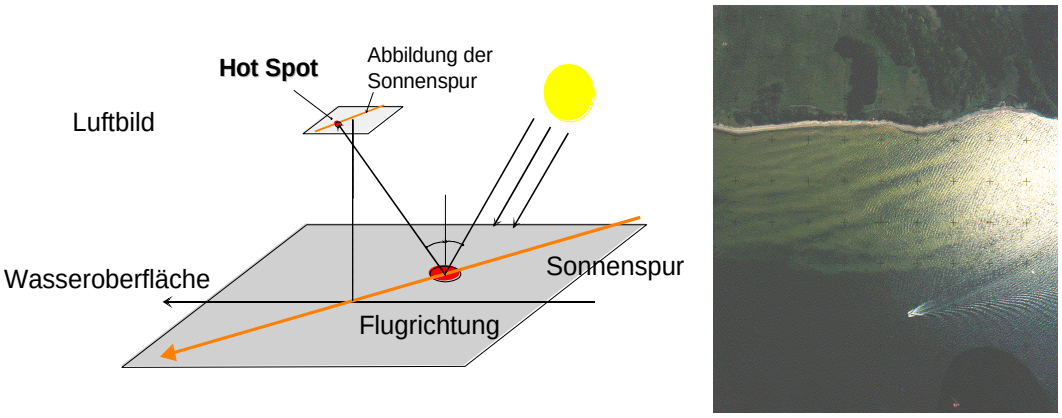


Abb. B.16: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden. Links: Schematische Darstellung des Hot-Spot-Effekts (spiegelnde Reflektion); rechts: Darstellung im Bild.

Um diesen Effekt von vornherein zu minimieren, wurden die Befliegungen in den Morgenstunden bei einer Sonnen-Elevation von 21° – 30° durchgeführt. Dennoch ist der Hot-Spot-Effekt zu bemerken, der innerhalb eines Bildes zu unterschiedlichen Grauwerten des gleichen Objekts führt. Eine rechnerische Atmosphärenkorrektur auf der Grundlage eines komplexen Atmosphärenmodells ist bei dem UltraCam-Sensor ohne aufwändige Kalibrierung nicht möglich. Aus diesem Grund wurde mit dem in der Photogrammetrie üblichen Verfahren des Image Dodgings ein radiometrischer Ausgleich zwischen den Bildern erreicht. Dabei werden die sich stark überlappenden Bilder in mehrere Sektoren unterteilt und anschließend radiometrisch ausgeglichen. Bei den verschiedenen manuellen Einstellungsmöglichkeiten ist hohe praktische Erfahrung des Bearbeiters notwendig, um ein möglichst homogenes und gleichzeitig kontrastreiches Bildmosaik zu erzeugen.

B.2.2.1.2 Orthophotomosaik

Nach der Selektion der geeigneten Bilder wurden Orthophotomosaike berechnet. Aus Performancegründen und aufgrund des unterschiedlichen Einflusses des Hot-Spot-Effekts sind vier Teilblöcke (Nord, Ost, Süd und West) berechnet worden. Das für eine Orthophoto-berechnung notwendige digitale Geländemodell entstammt aus:
a) für den landseitigen Teil aus dem Digitalen Geländemodell 25 DGM25 des Amt für Geoinformation, Vermessung- und Katasterwesen MV (LAiV)[1] und
b) für den wasserseitigen Teil aus dem Tiefenmodell des BSH vgl. Kapitel B.2.1). Die Erzeugung der Orthophotomosaike erfolgte mit der Software Erdas Imagine 9.3. Zur radiometrischen Anpassung benachbarter Bilder wurde das vorhergehend erläuterte Image Dodging angewandt. Das Hauptaugenmerk der radiometrischen Homogenisierung lag auf den Wasserflächen. Die Berechnung der Schnittkanten benachbarter Bilder erfolgte automatisch, da nur die Wasserflächen von Interesse waren. Das Ergebnis ist in Abb. B.17 dargestellt.

[1] http://www.laiv-mv.de/land-mv/LAiV_prod/LAiV/AfGVK/ATKIS/Digitale_Gelaendemodelle/index.jsp

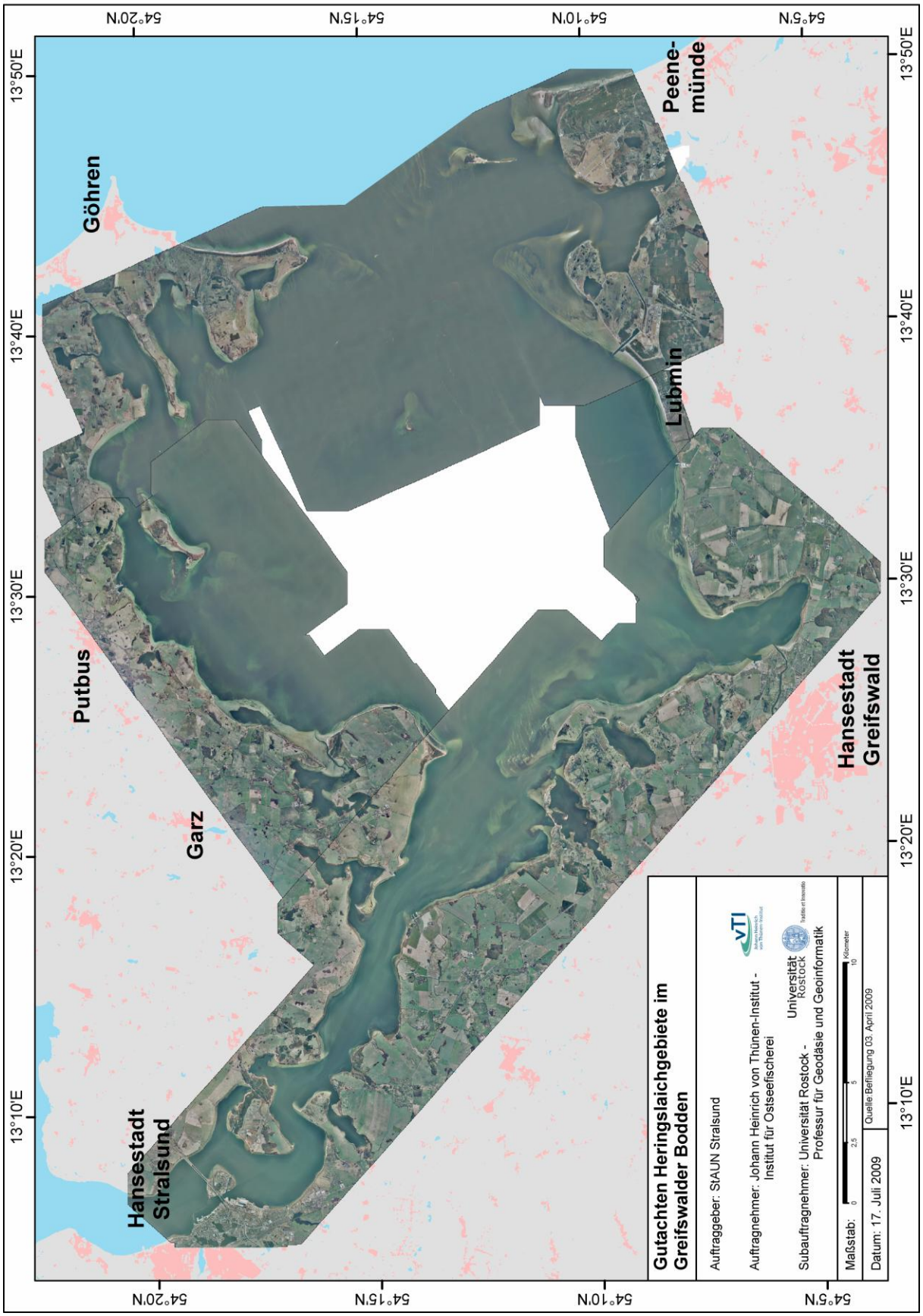


Abb. B.17: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Orthophotomosaik.

B.2.2.2 Auswertung der Luftbilder

B.2.2.2.1 Rahmenbedingungen und Hintergrund

Das Ziel der semiautomatischen Luftbildanalyse, ergänzt durch Tauch- und Videotransekte, ist die Ermittlung der von Makrophyten bedeckten Fläche im Greifswalder Bodden zum Zeitpunkt des Heringslaichens. Damit unterscheidet sich das Ziel geringfügig von früheren Untersuchungen (z.B. Bartels & Klüber 1998, Christke 1996, Geisel 1986), bei denen es um die Erfassung des Bedeckungsgrades durch Makrophyten insgesamt ging, d.h. die maximale Ausbreitung von Makrophyten. Dies ist in sofern von Bedeutung, als der Zeitpunkt der Makrophytenerfassung einen entscheidenden Einfluss auf die Biomasse bzw. die bewachsene Fläche hat.

Makrophyten lassen sich in Abhängigkeit von ihrem phänologischen Zustand und der Tages- und Jahreszeit unterschiedlich gut im Luftbild erkennen. Aus phänologischer Sicht lassen sich die Makrophyten am Besten in der Zeit der maximalen vegetativen Entwicklung unterscheiden, d.h. in den Monaten Juni bis August. Dem stehen aber die gleichfalls starke Entwicklung der Epiphyten und die Massenentwicklung von Phytoplankton und daraus resultierend geringen Sichttiefen in diesen Monaten entgegen. Außerdem interessiert für die Fragestellung des Vorkommens von Makrophyten als Laichhabitat für den Frühjahrshering der Zeitpunkt März bis Mai. Dieser Zeitpunkt stellt in der Regel einen guten Kompromiss zwischen einer ausreichend fortgeschrittenen Entwicklung der Makrophyten, einer hinreichend großen Sichttiefe und einer relativ geringen Ausbreitung der Epiphyten dar. Die geringen Wassertemperaturen und die lange Eisbedeckung führten im Jahr 2009 allerdings zu einer sehr zögerlichen Vegetationsentwicklung im Greifswalder Bodden bis zum Aufnahmezeitpunkt Anfang April.
Die luftbildgestützte Erkennung von Unterwasservegetation ist in erster Linie durch die Sichttiefe des Wassers limitiert. Die Sichttiefe des Wassers im Greifswalder Bodden nimmt im Laufe des Frühjahrs deutlich ab (Abb. B.18). Ursache dafür ist die zunehmende Konzentration von Plankton in der Wassersäule.

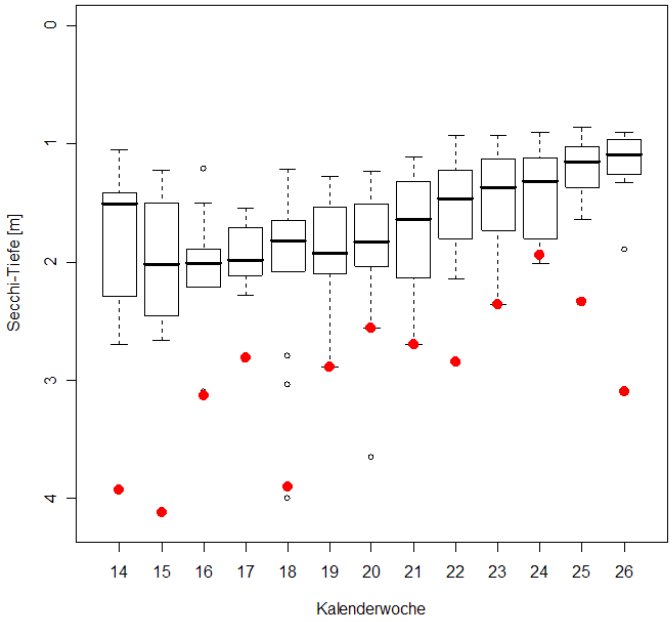


Abb. B.18: Sichttiefen im Greifswalder Bodden. Entwicklung der Sichttiefe im Frühjahr (langjähriges Mittel der Jahre 1991-2009) im Greifswalder Bodden (Secchi Scheibe). Die Sichttiefen in 2009 sind als rote Punkte dargestellt. Daten aus dem Rügen-Herings-Larvensurvey des OSF (RHLS).

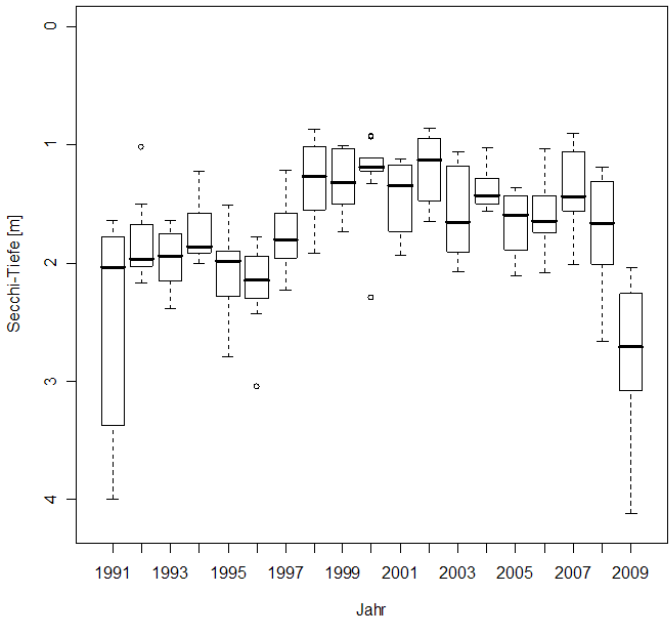


Abb. B.19: Sichttiefen im Greifwalder Bodden. Vergleich der Sichttiefen (Secchi Scheibe) im Greifwalder Bodden zwischen den Jahren (Mittel der Kalenderwochen 15-26). Daten aus dem Rügen-Herings-Larvensurvey des OSF (RHLS).

Die Luftbildaufnahme am 03.04.2009 fand während einer stabilen Wetterlage statt, so dass die am 31.03.2009 gemessenen Werte der Sichttiefe für das Befliegungsdatum einen sehr guten Anhaltspunkt liefern. Am 31.03.2009 lag die die Sichttiefe im Greifswalder Bodden im Durchschnitt bei über 4m (Abb. B.20). Verglichen mit dem langjährigen Mittel ist dieser Wert als sehr gut einzustufen. Die Unterschiede der Sichttiefe innerhalb des Greifswalder Boddens zwischen 3,5m und 5,3m führen dazu, dass die untere Grenze von in den Luftbildern klassifizierbarer Makrophyten variiert. Die für die Luftbildkartierung mögliche Maximaltiefe liegt in der Regel unter der jeweiligen Secchitiefe, denn die Reflektanz der Vegetation ist deutlich geringer als die der Secchi-Scheibe.

Auf den Luftbildern wurden, wenn möglich, Makrophyten bis 5m Wassertiefe klassifiziert (Abb. B.21). Für die Gesamtabschätzung des Makrophytenbewuchses im Greifwalder Bodden wurden die Ergebnisse aus der Luftbildauswertung mit den Ergebnissen der Videobeprobung verschnitten (Kap. B.2.5), wobei die Klassifikationsergebnisse der Luftbilder nur für den Tiefenbereich 0-3m genutzt wurden.

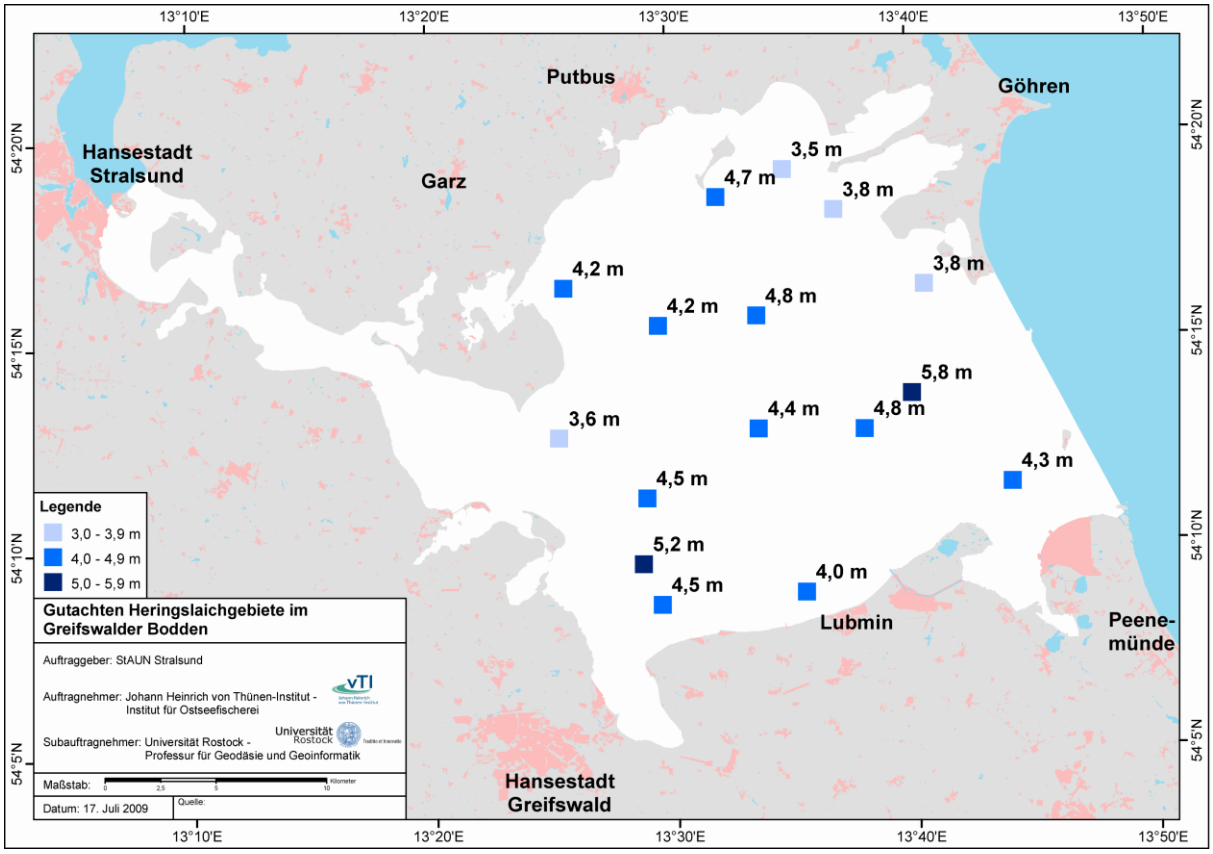


Abb. B.20: Sichttiefen im Greifwalder Bodden. Sichttiefen aus der Beprobung mit der Secchi-Scheibe während des Rügen-Herings-Larven-Survey (RHLS) am 31.03.2009.

Bei der luftbildgestützten Klassifikation der Unterwasservegetation/ Makrophyten des Greifswalder Boddens sind mehrere Rahmenbedingungen zu beachten:

1. Bei dieser Klassifikation wird eine Ja/Nein-Entscheidung (Vorhandensein von Makrophytenbeckung) getroffen. Um diese sicher treffen zu können, ist ein bestimmter Bedeckungsgrad der Vegetation notwendig. Dieser Mindestbedeckungsgrad ist wiederum vom Untergrund, der Trübung und der Wassertiefe abhängig, denn nur wenn sich das Vegetationssignal gegenüber seiner Umgebung abhebt, kann es als solches klassifiziert werden. Der Mindestbedeckungsgrad liegt bei ca. 10 – 30 % bedeckter Fläche, je nach Untergrund, Wassertiefe und Makrophytenart (Abb. B.41 bis Abb. B.45).
2. Ein wichtiges Kriterium bei einer Klassifikation bzw. Kartierung ist die Mindesterfassungsfläche, d.h. die Mindestgröße einer Fläche, die notwendig ist, um ein Objekt im Luftbild sicher als Vegetationsfläche kartiert zu werden. Die Mindesterfassungsfläche hängt zum einen vom Zielmaßstab der Auswertung ab, d.h. die einzelne Fläche muss auch in der Zielkarte eindeutig darstellbar sein und zum anderen vom Bildmaterial, d.h. den geometrischen und radiometrischen Eigenschaften des zugrunde liegenden Bildmaterials. Im vorliegenden Fall muss zwischen zwei Mindesterfassungsflächen unterschieden werden. Zum einen werden einzelne Pixel bei der automatischen Filterung der Klassifikationsergebnisse eliminiert und zum anderen wird bei der visuellen Qualitätskontrolle ein Zielmaßstab von 1: 5000 angenommen, was eine resultierende Mindesterfassungsfläche von $10m^2$ ergibt. Daraus ergibt sich, dass Fehlklassifikationen ab einer Fläche von mehr als $10m^2$ korrigiert werden.
3. Mit zunehmender Wassertiefe wird eine Trennung zwischen dem Untergrund und der Vegetation immer schwieriger und unzuverlässiger. Aus diesem Grund wurden in den tieferen Bereichen nur bei eindeutigen Vegetationssignalen diese auch entsprechend klassifiziert. Die Grauwertunterschiede zwischen Vegetation und nicht vegetationsbestandenen Flächen sind generell sehr gering. Um Fehlklassifikationen zu vermeiden, sind unsichere Bereiche als nicht vegetationsbestandene Flächen klassifiziert bzw. manuell bei der Qualitätskontrolle gelöscht worden. Im Ergebnis ist die vorliegende Klassifizierung deshalb als eher konservativ einzuschätzen.

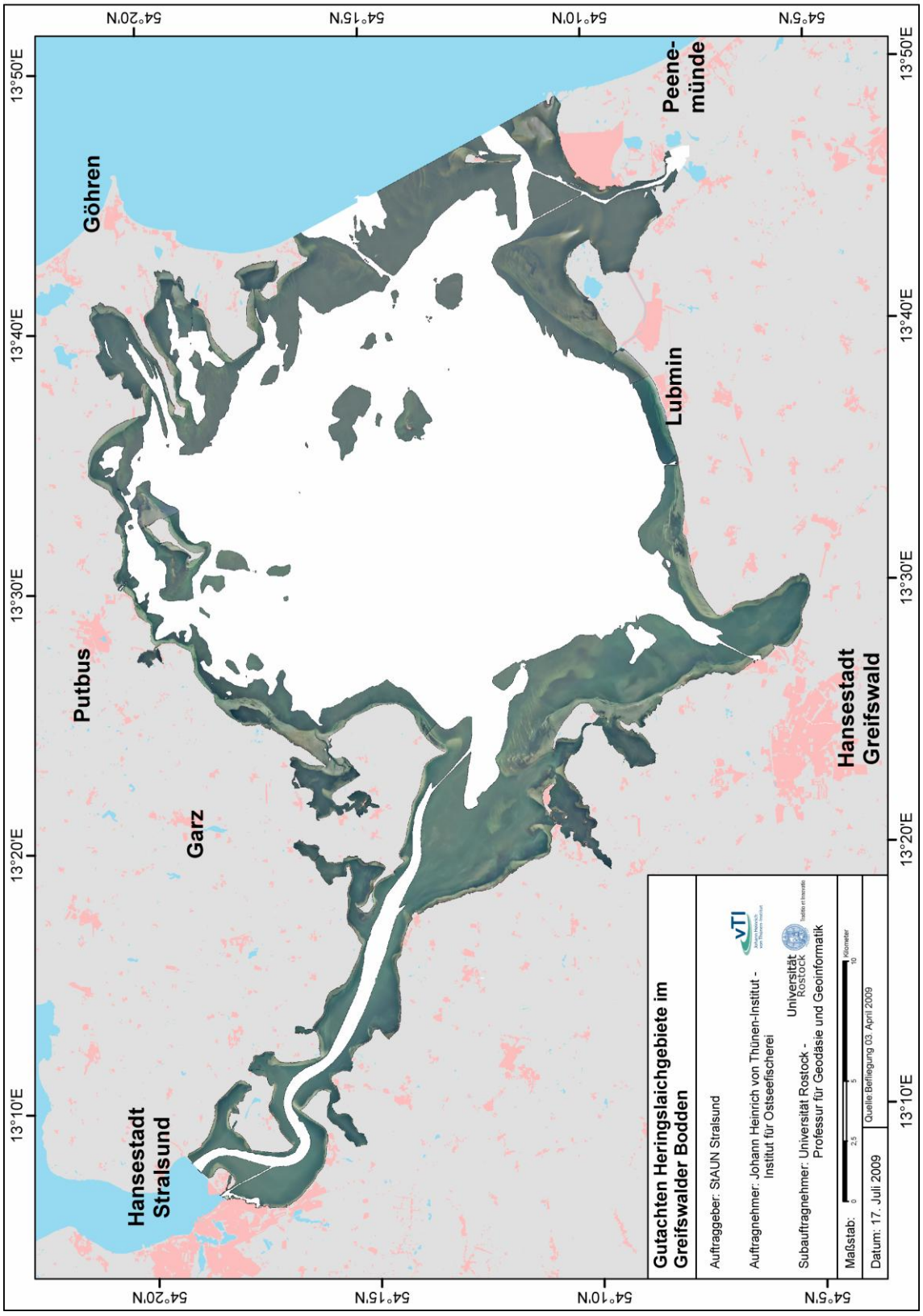


Abb. B.21: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Orthophotomosaik für die Tiefenbereiche 0-5m.

.

B.2.2.2.2 Verfahren der semiautomatischen Luftbildanalyse

In einem ersten Schritt wurden die Luftbildmosaike auf die 5m-Tiefenlinie hin ausgeschnitten (Abb. B.21), um einerseits Fehlklassifikationen zu vermeiden und zum anderen die auszuwertende Fläche auf das Notwendige zu reduzieren. Da die Sichttiefe und die Radiometrie der Wasserflächen innerhalb des GWBs variiert, sind die einzelnen Orthophotomosaike noch weiter in insgesamt 31 Abschnitte von 10 – 20 km^2 und einer durchschnittlichen Dateigröße von 1 GByte unterteilt worden.
Die Klassifikation der Makrophyten aus den Orthophotomosaiken erfolgte in mehreren Schritten semiautomatisch. In einem ersten Schritt sind Trainingsgebiete mit Makrophyten definiert worden. Bei der Suche geeigneter Trainingsgebiete wurden die Ergebnisse der Tauchtransekte und der Videobefahrungen intensiv genutzt. Die spektralen Eigenschaften der ermittelten Trainingsgebiete wurden über einen Region Growing Ansatz definiert. Anschließend wurde der Objektraum, d.h. das Bild nach ähnlichen Spektralwerten untersucht und das Ergebnis einer Klasse (Makrophyten_1 – Makrophyten_n) zugeordnet. Aufgrund der verschiedenen spektralen Ausprägungen von Makrophyten wurden pro Bildausschnitt 5 – 8 verschiedene Makrophytenklassen gebildet. Eine Zuordnung der Klassen zu bestimmten Makrophytenarten bzw. Artengruppen erfolgte nicht. Die einzelnen Klassen wurden zu einer Gesamtklasse Makrophyten zusammengefasst. Im Folgenden sind Splitterflächen einzelner Pixel durch ein Medianfilter und einen anschließenden morphologischen Filter (Erosion / Dilatation) eliminiert worden. Die bis dahin im Rasterformat vorliegenden Daten wurden in eine Vektordatei überführt. Nach diesen automatisierten Arbeitsschritten fand eine visuelle Qualitätskontrolle statt, in der Fehlklassifikationen korrigiert wurden. Dabei wurden Fehlklassifikationen von >10m^2 manuell bereinigt. Abschließend sind die Klassifikationsergebnisse der 31 Teilgebiete zu einem Gesamtergebnis zusammen geführt worden, das dann alle klassifizierten und validierten Makrophytenflächen enthält.

B.2.2.3 Ergebnisse der semiautomatischen Luftbildanalyse

Die aus den Luftbildern kartierten Flächen sind in Abb. B.22 zusammengefasst. Anhand der eingeblendeten 3m-Tiefenlinie wird deutlich, dass ein Großteil der Flachwasserbereiche mit Makrophyten bestanden ist. Im Nahbereich (Abb. B.23) ist zu beobachten, dass die Makrophten nicht gleichmäßig verteilt auftreten. Vielmehr konzentriert sich die Vegetation auf den Gahlkower Haken und den Freesendorfer Haken. In der direkten Umgebung von Lubmin sind nur geringe Makrophytenflächen kartiert worden.

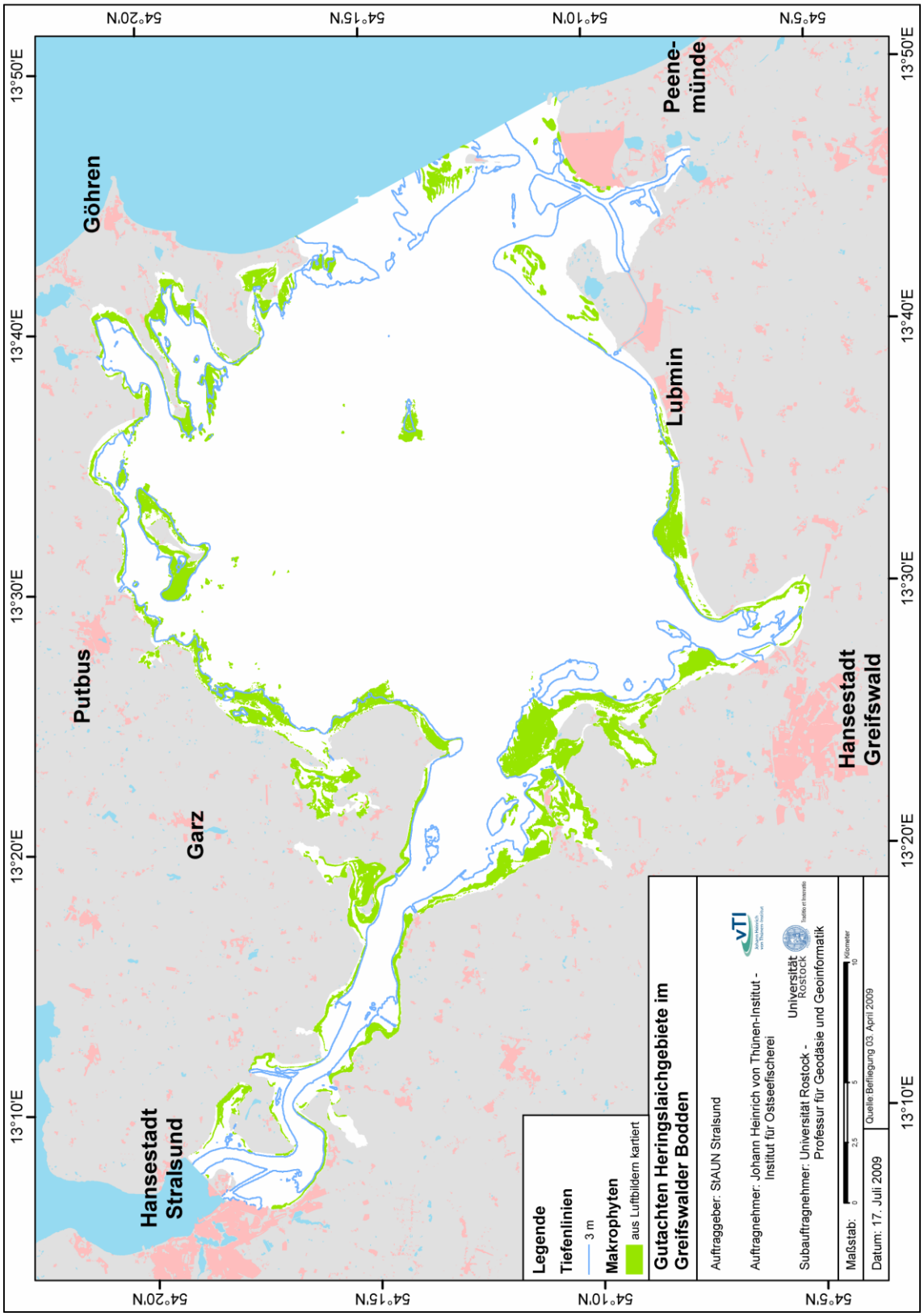


Abb. B.22: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Kartierte Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund.

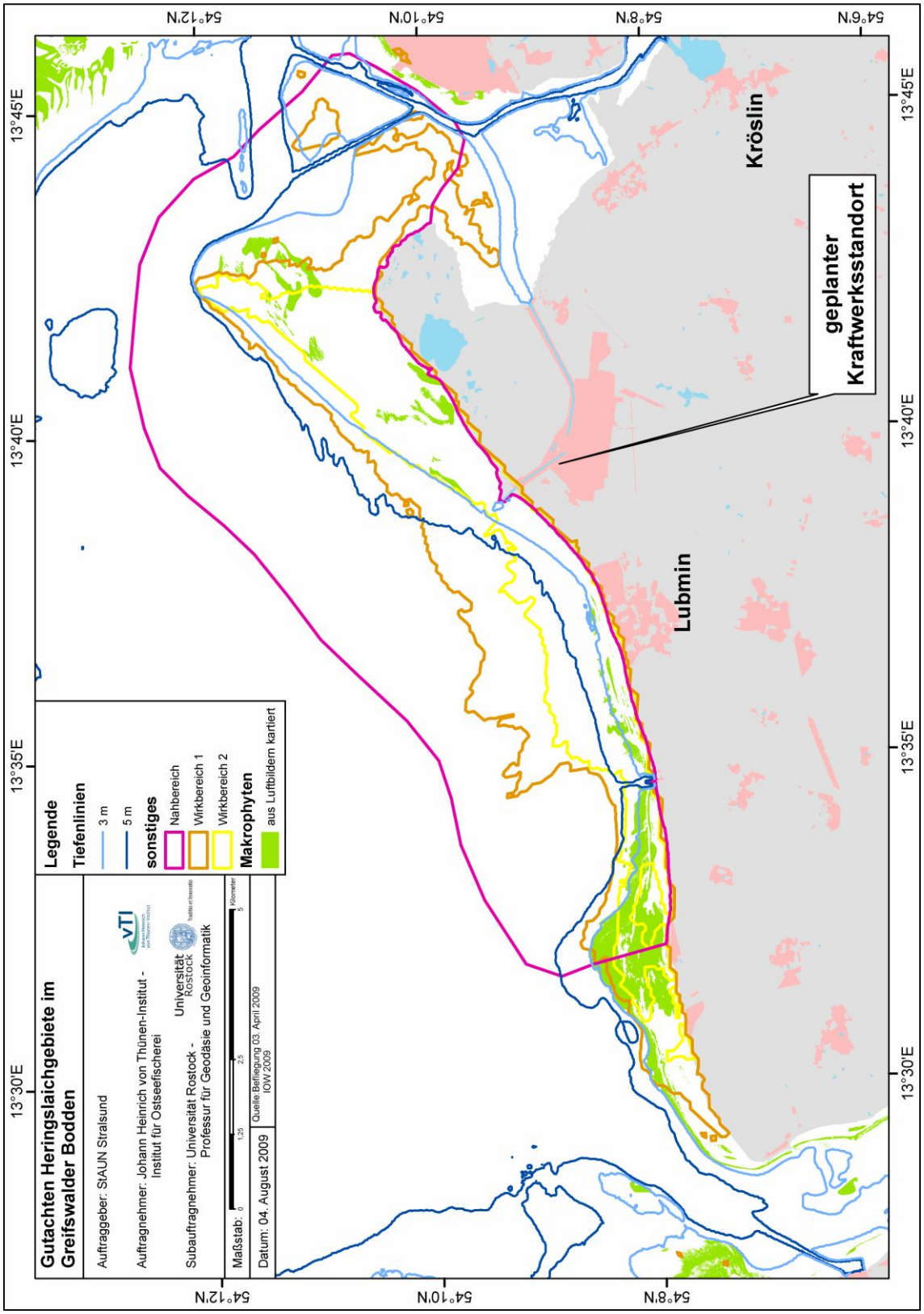


Abb. B.23: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Kartierte Makrophytenbestände im näheren Umfeld des geplanten Kraftwerks. Dargestellt sind der Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Die in den Luftbildern klassifizierten Makrophyten kommen nicht in allen Tiefenstufen gleich verteilt vor. Vielmehr ist ein großer Teil der Maktophytenflächen in einer Wassertiefe von 1 – 2m zu beobachten (Tab. B.4, Abb. B.24). Die mittlere Sichttiefe, bei der Makrophyten sicher identifiziert werden können, liegt bei etwa 3m. Das führt dazu, dass im Bereich tiefer als 3m nur wenige Makrophyten eindeutig als solche klassifiziert werden konnten.

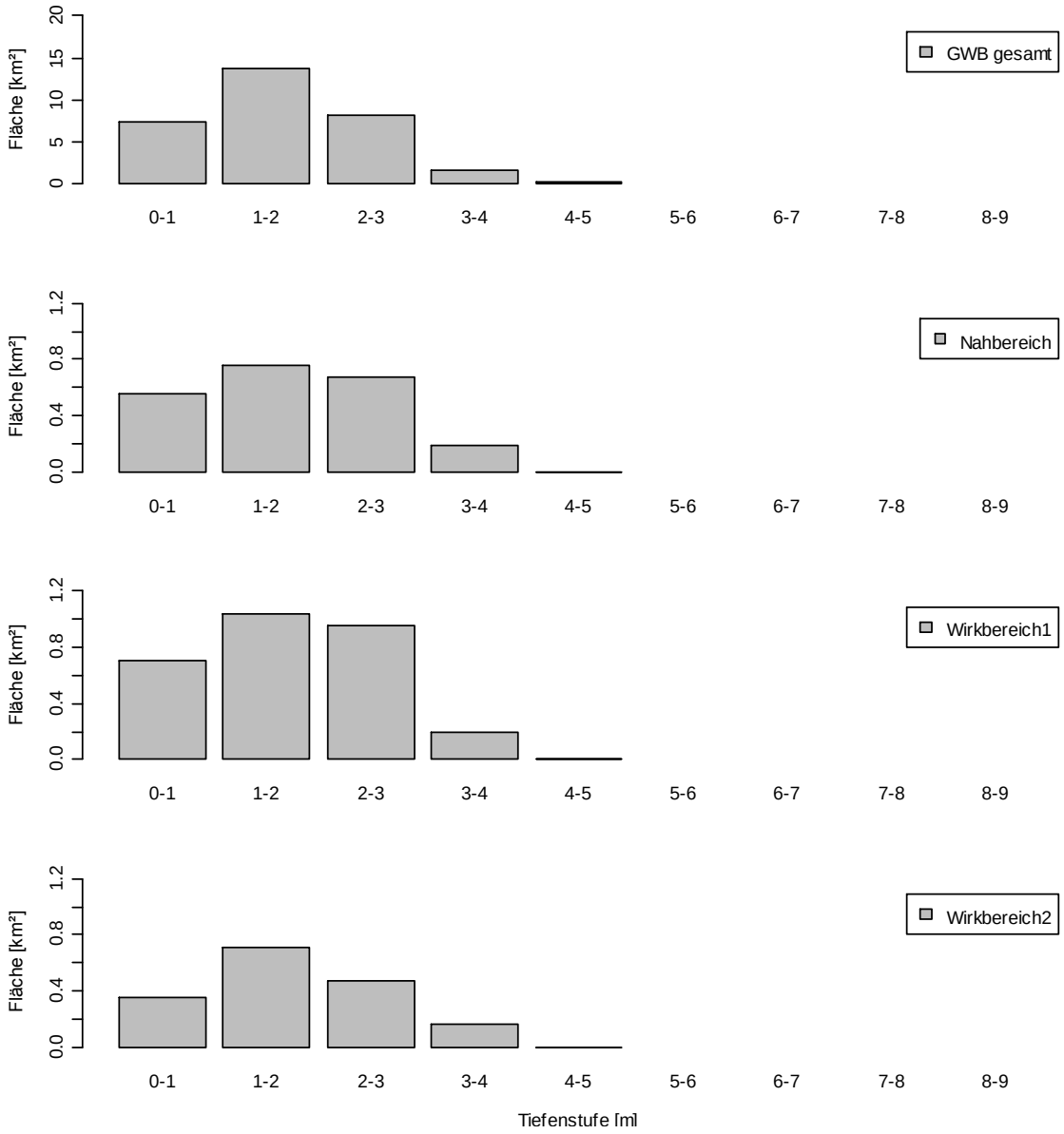


Abb. B.24: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zum Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tab. B.4: Luftbildaufnahme des Greifswalder Bodden am 03.04.2009. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zum Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tiefenstufe	GWB	Nahbereich	Wirkbereich 1	Wirkbereich 2
0-1	7,35	0,56	0,71	0,35
1-2	13,68	0,76	1,04	0,71
2-3	8,16	0,68	0,96	0,47
3-4	1,67	0,19	0,20	0,17
4-5	0,27	0,00	0,00	0,00
Gesamt	31,14	2,20	2,90	1,71
Gesamt (0-3)	29,40	2,00	2,71	1,53

B.2.2.4 Abschätzung der Klassifikationsgenauigkeit

Im Allgemeinen können bei der Genauigkeitsabschätzung von multispektralen Klassifikationen vier Methoden angewandt werden:

1. Visuelle Beurteilung der Klassifikationsgenauigkeit
2. Vergleich von Flächengrößen ohne Berücksichtigung ihrer Lage: durch Klassifikation abgeleitete Flächen mit einem Referenzdatensatz („GroundTruth“). Für quantitative Aussagen müssen die Ground-Truth-Informationen lagerichtig vorliegen und wenn möglich noch genauer sein, um solide Aussagen über Genauigkeit ableiten zu können. Das ist im vorliegenden Fall nur bedingt zutreffend, da die räumliche Zuordnung der GPS-Daten aus den Tauch- und Videotranssekten nur bis auf einige Meter möglich ist. Bei den teilweise sehr heterogenen Vorkommen von Makrophyten sind somit Methoden der Genauigkeitsanalyse, die auf der räumlichen Verschneidung basieren nur eingeschränkt verwendbar.
3. Verhältnisbildung zwischen der Anzahl an korrekt klassifizierten Pixeln zur Gesamtanzahl der betrachteten Pixel
4. Einsatz von Konfusionsmatrizen zur Ableitung weiterer Genauigkeitsmaße (nicht nur einfaches Verhältnis).

Die visuelle Kontrolle ist ein subjektives Verfahren und stark abhängig von Vorwissen/-bildung des Bearbeiters, liefert jedoch schon wichtige Eindrücke über die Plausibilität der erreichten Ergebnisse.

B.2.3 Habitatkartierung mittels Tauchuntersuchung

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden ergänzende Tauchuntersuchungen durchgeführt. Dabei wurden zwei Aufgabenstellungen berücksichtigt:

a. Verifizierung der in dieser Studie erstellten Luftbilder (sog. „Ground Truthing“) und Untersuchung der Tiefenzonierung des Makrophytobenthos (dieses Kapitel).
b. Untersuchungen zur Laichaktivität, der Bedeutung der verschiedenen Laichgründe des Greifwalder Boddens und zum zeitlichen Verlauf der Laichaktivität (Kap. B.3.3).

B.2.3.1 Methode

Zur Verifizierung der in dieser Studie erstellten Luftbilder wurden an 30 Positionen im Greifwalder Bodden Transekte mit einer Länge zwischen 150-700m (durchschnittlich ca. 280m) abgetaucht. Diese Tauchuntersuchungen erfolgten mit drei Tauchteams im Zeitraum vom 09. bis 13. Mai 2009. Die Tauchereinsätze wurden nach den Regeln der gesetzlichen Unfall-versicherungen: GUV-R 2112 durchgeführt. Jedes Tauchteam war mit einer Boje und einem darauf installierten GPS (Garmin eTrex) ausgestattet, um die geographischen Positionen und Uhrzeit während der Untersuchung festzuhalten (Siwiec et al. 2008).

Da eines der Hauptziele der Tauchuntersuchungen die Validierung der Luftbildaufnahmen war, wurde die Position der Transekte basierend auf einer ersten Sichtung der zuvor erstellten Luftbildaufnahmen bestimmt (Abb. B.25, Abb. B.26).

Da aufgrund der Länge der Transekte keine markierten Leinen eingesetzt werden konnten, wurde folgende Methode benutzt (Smith 2008): Ein mit einem Kompass ausgerüsteter Taucher gab Richtung und Strecke (10 Flossenschläge) vor, der zweite Taucher erfasste das Substrat und Bewuchs zusammenfassend für die letzten 10 Flossenschläge (8-12m). In regelmäßigen Abständen (10 mal 10 Flossenschläge (80-120m)) wurden Uhrzeit und Tiefe festgehalten und eine Rahmenprobe genommen (s.u.). Mithilfe der Uhrzeit und dem Abgleich mit den GPS-Daten konnten die zurückgelegte Strecke und die Beprobungspositionen bestimmt werden. Dadurch war es möglich, einen direkten Abgleich mit den Luftbildern vorzunehmen.

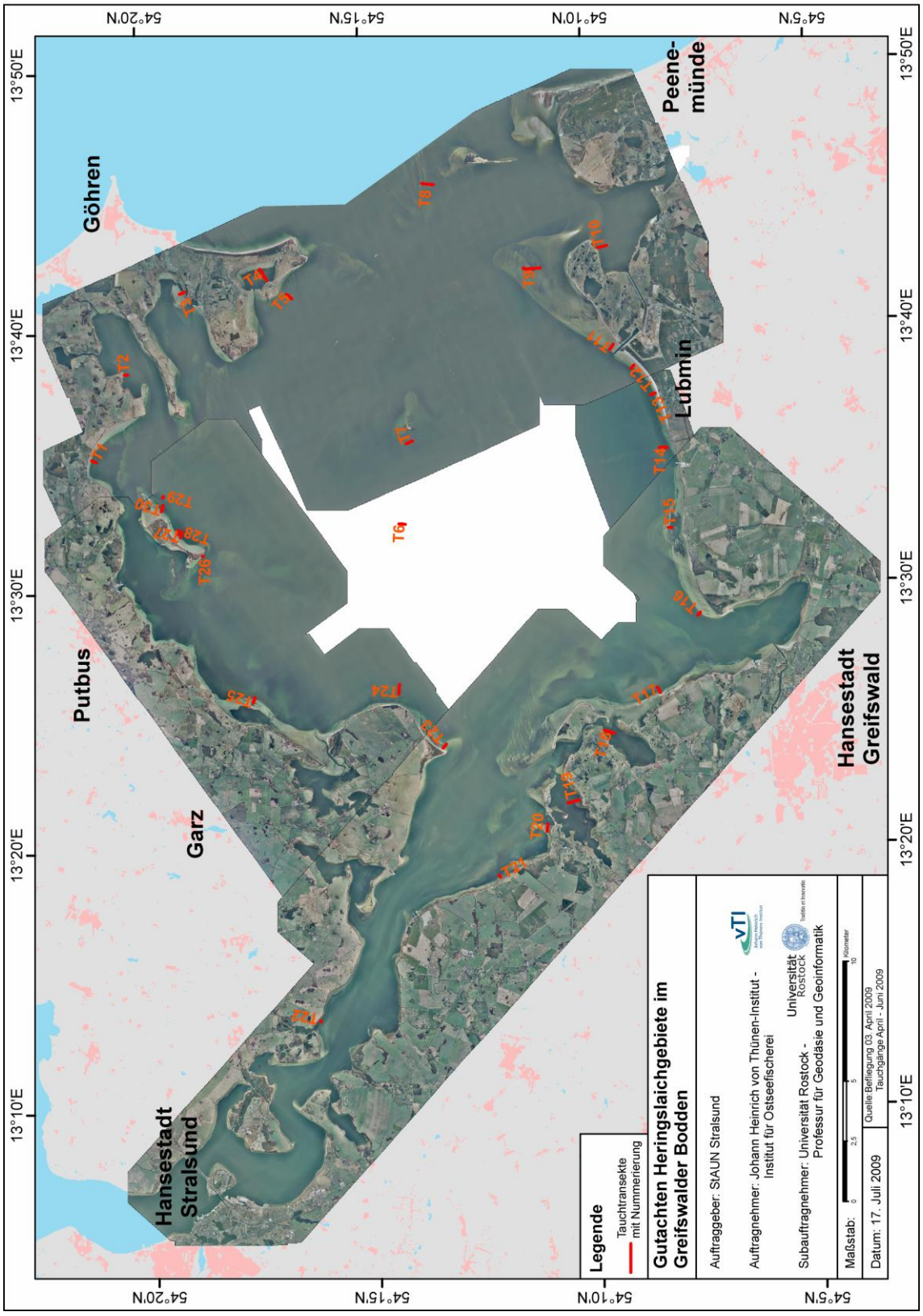


Abb. B.25: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Übersicht über die beprobten Tauchtransekte im näheren Umfeld des geplanten Kraftwerks. Dargestellt sind der Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

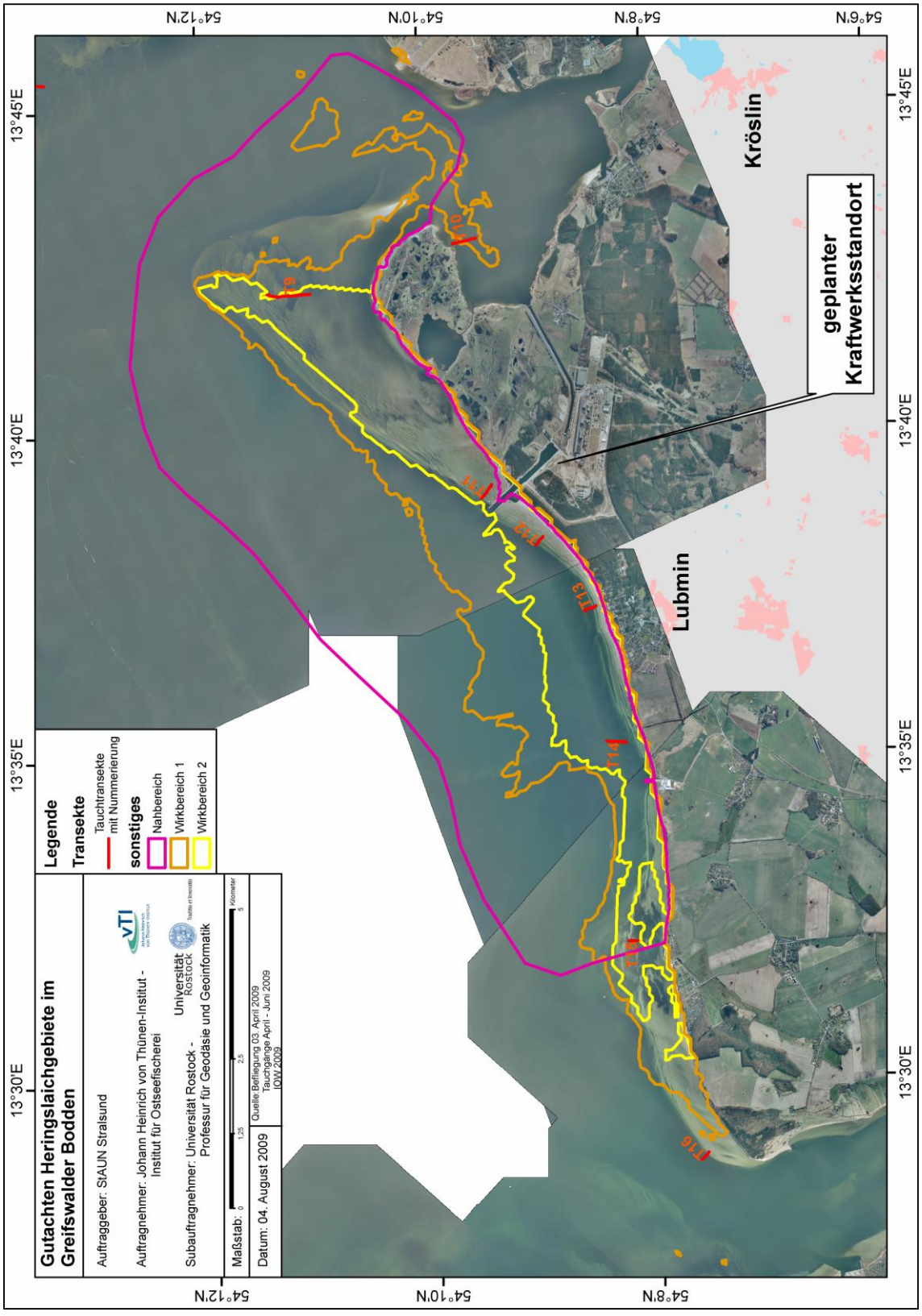


Abb. B.26: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Übersicht über die beprobten Tauchtransekte im näheren Umfeld des geplanten Kraftwerks. Dargestellt sind der Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tab. B.5: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Übersicht über die beprobten Tauchtransekte.

Track-nummer	Datum	Transekt-länge [m]	Hauptsubstrat	Hauptbewuchsart	mittlere Bedeckung %	Belaichungs-grad	Tiefe min. [m]	Tiefe max. [m]
1	13.05.2009	230	Sand, vereinzelnd Steine	Seegras, Laichkraut	49	0	1,3	3
2	12.05.2009	190	Sand, Geröll	Seegras, Laichkraut	22,1	0	1,0	3.7
3	13.05.2009	250	Sand	Laichkraut, Seegras	21,6	0	0,5	1
4	12.05.2009	600	Sand	Turf, Laichkraut	71,7	0-1	1,1	1.9
5	12.05.2009	350	Sand, kompaktes Geröll	Seegras, Hornkraut	50,7	0	2,6	3.6
6	12.05.2009	340	Schlick	0	0	7,7	8.5
7	12.05.2009	350	kompaktes Geröll	Fucus, fädige Braunalgen	7,7	0-2	4,0	6.7
8	11.05.2009	490	Sand	Seegras, Laichkraut	39,9	0	1,3	1.8
9	11.05.2009	760	Sand	Laichkraut, fädige Rotalgen	48,5	0	0,6	1.5
10	12.05.2009	520	Sand	Laichkraut, fädige Braunalgen	7,6	0	0,4	0.6
11	13.05.2009	280	Sand	Turf	14,8	0	0,6	1.4
12	12.05.2009	200	Sand	Fucus	2,1	0	0,5	3.3
13	12.05.2009	230	Sand, loses Geröll	Seegras	20,1	0	0,7	2.2
14	12.05.2009	360	einzelne Steine, loses Geröll	fädige Rotalgen	24,6	0-2	3,1	4.2
15	12.05.2009	180	Sand	Seegras, Laichkraut	84,5	0-1	1,3	1.7
16	11.05.2009	210	Sand	Seegras, Turf	18,6	0	1,2	3.7
17	11.05.2009	260	Sand	Seegras, Turf	57,8	0-1	1,0	2.4
18	10.05.2009	440	Sand	Turf, Laichkraut	89,7	0-2	0,9	1.2
19	10.05.2009	230	Sand	Turf, fädige Braunalgen	100	0-1	0,6	1.6
20	10.05.2009	250	Sand	Turf, Laichkraut	50,6	0	0,3	1.8
21	10.05.2009	180	Sand	Turf, Furcellaria	75,8	0	0,5	1.3
22	10.05.2009	360	Sand	Turf, Seegras	40,4	0-1	1,0	2
23	13.05.2009	250	Sand	Seegras, Laichkraut	57	0-3	1,0	1.4
24	13.05.2009	400	loses Geröll	fädige Rotalgen, Furcellaria	12,2	0	3,4	6
25	13.05.2009	260	Sand, einzelne Steine	Turf, Seegras,Laichkraut	60,8	0	1,1	2.1
26	12.05.2009	230	Sand, Geröll	fädige Rotalgen, Furcellaria	32,3	0	1,3	5
27	09.05.2009	320	Sand, kompaktes Geröll	fädige Rotalgen, Furcellaria	42,6	0	1,7	4.3
28	09.05.2009	210	Sand, einzelne Steine	Seegras, Fucus	26,6	0	1,4	3.2
29	13.05.2009	100	Schlick	0	0	7,8	8
30	13.05.2009	280	Sand, loses Geröll	Seegras, fädige Rotalgen	38,8	0	0,4	3.5

Bei der Beprobung der Tauchtransekte wurden folgende Daten aufgenommen. Dabei wird pro Datensatz der Bereich zusammengefasst, der während der letzten 10 Flossenschläge überschwommen wurde (8 bis 12m):

1. Tiefe in Meter
2. Substrat (verändert nach Scabell 1988)
   - IV. Sand – kiesiger Grund
   - V. einzelne Steine
   - VI. loses Geröll
   - VII. kompaktes Geröll
   - VIII. Geschiebemergel
3. Pflanzenklassen bzw. Arten
   - I. Seegras (*Zostera marina* L.; Spermatophyta)
   - II. Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus* L., Spermatophyta)
   - III. Hornkraut (*Ceratophyllum demersum* L., Spermatophyta)
   - IV. flächige Grünalgen (*Ulva* sp./ *Cladophora* sp./ *Enteromorpha* sp./ *Monostroma* sp.; Chlorophyta)
   - V. Fucus (*Fucus vesiculosus* L. und *Fucus serratus* L.; Phaeophyceae)
   - VI. Furcellaria (*Furcellaria fastigiata* (Hudson) J.V. Lamouroux; Rhodophyta)
   - VII. fädige Braunalgen (*Ectocarpus* sp./ *Pilayella* sp.; Phaeophyceae).
   - VIII. fädige Rotalgen (*Ceramium* sp./ *Polysiphonia* sp.; Rhodophyta)
   - IX. Algenmatten aus fädigen/schleimigen Algen (Turf, Abb. B.70)
4. Bewuchsdichten (in % Bodenbedeckung) (gesamt für alle Pflanzen)
5. dominante Pflanzenart (Liste. s.o.)
6. Belaichungsgrad nach Scabell (1988, Abb. B.27)
   - I. kein Laich
   - II. wenig; vereinzelte Eier
   - III. mittel; ganze Eireihen auch zweilagig
   - IV. viel; Eireihen mehrlagig

Abb. B.27: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden mittels Tauchuntersuchungen. Unterschiedliche Belaichungsgrade oben) wenig Laich auf Seegras, Vilm Ost 24.05.2008, mitte) mittlere Menge auf Kammlaichkraut, Freesendorfer Haken 25.04.2009, unten) viel Laich auf Kammlaichkraut, Freesendorfer Haken 25.04.2009.

Für eine kleinskalige Bewertung der Flächen und Kalibrierung der Bedeckungsgrade mittels Biomasse (Abtropf- und Trockengewicht) wurden Messrahmen eingesetzt. Diese Rahmen besitzen eine Grundfläche von 1m² und sind in 25 Einheiten je 0,04m² unterteilt. Auf jedem Transekt wurde alle 10 x 10 Flossenschläge ein Rahmen zufällig ausgebracht und folgende Daten aufgenommen:

1. Anzahl Einheiten mit Bewuchs
2. Anzahl Einheiten mit Laich
3. Bewuchsdichte (in % Bodenbedeckung) (gesamt für alle Pflanzen)
4. Anteil der einzelnen Arten/Artengruppen am Gesamtbedeckungsgrad in %
5. Belaichungsgrad auf 1m² (nach Scabell 1988 (s.o.))
6. Substrat (verändert nach Scabell 1988 (s.o.))

Eine zufällig ausgewählte Einheit pro Rahmen wurde beprobt und erneut für diesen Teil der Gesamtfläche die Bewuchsdichte (gesamt) und der Belaichungsgrad erfasst. Anschließend wurden alle Makrophyten dieser Einheit (0,04m²) abgeerntet und in perforierte Plastikbeutel überführt.

Die Pflanzenbiomasse (Abtropf- und Trockengewicht) der Proben wurde später im Labor bestimmt. Für das Abtropfgewicht wurde aus den Proben das Sediment in einem 300µm Sieb entfernt. Nach dem Abtropfen wurden die Proben in eine Salatschleuder gegeben, für 20 Sekunden geschleudert und danach gewogen. Für das Trockengewicht wurden die Proben bei 60°C für 24 h getrocknet und ihr Gewicht bestimmt zeitnah (Methode nach Duarte and Kirkmann, 2001).

B.2.3.2 Ergebnisse

Während der Kampagne vom 9. bis 13.Mai wurden insgesamt 821 Datensätze (Tauch beobachtungen in 10 Flossenschläge) erhoben was in etwa einer untersuchten Fläche von 16 400m^2 entspricht. Aus den Tauchuntersuchungen ist ein Schwerpunkt der Makrophyten-vorkommen in Wassertiefen bis 3m abzuleiten (Abb. B.29). In größeren Tiefen nimmt der Bedeckungsgrad stark ab. Die während der Tauchuntersuchungen gefundene maximale Bewuchsgrenze lag bei 6m. Tiefer aufgefundenes Pflanzenmaterial war losgerissen und größtenteils abgestorben.

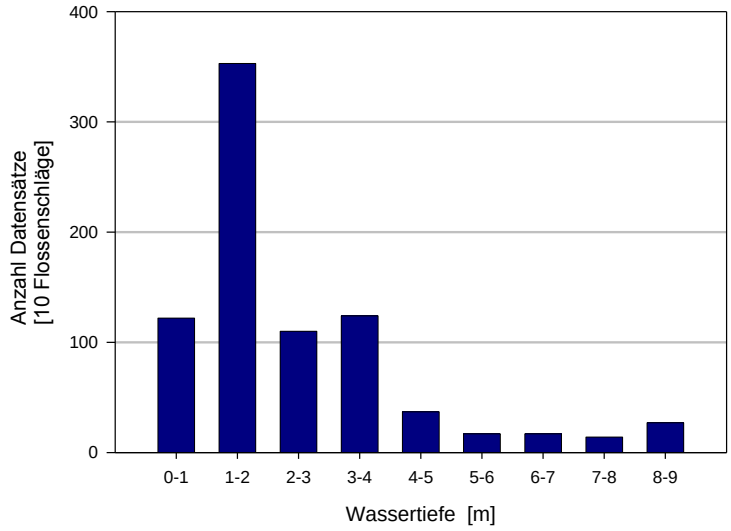


Abb. B.28: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Anzahl der ausgewerteten Tauchbeobachtungen in Abhängigkeit von der Tiefe.

Die Tiefenzonierung der untersuchten Makroalgen-Arten (Abb. B.30) war ähnlich zu den Untersuchungen aus den Jahren 1986-89 (Scabell) und Bartels & Klüber (1998).
Die Bewuchsdichte bei Pflanzen auf Sandböden ((Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Seegras (*Zostera marina*), Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) und epiphytische fädige Rotalgen) nahm 3m Wassertiefe stark ab.
Bei Pflanzenarten auf Geröll (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria fastigiata* und kleinthallige Grün-, Braun- und Rotalgen z.B. *Polysiphonia nigrescens*, *Ectocarpus* sp., *Pilayella* sp., *Ceramium* sp.) kam es ab 4m Tiefe zu einer starken Abnahme der Bewuchsdichten.

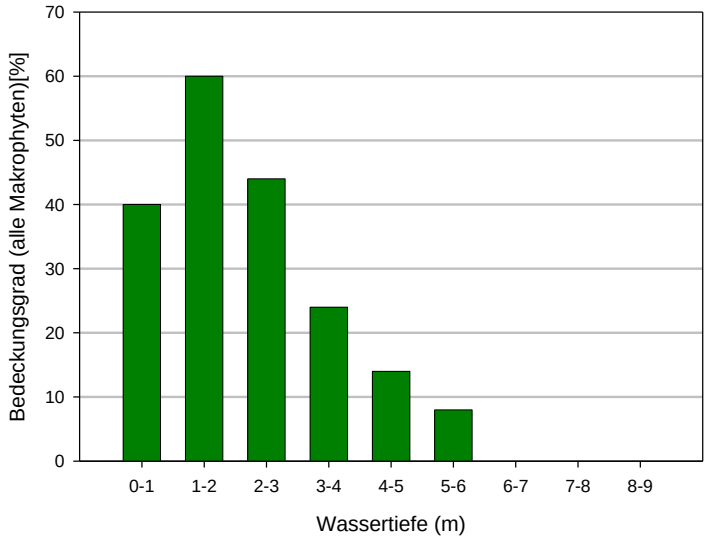


Abb. B.29: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Mittlerer Bedeckungsgrad von Makrophyten im GWB für verschiedene Tiefenstufen.

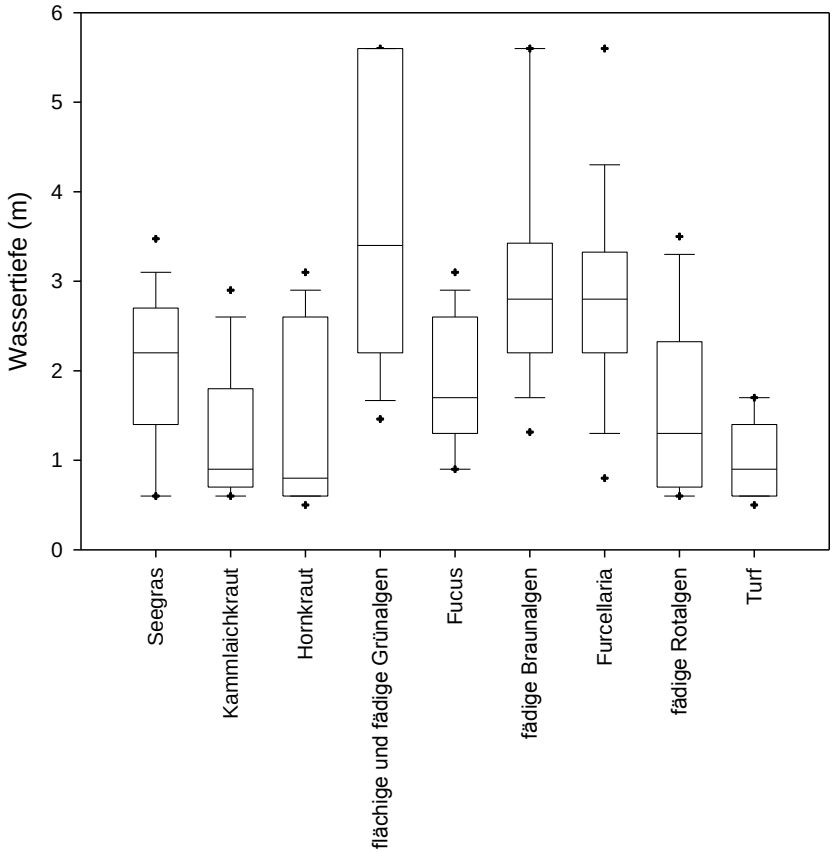


Abb. B.30: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Tiefenverteilung der Makrophyten. Gezeigt werden Median, 5%, 25%, 75% und 95% Percentile. Standardisierte Anzahl der Beobachtungen (350 je 1m Tiefenstufe).

Für die Berechnung von Bewuchsbiomassen und im Anschluss zur Berechnung der Eianzahl pro m^2 ist eine Quantifizierung des Bewertungskriteriums % Bedeckung notwendig. Hierfür wurden bei den Rahmenproben ($0{,}04m^2$) das Trockengewicht gegen den Bedeckungsgrad aufgetragen und auf $1m^2$ hochgerechnet. Da keine „reinen" *Furcellaria* Proben genommen wurden, werden für diese Art ausschließlich Daten von Scabell (1988) verwendet.

Das Abtropfgewicht in Abhängigkeit des Bedeckungsgrades von Seegras und Kammlaichkrautwiesen weist große Schwankungen auf, da ihr Gewicht maßgeblich durch die Länge der Halme beeinflusst wird.

Die mittleren Abtropfgewichte pro Bedeckungsgrad sind bei allen drei untersuchten Pflanzengruppen in einem ähnlichen Bereich. Dabei ergibt sich ein Abtropfgewicht von ca. 1,0-1,5kg pro m^2 für eine vollständig bewachsene Fläche (100%) an. Ausgenommen hiervon sind Gebiete mit Algenmatten (Turf). Hier sind bei einer 100% Bedeckung 2,1-3,5kg Pflanzenmaterial (Abtropfgewicht) pro m^2 gemessen worden (n=12).

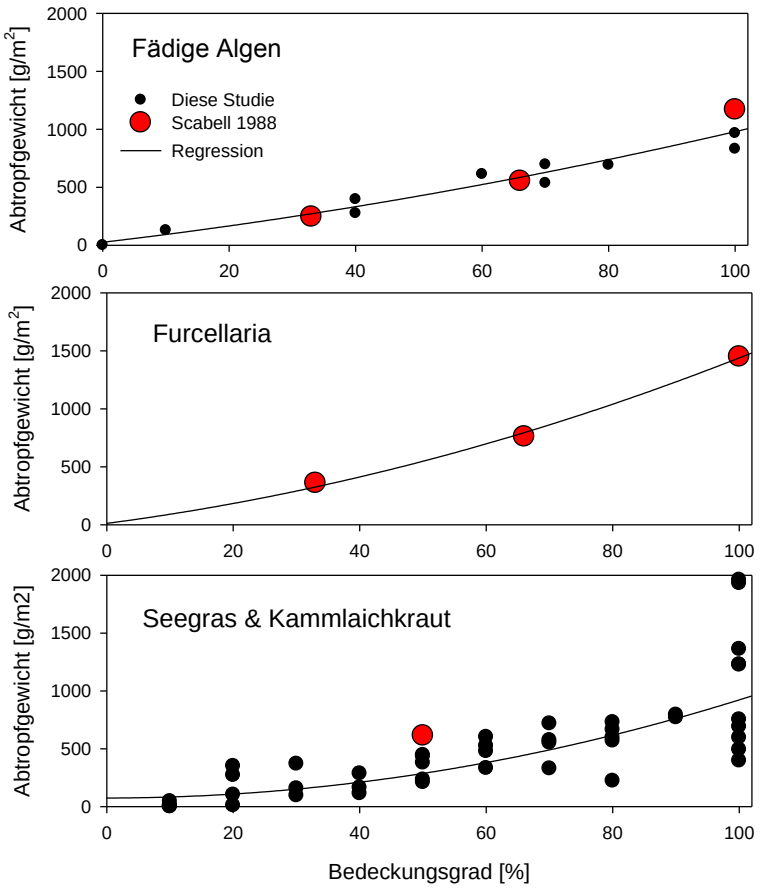


Abb. B.31: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (09.05.-13.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Zusammenhang zwischen Bedeckungsgrad und Abtropfgewicht (n=42). Rote Punkte: Daten aus Scabell 1988; Schwarze Punkte: Daten dieser Studie.

B.2.3.3 Vergleich Luftbild und Tauchuntersuchung

Im Anschluss an die Luftbildkartierung der Makrophyten wurde diese statistisch mit den Tauchgängen verglichen. Dazu wurde die luftbildsichtbare Vegetation mit den Tauchdaten geometrisch verschnitten, so dass im Ergebnis diejenigen Tauchpunkte ermittelt wurden, die auch im Luftbild als Vegetation erkannt wurden. Insgesamt lagen 1783 Tauchmesspunkte vor. Davon weisen 906 Messpunkte der Tauchgänge signifikante Vegetation, d.h. einen Bedeckungsgrad von mehr als 20 % auf. Insgesamt konnte davon an 528 Punkten luftbildsichtbare Vegetation sicher erkannt werden. Wie oben genannt wurde bei den Tauchgängen mehr Vegetation gefunden als bei den Luftbildern. Dafür kommen drei mögliche Ursachen in Betracht:

a) Aufgrund der unterschiedlichen Zeitpunkte der Datenaufnahme (1 Monat) und dem damit verbundenen Wachstum der Pflanzen wurde bei den Tauchsurveys mehr Vegetation beobachtet als bei den Luftbildbefliegungen. Insbesondere ist es möglich, dass es in der Zeit zwischen der Luftbefliegung und den Tauchuntersuchungen zur verstärkten Entwicklung von Algenmatten (Turf, Abb. B.70) gekommen ist, die bei den Tauchuntersuchungen teilweise sehr hohe Bedeckungsgrade zeigten.

b) Damit in den Luftbildern Vegetation beobachtet werden kann, muss die Vegetation mindestens einen Bedeckungsgrad von 20 bis 30 % betragen. Dieser ist notwendig, da sich ansonsten die wenige Vegetation, wie z.B. Seegras, spektral nicht signifikant vom Meeresboden abhebt und somit nicht im Luftbild zu erfassen ist.

c) Die Tauchsurveys fanden teilweise in Tiefen statt, in denen aufgrund der beschränkten Sichttiefe keine luftbildsichtbare Vegetation erkennbar war.

Tab. B.6 gibt eine Übersicht über die Verschneidungsergebnisse zwischen den Luftbildern und den Tauchgängen. Einen direkten Vergleich zeigt Abb. B.32.

Tab. B.6: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden. Verschneidung von Tauchuntersuchungen und Luftbildaufnahmen. Zusammenfassung von Messpunkten mit Übereinstimmung und solchen ohne Übereinstimmung in der Klassifizierung.

	Luftbild mit Vegetation und Tauchmesspunkt mit Vegetation	Luftbild ohne Vegetation Tauchmesspunkt mit Vegetation
Mittlerer Bewuchsgrad [%]	72,07	23,06
Mittlere Wassertiefe [m]	1,57	2,92
Max. Wassertiefe [m]	3,56	8,52

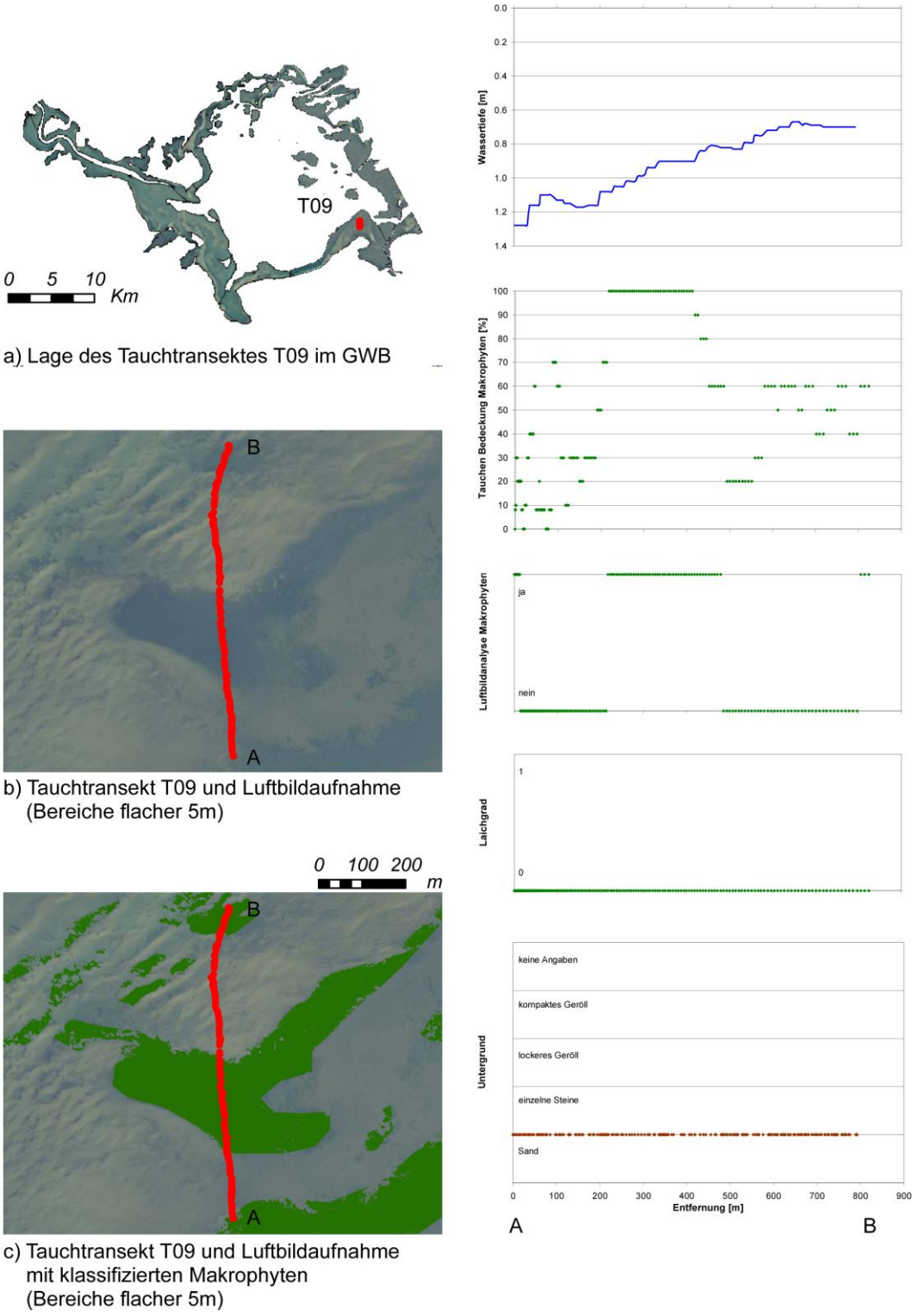


Abb. B.32: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses ermittelt aus Luftbildern und Tauchberprobungen. Links: räumliche Darstellung des Tauchtransektes T09 (11.05.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Tauchbeprobung und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Tauchtransektes.

B.2.4 Videotransekte

B.2.4.1 Methode und Durchführung

Im Zeitraum vom 21.04.2009 bis zum 19.06.2009 wurden insgesamt 46 verschiedene Videotransekte, verteilt über den gesamten Greifswalder Bodden gefahren (Abb. B.35 und Tab. B.7).

Die Lage der Transekte wurde vorab zwischen dem vTI – OSF und den beteiligten Geographen der Universität Rostock abgestimmt, um eine möglichst gleichmäßige Abdeckung des gesamten Boddens zu erreichen. Aufgrund technischer Probleme, der Witterung und einer sehr kurzen Vorlaufzeit konnten die Videobefahrungen nicht zeitgleich bzw. sehr zeitnah zur Luftbildaufnahme durchgeführt werden. Die ersten Videotransekte wurden am 21. und 22.04 im Nahbereich durchgeführt (Abb. B.36). Zusätzlich zu den neun Transekten im Nahbereich konnten weitere drei Transekte im Westen des Greifswalder Bodden realisiert werden.
Am 29.04. und 04.05. wurden die Transekte im Westen und Norden beprobt. Am 17.06. und 19.06. sind die Transekte im Osten des Boddens erstellt worden.

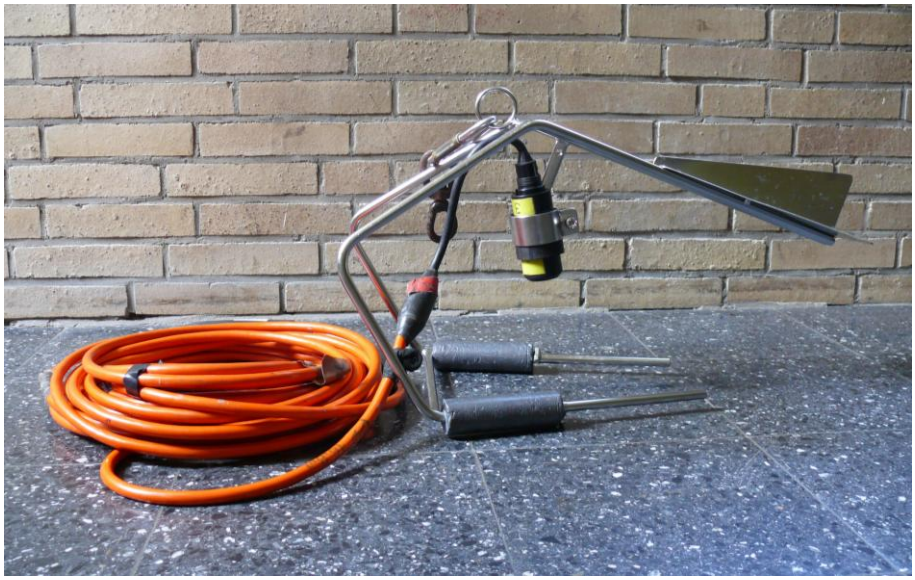


Abb. B.33: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Videoschlitten.

Die Videoaufnahmen wurden mit Hilfe eines Videoschlittens (Abb. B.33) durchgeführt. Die Videobeprobungen wurden etwa orthogonal zur Uferlinie von etwa 2m bis 5m, stellenweise bis 8m Wassertiefe durchgeführt.
Um den Schlitten während der Fahrt zu stabilisieren und die Entfernung zum Boden abzuschätzen, waren jeweils etwa 1m lange verchromte Metallketten an den Kufen des

Schlittens befestigt. Um den Abstand des Schlittens zum Untergrund einschätzen zu können, wurde die Aufnahme über einen LCD-Bildschirm bzw. am Laptop verfolgt.
Die analogen Videosignale wurden digital mittels handelsüblicher Software aufgezeichnet. Für die weitere Auswertung wurden die Aufnahmen in das DIVX-Format überführt.
Um die spätere Beurteilung des Bedeckungsgrades zu vereinfachen wurde das Videobild mit einem 4 x 4-Raster überlagert. Die so bearbeitete Videospur wurde als Bildsequenz (.jgp; 1 frame per second) exportiert/ausgegeben. Aus Zeitgründen wurde jedes fünfte Bild und damit jede fünfte Sekunde bzgl. des Bewuchses und Untergrundes analysiert.

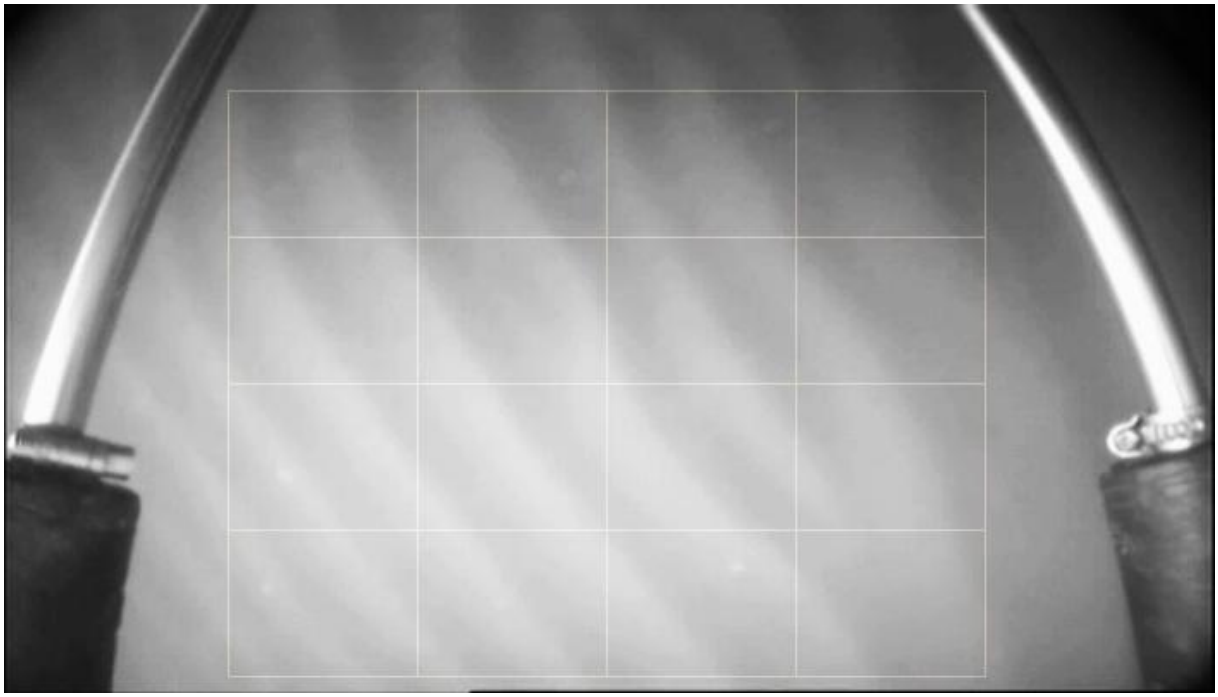


Abb. B.34: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Beispiel für ein Videobild des Untergrundes (Sandgrund) mit eingeblendetem 4 x 4-Raster.

Bei der Auswertung der Videobilder wurde versucht, auch im Hinblick auf zeitliche Limitationen, sich auf die Kernfragen der Untersuchungen zu beschränken. Die hier relevante Kernfrage ist:

Wie ist die regionale Verteilung der Makrophyten im Greifwalder Bodden, wobei Präsenz/Absenz und der Bedeckungsgrad von Interesse sind.

Bei der Bewertung des Bewuchses mit Makrophyten wurden zwei Pflanzengruppen unterschieden: a) Spermatophyten und b) Algen. Die Unterscheidung dieser beiden Großgruppen war aufgrund der unterschiedlichen Wuchsform sehr gut möglich.
Bedeckungsgrad: Für die spätere Berechnung des Bedeckungsgrades beider Gruppen wurde die Zahl der flächig eingenommenen Teilrechtecke des Rahmens (Abb. B.34) auf eine Nachkommastelle genau abgeschätzt (Min. 0,1; Max. 16).
Verteilungsmuster: Gleichzeitig wurde das Verteilungsmuster bestimmt. Hierzu wurde erfasst in wie vielen der 16 Raster die jeweilige Pflanzengruppe zu finden waren (Min. 1; Max 16).
Untergrund: Zusätzlich wurde die Art des Untergrundes vermerkt, wobei zwischen Sand (1), einzelnen Steinen (2), lockerem Geröll (3) und kompaktem Geröll (4) differenziert wurde.

Die Klassifizierung der Videoaufnahmen wurde von 2 Mitarbeitern getrennt durchgeführt. Um eine einheitliche Bewertung zu gewährleisten, wurden beide Mitarbeiter im Vorfeld mit Hilfe von Referenzbildern geschult.

In den Videos lassen sich festgewachsene Algen und abgerissenen Algenbüscheln nicht sicher trennen.

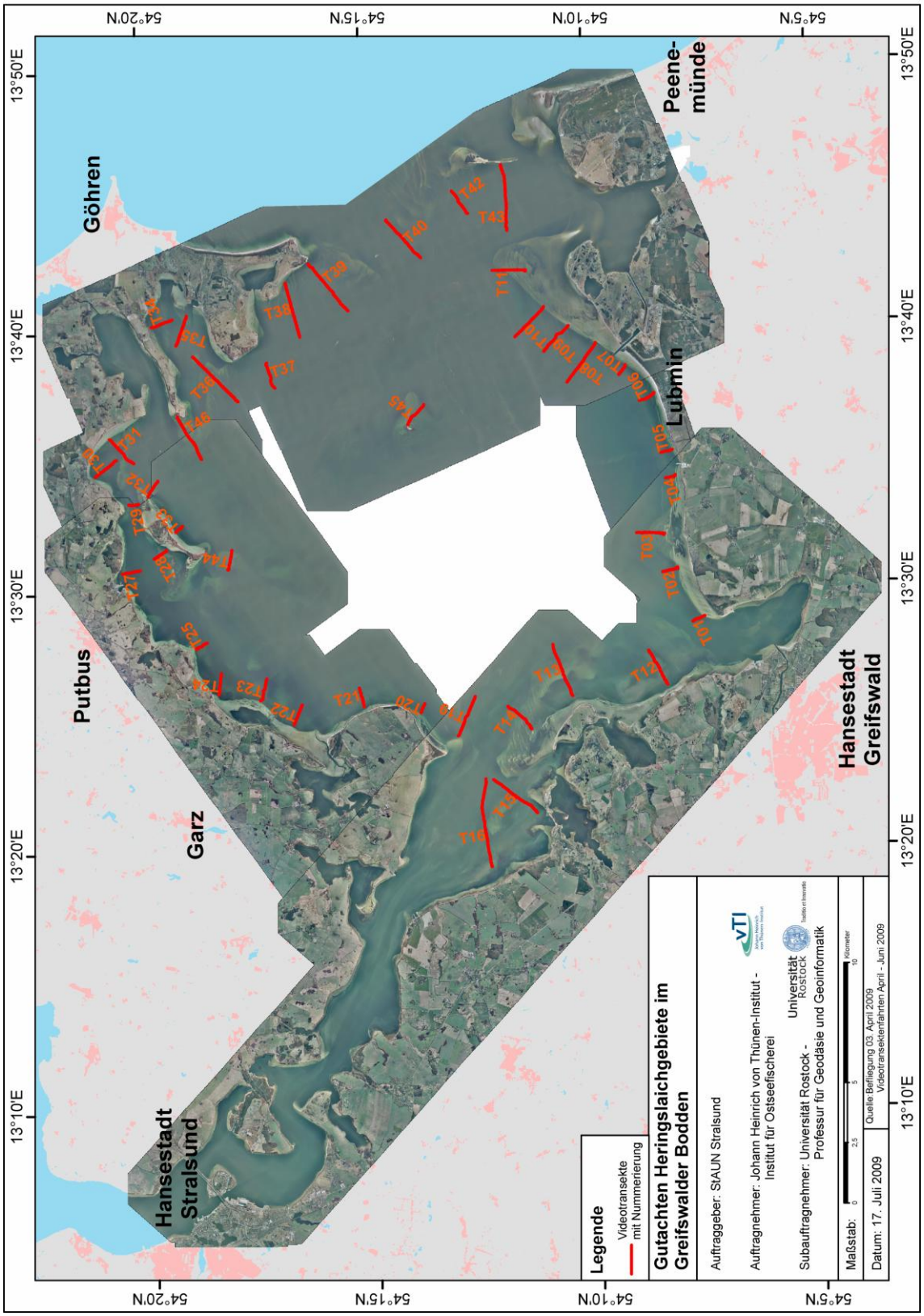


Abb. B.35: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Übersicht über die gefahrenen Videotransekte.

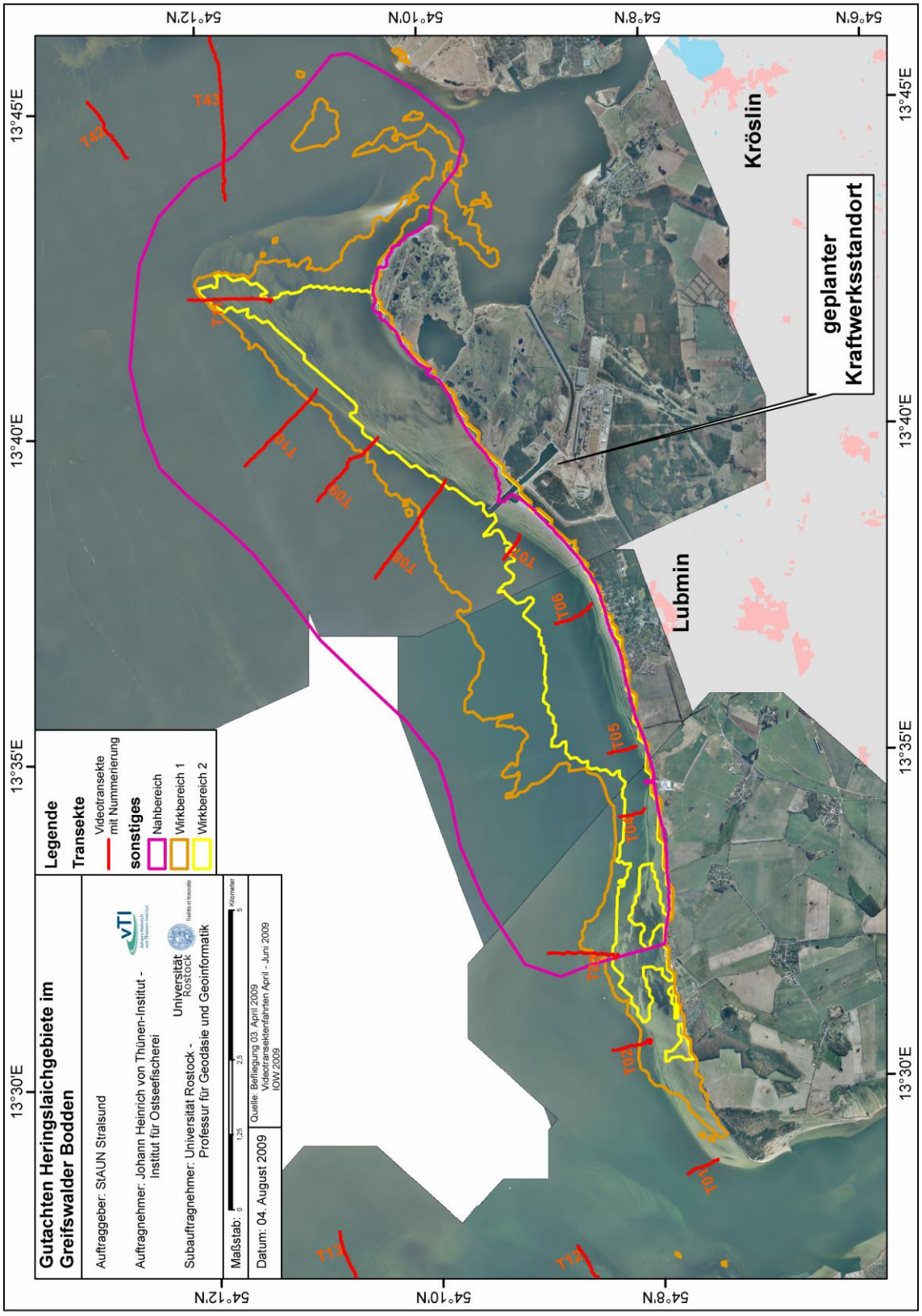


Abb. B.36: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Übersicht über die gefahrenen Videotransekte im näheren Umfeld des geplanten Kraftwerks. Dargestellt sind der Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tab. B.7: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Übersicht über die gefahrenen Videotransekte.

Transektnummer	Datum	Startzeit	Endzeit
8	21.04.2009	11:09:14	11:49:53
9	21.04.2009	12:09:30	12:44:42
10	21.04.2009	13:02:51	13:35:08
11	21.04.2009	13:57:27	14:30:04
7	21.04.2009	16:37:48	16:47:18
6	21.04.2009	17:00:00	17:14:32
5	21.04.2009	17:31:35	17:41:17
4	21.04.2009	17:51:38	18:02:06
3	21.04.2009	18:10:40	18:35:52
2	21.04.2009	18:48:40	19:09:47
1	22.04.2009	09:32:40	09:45:00
12	22.04.2009	09:59:15	10:30:33
13	22.04.2009	10:47:17	11:29:09
14	22.04.2009	12:02:50	12:32:23
15	22.04.2009	13:16:30	13:52:25
23	29.04.2009	10:15:27	10:37:45
25	29.04.2009	10:49:48	11:02:23
44	29.04.2009	11:14:08	11:33:23
33	29.04.2009	11:45:45	11:53:47
38	29.04.2009	13:35:10	14:19:00
36	29.04.2009	14:36:03	15:29:37
35	29.04.2009	16:18:10	16:45:27
31	29.04.2009	17:05:14	17:35:11
29	29.04.2009	17:47:30	17:55:08
28	29.04.2009	18:11:34	18:28:32
27	29.04.2009	18:36:06	18:54:32
22	04.05.2009	11:55:37	12:12:30
21	04.05.2009	12:25:12	12:41:02
20	04.05.2009	12:57:04	13:05:13
19	04.05.2009	13:23:03	13:54:54
16	04.05.2009	14:45:56	15:56:09
24	04.05.2009	16:39:26	16:58:46
39	17.06.2009	11:30:38	12:18:43
40	17.06.2009	12:55:45	13:40:20
42	17.06.2009	14:31:26	14:53:25
43	17.06.2009	15:20:09	16:07:17
45	19.06.2006	08:56:21	09:14:45
37	19.06.2006	09:43:10	10:06:10
34	19.06.2006	10:40:47	10:57:54
46	19.06.2006	11:19:13	11:58:45
32	19.06.2006	12:17:33	12:31:47
30	19.06.2006	12:49:31	13:09:47

Da der Einsatz der Videotransekte sowohl als „Ground Truth“ der Luftbildkartierung als auch zur Ergänzung zur visuellen Luftbildinterpretation in tieferen Bereichen gedacht war, wurden die Videotransekte bis in Tiefen von 6 - 8m durchgeführt bzw. solange wie es die

Sichtverhältnisse es erlaubten. Eine Verteilung der ausgewerteten Beobachtungen in Abhängigkeit der Tiefe zeigt Abb. B.37.

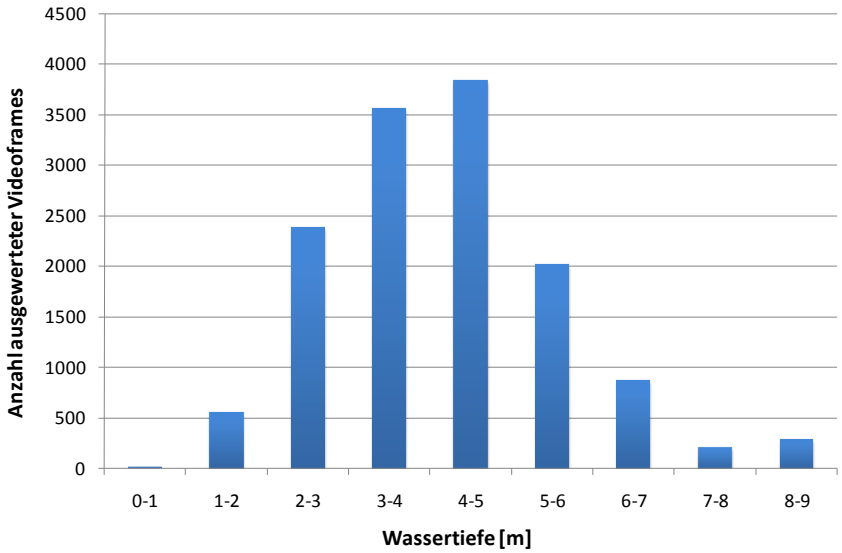


Abb. B.37: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Übersicht über die Tiefenverteilung der ausgewerteten Videoframes.

Die Luftbildinterpretation konzentriert sich auf Tiefen bis 3m, während die Mehrzahl der Videobeobachtungen in >3m Wassertiefe durchgeführt wurden. Damit ergänzen sich die beiden Messmethoden sehr gut, da die Luftbildkartierung nicht alle Vegetationsbereiche abdecken kann und die Videotransekte im Flachwasserbereich nicht oder nur sehr schwer einsetzbar sind.

B.2.4.2 Ergebnisse

Insgesamt wurden 13 964 Videoframes visuell ausgewertet. Dabei wurde auf 3776 Frames bzw. in 27,5 % der Fälle ein Algenbewuchs registriert. Neben den Algen wurden auf 1469 Frames (10,7 %) ein Bewuchs mit Spermatophyten festgestellt (Abb. B.38).

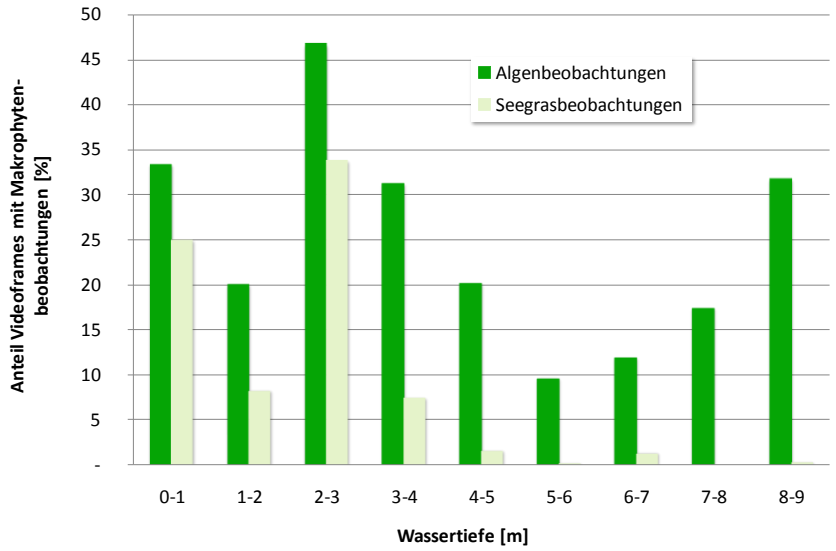


Abb. B.38: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Anteil der Videoframes mit Makrophytenbeobachtungen im Greifswalder Bodden in Abhängigkeit der Wassertiefe

Der auf den Videoframes beobachtete Bewuchs ist jedoch nur in den wenigsten Fällen flächendeckend. Vielmehr ist nur ein gewisser Anteil des Meeresbodens von Vegetation bedeckt. Der durchschnittliche Bedeckungsgrad aller Videobeobachtungen, der sich aus dem Algen- und dem Spermatophytenbewuchs zusammensetzt, beträgt 8,42 %.

Die Verteilung der entlang der Videotransekte gefundenen Makrophyten ist nicht gleichmäßig über alle Tiefenstufen verteilt. Vielmehr ist ein Maximum der Vegetation in der Tiefenstufe von 2 - 3m zu beobachten (Abb. B.38, Abb. B.39). Aber auch in Wassertiefen von mehr als 4m kommen Makrophyten vor.

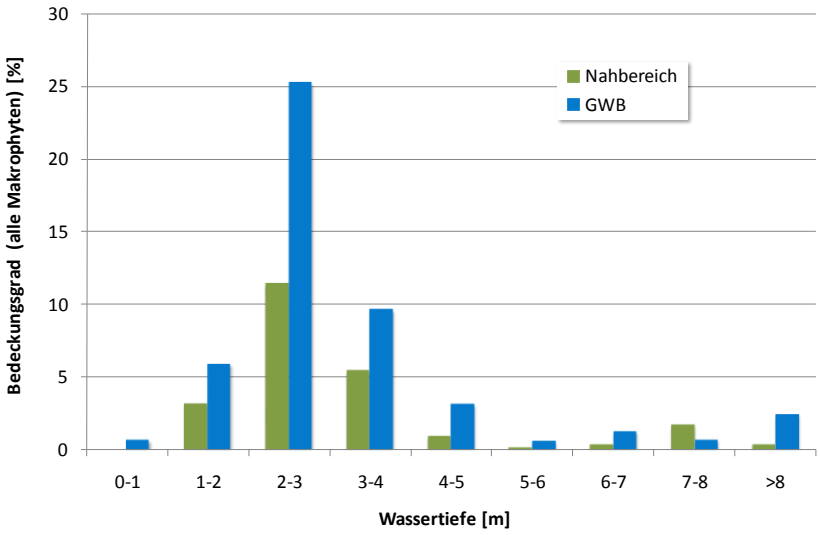


Abb. B.39: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Vergleich des Bedeckungsgrades von Makrophyten im GWB und im Nahbereich in Abhängigkeit der Wassertiefe.

Der Vergleich der Videotransekte zwischen dem Greifswalder Bodden und dem Nahbereich zeigt, dass im Nahbereich der Bedeckungsgrad mit Makrophyten deutlich niedriger ist als im Rest des Greifswalder Boddens. Dies kann mehrere Ursachen haben:

1. Es gibt einfach weniger Vegetation im Nahbereich. Dagegen spricht, dass die Luftbildkartierung in den (für Videountersuchungen nur bedingt zugänglichen) Flachwasserbereichen eindeutig andere Ergebnisse geliefert hat. Dafür spricht wiederum, dass die Küste vor Lubmin im Nahbereich relativ steil abfällt und in den tieferen Bereichen, d.h. tiefer als 5 – 6m nur wenig Vegetation vorkommt.
2. Aufgrund der geringen durchschnittlichen Wassertiefe im Nahbereich, konnten die Videotransekte nicht in den Tiefenbereichen flacher 1m durchgeführt werden.
3. Die Videotransekte fanden nicht an den vegetationsreichen „Hot-Spots“ des Nahbereichs statt, insbesondere da die Makrophyten im Nahbereich sehr ungleichmäßig verteilt.
4. Die Videotransekte des Nahbereichs wurden zuerst durchgeführt, zu einem Zeitpunkt in dem sich die Makrophyten noch nicht so weit entwickelt haben, wie bei den später durchgeführten Videotransekten des übrigen Greifswalder Boddens.

Ausgehend vom Bedeckungsgrad in Abhängigkeit der Tiefe kann auf die Makrophytenfläche, die vollständig bewachsen ist, im jeweiligen Gebiet hochgerechnet werden. Dazu wird die Fläche der einzelnen Tiefenstufen mit dem jeweiligen durchschnittlichen Bedeckungsgrad multipliziert (Tab. B.8, Tab. B.9, Tab. B.10, Tab. B.11), die vollständig von Makrophyten bewachsen ist. Dabei ist jedoch zu beachten, dass insbesondere der Flachwasserbereich sehr unterschätzt wird.
Eine Zusammenfassung der von Makrophyten bewachsenen Flächen in den Gebieten gibt Tab. B.12.

Tab. B.8: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden.

Tiefenstufen	Fläche GWB [km^2]	mittlerer Bedeckungsgrad [%]	Makrophytenfläche [km^2]
0-1	49,60	0,70	0,35
1-2	40,86	5,95	2,43
2-3	51,83	25,22	13,07
3-4	54,37	9,67	5,26
4-5	44,54	3,20	1,42
5-6	48,10	0,67	0,32
6-7	58,92	1,33	0,79
7-8	90,75	0,74	0,67
8-9	108,66	2,50	2,72
Summe	547,62		27,02
Summe (3-9m)	405,33		11,18

Tab. B.9: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im Nahbereich des geplanten Kraftwerkes.

Tiefenstufen	Fläche Nahbereich [km²]	mittlerer Bedeckungsgrad (%)	Makrophytenfläche [km²]
0-1	9,34	0,00	0,00
1-2	6,02	3,22	0,19
2-3	3,15	11,36	0,36
3-4	2,97	5,44	0,16
4-5	5,51	0,96	0,05
5-6	7,97	0,20	0,02
6-7	9,62	0,39	0,04
7-8	7,20	1,76	0,13
8-9	10,43	0,40	0,04
Summe	62,21		0,99
Summe (3-9m)	43,69		0,39

Tab. B.10: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im Wirkbereich 1 des geplanten Kraftwerkes.

Tiefenstufen	Fläche Wirkbereich 1 [km²]	mittlerer Bedeckungsgrad (%)	Makrophytenfläche [km²]
0-1	8,81	0,00	0,00
1-2	5,22	3,22	0,17
2-3	2,19	11,36	0,25
3-4	2,01	5,44	0,11
4-5	2,88	0,96	0,03
5-6	2,12	0,20	0,00
6-7	1,65	0,39	0,01
7-8	1,37	1,76	0,02
8-9	1,52	0,40	0,01
Summe	27,77		0,59
Summe (3-9m)	11,55		0,18

Tab. B.11: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im Wirkbereich 2 des geplanten Kraftwerkes.

Tiefenstufen	Fläche Wirkbereich 2 [km²]	mittlerer Bedeckungsgrad (%)	Makrophytenfläche [km²]
0-1	5,195	0,00	0,00
1-2	3,570	3,22	0,11
2-3	1,035	11,36	0,12
3-4	1,157	5,44	0,06
4-5	1,276	0,96	0,01
5-6	0,979	0,20	0,00
6-7	0,554	0,39	0,00
7-8	0,260	1,76	0,00
8-9	0,138	0,40	0,00
Summe	14,160		0,32
Summe (3-9m)	4,360		0,08

Tab. B.12: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zu Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tiefenstufe	GWB [km²]	Nahbereich [km²]	Wirkbereich 1 [km²]	Wirkbereich 2 [km²]
0-1	0,35	0,00	0,00	0,00
1-2	2,43	0,19	0,17	0,11
2-3	13,07	0,36	0,25	0,12
3-4	5,26	0,16	0,11	0,06
4-5	1,42	0,05	0,03	0,01
5-6	0,32	0,02	0,00	0,00
6-7	0,79	0,04	0,01	0,00
7-8	0,67	0,13	0,02	0,00
8-9	2,72	0,04	0,01	0,00
Summe	27,02	0,99	0,59	0,32
summet (3-9m)	11,18	0,39	0,18	0,08

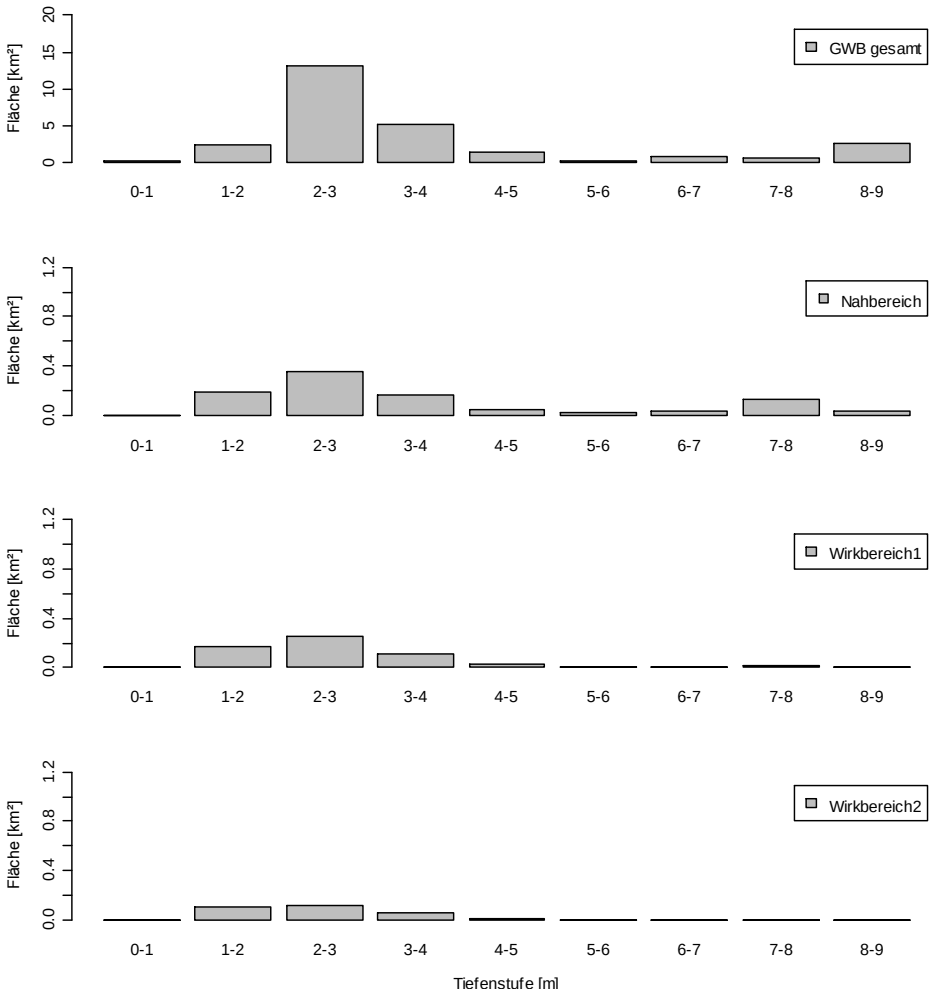


Abb. B.40: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (21.04.-19.06.2009) mittels Videographie. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zu Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

B.2.4.3 Vergleich Luftbild und Videobeprobung

Der Vergleich mit Referenzdaten aus den Videobefahrungen und den Tauchtransekten (Abb. B.41 bis Abb. B.45) zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen der semiautomatischen Klassifikation und den Referenzdaten.

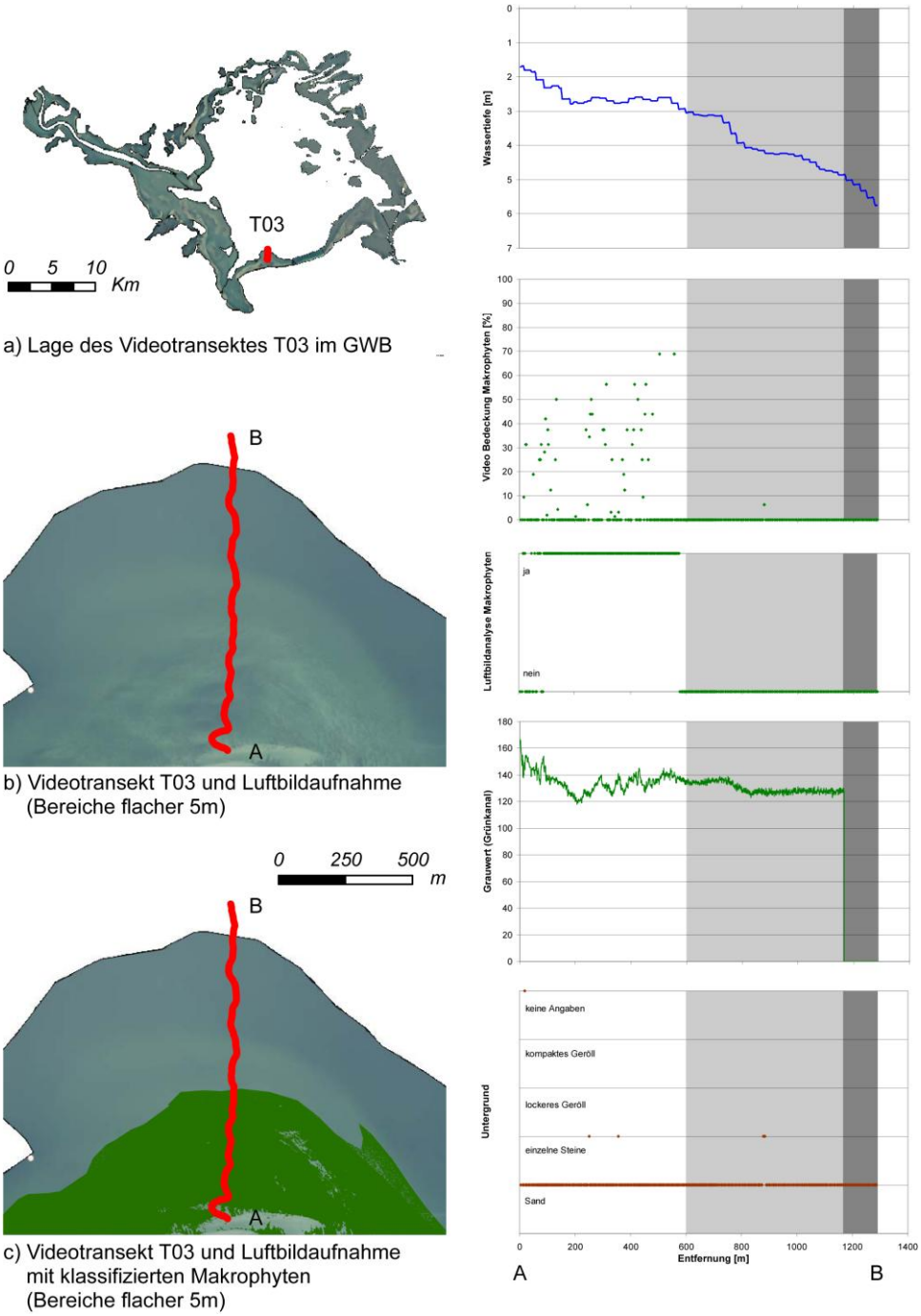


Abb. B.41: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses, ermittelt aus Luftbildern und Videoaufnahmen. Links: räumliche Darstellung des Videotransektes T03 (21.04.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Videoaufnahmen und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Videotransektes. Die Schattierung illustriert die verschiedenen Tiefenbereiche, in denen eine Auswertung der Luftbilder zunehmend ungenauer wurde (hellgrau) bzw. keine Auswertung der Luftbilder vorgenommen wurde (dunkelgrau).

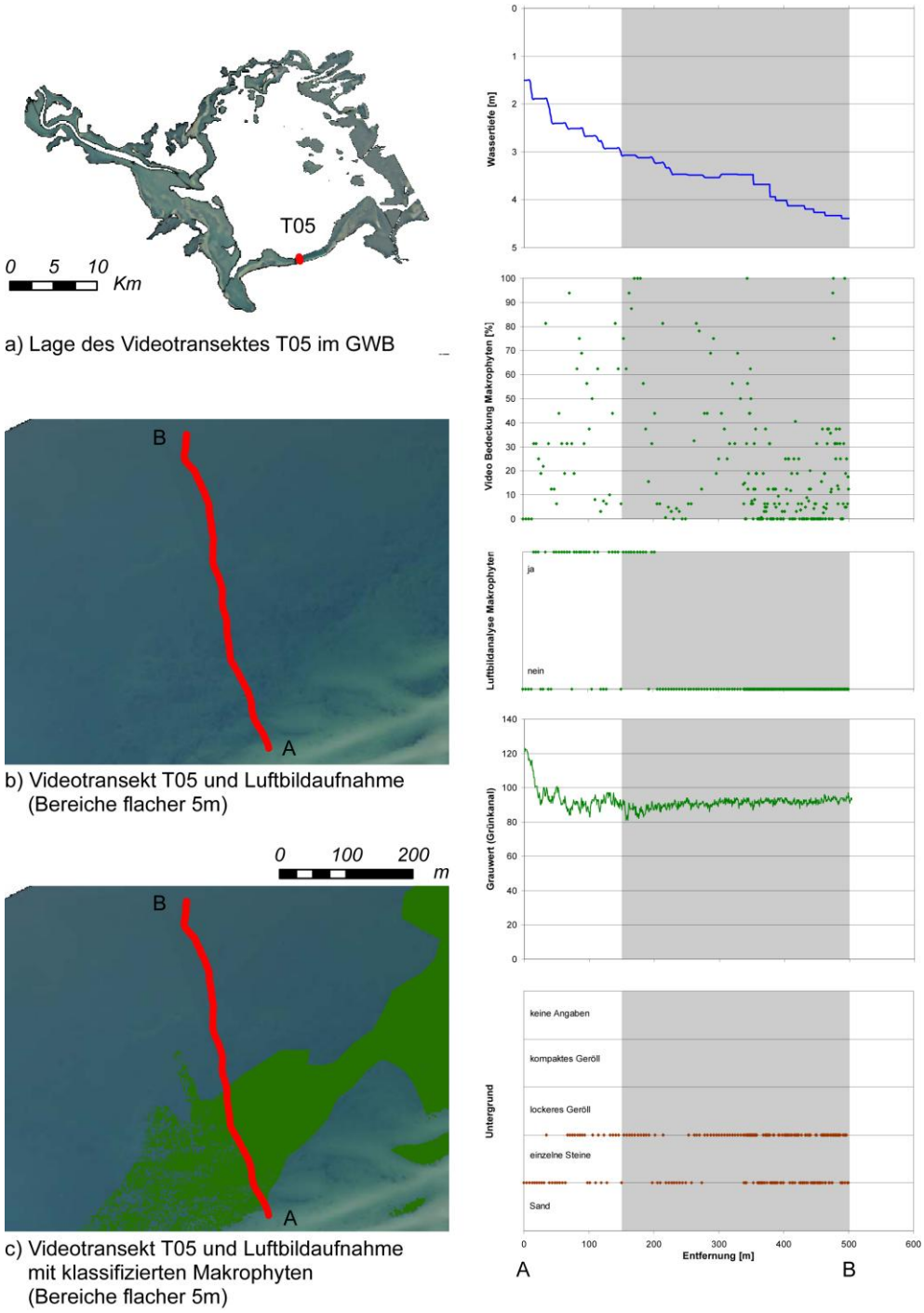


Abb. B.42: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses ermittelt aus Luftbildern und Videoaufnahmen. Links: räumliche Darstellung des Videotransektes T05 (21.04.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Videoaufnahmen und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Videotransektes. Die Schattierung illustriert die verschiedenen Tiefenbereiche, in denen eine Auswertung der Luftbilder zunehmend ungenauer wurde (hellgrau) bzw. keine Auswertung der Luftbilder vorgenommen wurde (dunkelgrau).

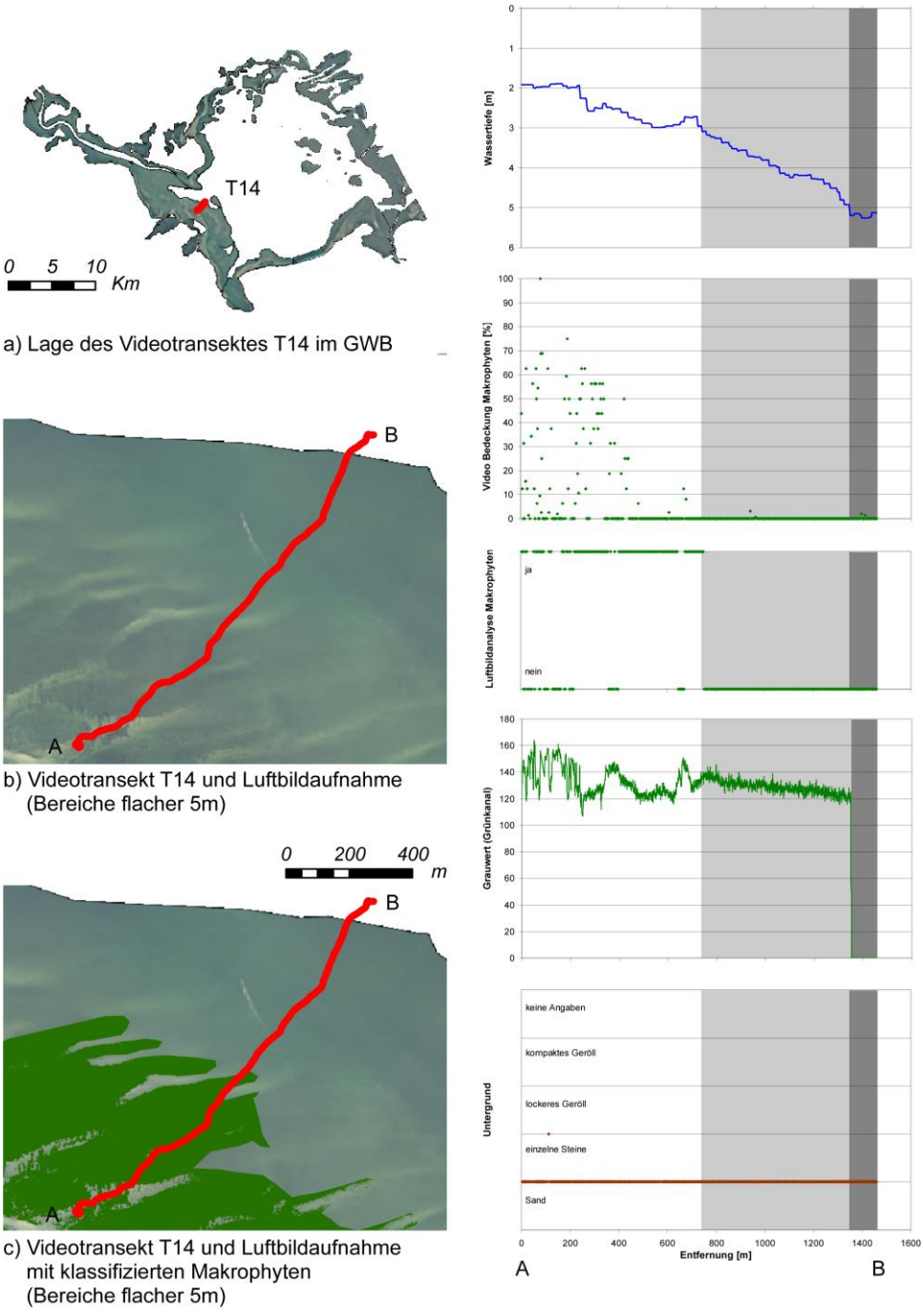


Abb. B.43: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses ermittelt aus Luftbildern und Videoaufnahmen. Links: räumliche Darstellung des Videotransektes T14 (22.04.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Videoaufnahmen und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Videotransektes. Die Schattierung illustriert die verschiedenen Tiefenbereiche, in denen eine Auswertung der Luftbilder zunehmend ungenauer wurde (hellgrau) bzw. keine Auswertung der Luftbilder vorgenommen wurde (dunkelgrau).

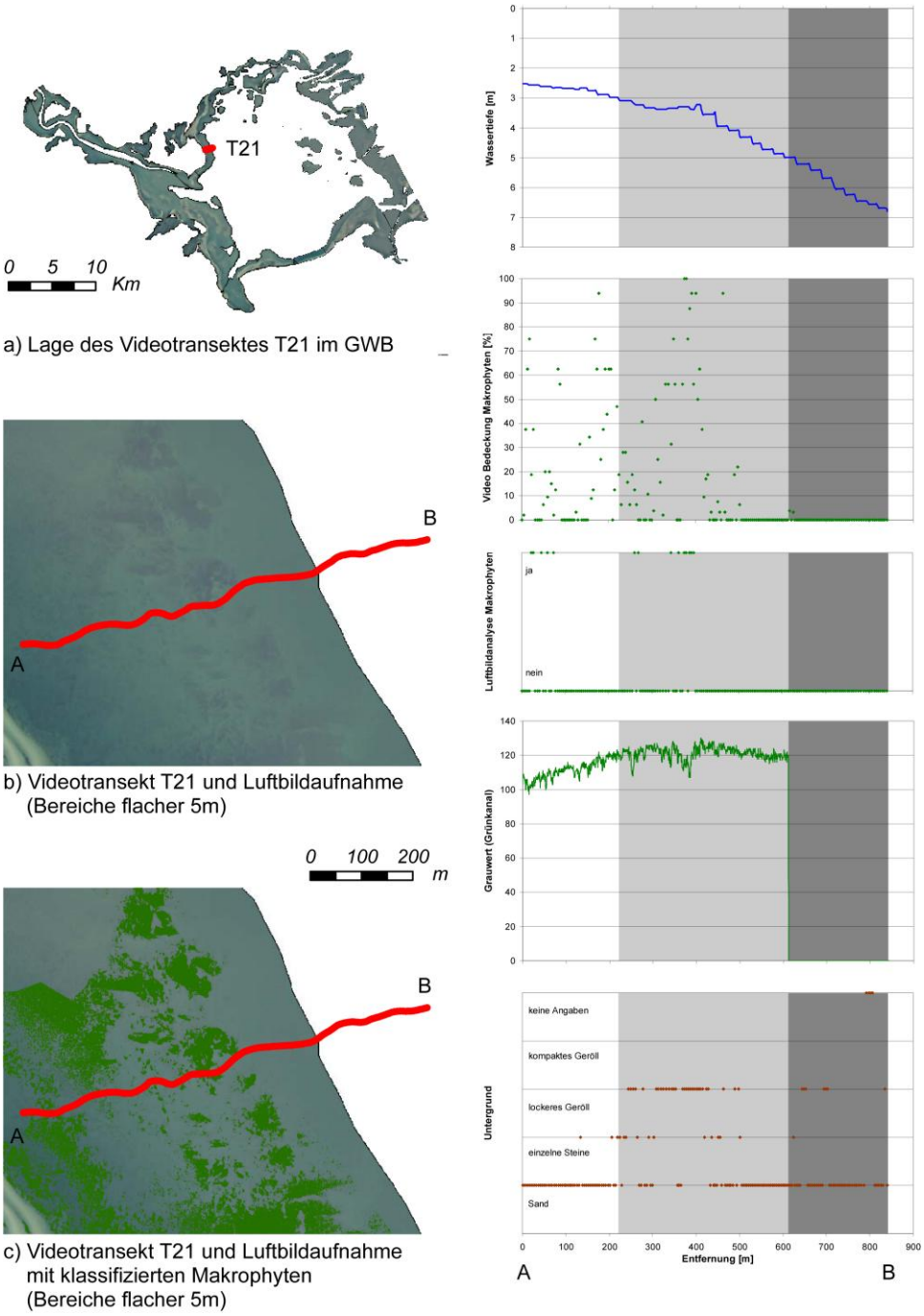


Abb. B.44: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses ermittelt aus Luftbildern und Videoaufnahmen. Links: räumliche Darstellung des Videotransektes T21 (04.05.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Videoaufnahmen und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Videotransektes. Die Schattierung illustriert die verschiedenen Tiefenbereiche, in denen eine Auswertung der Luftbilder zunehmend ungenauer wurde (hellgrau) bzw. keine Auswertung der Luftbilder vorgenommen wurde (dunkelgrau).

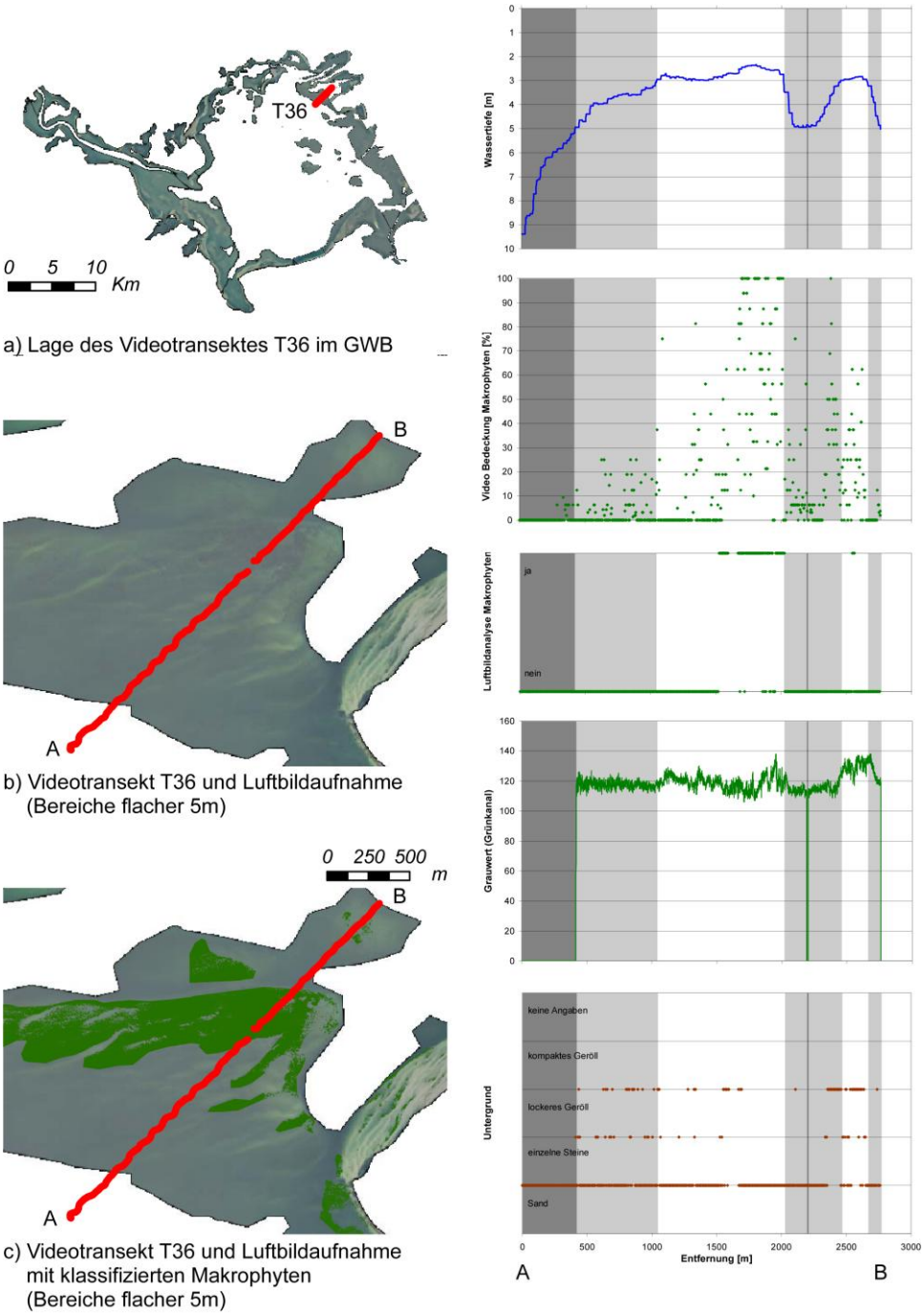


Abb. B.45: Makrophytenaufnahme im Greifswalder Bodden im Frühjahr 2009. Vergleich des Makrophytenbewuchses ermittelt aus Luftbildern und Videoaufnahmen. Links: räumliche Darstellung des Videotransektes T36 (29.04.2009) und umgebender Ausschnitt aus der Luftbildaufnahme vom 03.04.2009. Rechts: aus Videoaufnahmen und Luftbildern ermittelte Daten entlang des Videotransektes. Die Schattierung illustriert die verschiedenen Tiefenbereiche, in denen eine Auswertung der Luftbilder zunehmend ungenauer wurde (hellgrau) bzw. keine Auswertung der Luftbilder vorgenommen wurde (dunkelgrau).

B.2.5 Gesamt-Ergebnisse der Habitataufnahme

Im Vergleich der verschiedenen Methoden zur Kartierung von Makrophyten im Greifswalder Bodden, hier insbesondere die Analyse der Luftbilder (Kap. B.2.2) und Videotransekte (Kap. B.2.4), zeigt sich, dass jede der verwendeten Methoden Vor- und Nachteile haben. Dies trifft vor allem zu für

a. - die Möglichkeit der Erfassung der unterschiedlichen Tiefenstufen zu. Grundsätzlich zeigt sich, dass die Videobefahrungen auch in Wassertiefen größer 3m Makrophyten detektieren können, was bei den Luftbildaufnahmen aufgrund der limitierten Sichttiefen schwer möglich ist. Dagegen ist eine Kartierung mittels Video in den flachen Bereichen nur bedingt möglich.
b. - die Hochrechnung auf Gesamtflächen. Eine Hochrechnung der Videobeobachtungen auf die Fläche ist immer problematisch, da diese von einer - flächenmäßig - sehr geringen Stichprobe aus durchgeführt wird. Zudem sind die ermittelten Flächen auch nicht mit den klassifizierten Flächen aus den Luftbildern vergleichbar, denn eine als Makrophyten bestandene Fläche ist nicht unbedingt zu 100 % mit Makrophyten bestanden.

Ausgehend vom Ziel, die signifikant mit Makrophyten bestandenen Flächen im Greifswalder Bodden flächenmäßig zu erfassen, ist es deshalb sinnvoll, beide Erfassungsmethoden zu kombinieren, um eine möglichst akkurate Flächenbilanz der Makrophyten zu erzielen. Als Tiefenschwellwert zwischen der flächenscharfen Luftbildklassifikation und der flächenmäßigen Hochrechnung aus den Videotransekten wird eine Tiefe von 3m festgelegt. Daraus folgt, dass in die endgültige Flächenbilanz zum einen die aus den Luftbildern klassifizierten Flächen flacher 3m und zum anderen die hochgerechneten Flächen aus den Videotransekten tiefer 3m eingehen (Tab. B.13).

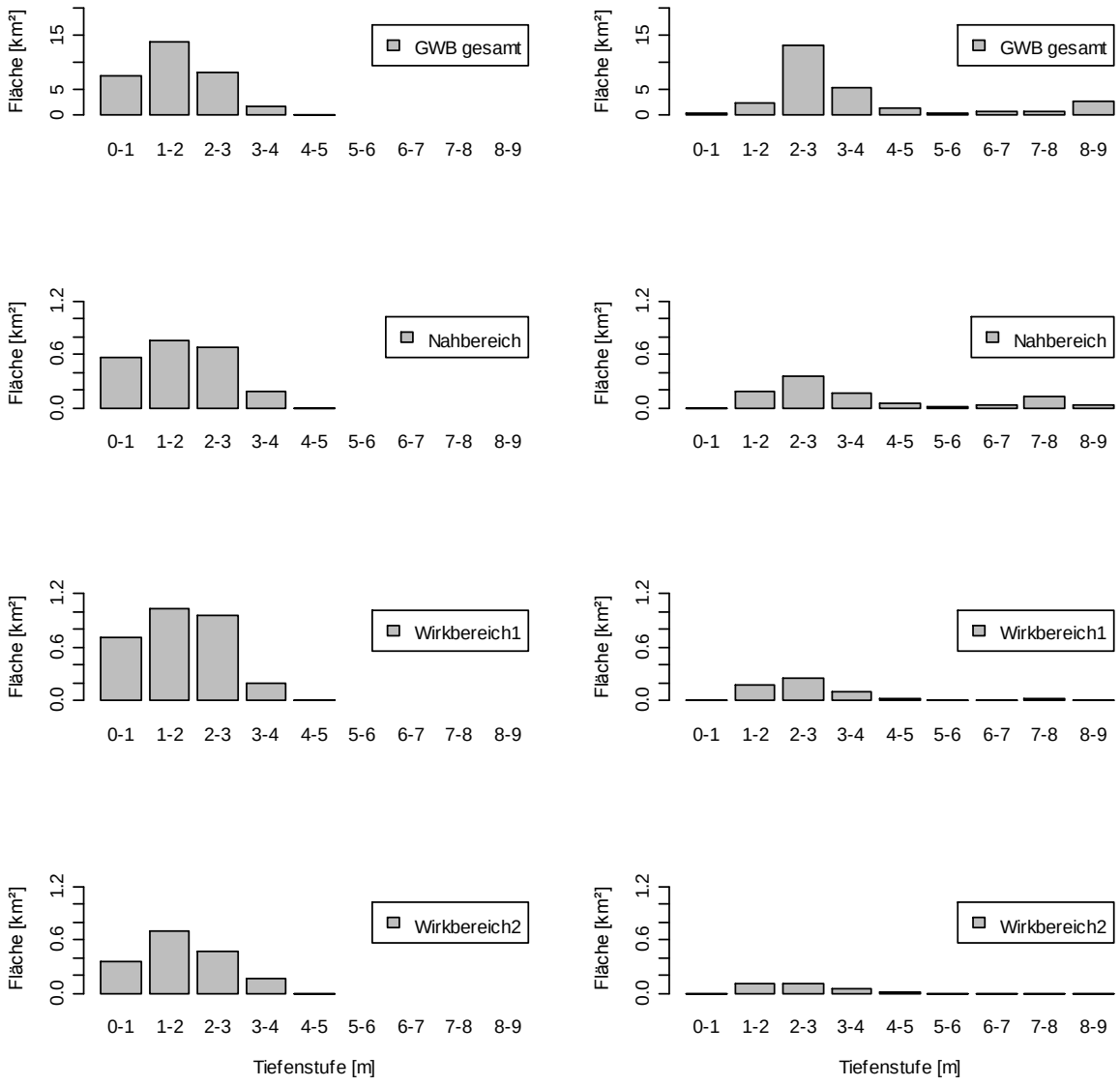


Abb. B.46: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden. Tiefenverteilung der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zu Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2.

Tab. B.13: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden. Tiefenverteilung und Flächen und Anteile der kartierten Makrophytenbestände im gesamten Greifswalder Bodden und Strelasund im Vergleich zu Nahbereich, Wirkbereich 1 und Wirkbereich 2. Berücksichtigung der Flächen aus der Kartierung: Luftbild flacher als 3m, Videobeprobung: tiefer als 3m.

Tiefenstufe	GWB			Nahbereich			Wirkbereich1			Wirkbereich2		
	Luftbild	Video	final	Luftbild	Video	final	Luftbild	Video	final	Luftbild	Video	final
0-1	7,35	0,35	7,35	0,56	0,00	0,56	0,71	0,00	0,71	0,35	0,00	0,35
1-2	13,68	2,43	13,68	0,76	0,19	0,76	1,04	0,17	1,04	0,71	0,11	0,71
2-3	8,16	13,07	8,165	0,68	0,36	0,68	0,96	0,25	0,96	0,47	0,12	0,47
3-4	1,67	5,26	5,26	0,19	0,16	0,16	0,20	0,11	0,11	0,17	0,06	0,06
4-5	0,27	1,42	1,42	0,00	0,05	0,05	0,00	0,03	0,03	0,00	0,01	0,01
5-6	NA	0,32	0,32	NA	0,02	0,02	NA	0,00	0,00	NA	0,00	0,00
6-7	NA	0,79	0,79	NA	0,04	0,04	NA	0,01	0,01	NA	0,00	0,00
7-8	NA	0,67	0,67	NA	0,13	0,13	NA	0,02	0,02	NA	0,00	0,00
8-9	NA	2,72	2,72	NA	0,04	0,04	NA	0,01	0,01	NA	0,00	0,00
Gesamt	31,15	27,02	40,38	2,20	0,99	2,44	2,71	0,59	2,89	1,53	0,32	1,6
Anteil an Gesamtfläche des GWB in %			7,05			0,43			0,50			0,28
Anteil an Makrophyten im Gesamt-GWB in %			100,00			6,04			7,16			3,96

	GWB	Nahbereich	Wirkbereich 1	Wirkbereich 2
Fläche in km^2	573,17	43,69	27,77	14,16
Anteil des Gebietes an Gesamtfläche des GWB in %	100,00	7,62	4,84	2,47
Fläche der klassifizierten Makrophyten in km^2	40,38	2,44	2,89	1,60
Anteil der klassifizierten Makrophytenfläche an der Gesamtfläche des GWB in %	7,05	0,43	0,50	0,28
Anteil der klassifizierten Makrophytenfläche an gesamten klassifizierten Makrophytenfläche im GWB in %	100,00	6,04	7,16	3,96

B.2.5.1 Vergleich der Luftbilder 2007 und 2009

Über das Amt für Geoinformation, Vermessungs- und Katasterwesen MV konnten digitale Luftbilddaten des Nahbereichs aus dem März 2007 bezogen werden.
Die Einzelbilder der Aufnahme von 2007 wurden zu einem Orthophotomosaik zusammengefügt, allerdings ohne aufwändiges Dodging und anschließend visuell ausgewertet. Der visuelle Vergleich zwischen dem Frühjahr 2007 und der Aufnahme vom 03.04.2009 zeigt dass die Vegetationsmuster in weiten Teilen persistent sind. Allerdings sind auf der Aufnahme in 2009 generell etwas weniger Makrophyten zu beobachten. Dies ist möglicherweise auf natürliche Fluktuationen, z.B. Winterstürme sowie eine stark verzögerte Frühjahrsentwicklung der Makrophyten in 2009 gegenüber der Entwicklung im Frühjahr 2007 zurückzuführen.

Abb. B.47: Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden mittels Luftbildaufnahmen: Luftbildaufnahme des Gahlkower Haken (südliche Greifswalder Bodden, westlich von Lubmin). Links: Luftbildaufnahme Frühjahr 2007 (Quelle: LaIV), Rechts: Luftbildaufnahme 03.04.2009.

B.2.5.2 Vergleich mit vergangenen Makrophytenerhebungen

Im Endergebnis muss man feststellen, dass sich die methodischen Ansätze zur Kartierung / Hochrechnung / Schätzung der Makrophytenbestände im Greifswalder Bodden stark unterscheiden und miteinander nicht vergleichbar sind (Kap. B.1) und somit eine wissenschaftlich gesicherte Einschätzung, ob und in welchem Umfang Makrophyten im Greifswalder Bodden in den letzten drei Jahrzehnten zu oder abgenommen haben nicht möglich ist. Die maximalen Bewuchstiefen der verschiedenen Makrophytenarten in diesem Zeitraum unterscheiden sich aber kaum voneinander.

B.3 Begleitende ökologische Untersuchungen

B.3.1 Der Rügen-Heringslarvensurvey (RHLS)

Der Greifswalder Bodden ist ein wesentliches Laichgebiet für den gesamten frühjahrslaichenden Heringsbestand der westlichen Ostsee (siehe Kap. A.3.3.1). Seit 1977 werden daher regelmäßige Untersuchungen zum Aufkommen von Heringslarven in diesem Gebiet durchgeführt. Ziel dabei war es die so erhaltenen Daten für die internationale Bestandsberechnung verwenden zu können, als Index entweder für die Laicherbiomasse oder für den zwei Jahre später durch die Fischerei verwendbaren Nachwuchs. Obwohl aus verschiedenen methodischen Gründen die Daten erst ab 2008 Eingang in die Berechnungen des ICES fanden (für die Indices ab 1992, vergl. Abb. A.6), wurde die Serie mit geringen Modifikationen bis heute ununterbrochen fortgeführt. Da neben der Abundanz und Längenverteilung auch eine Reihe von Umweltdaten gesammelt wurden und da die zeitliche und räumliche Auflösung des Surveys ungewöhnlich hoch ist, liefert diese Forschungsserie einen vermutlich weltweit einmaligen Datensatz zur Ökologie der frühen Lebensgeschichte von Heringen, wenn nicht von marinen Fischen im Allgemeinen (Dickey-Collas & Nash 2007).

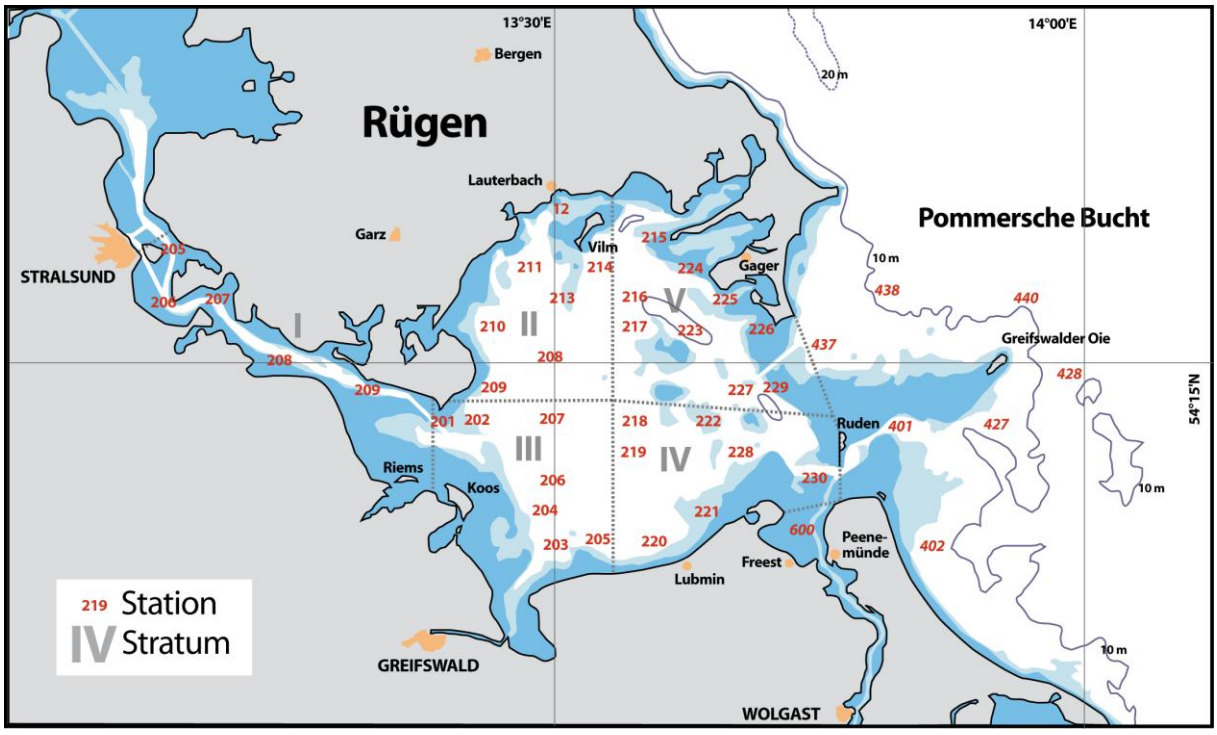


Abb. B.48: Rügen-Heringslarvensurvey: Position der Standard-Stationen, die wöchentlich während der Laichzeit beprobt werden, und Definition der Strata für die Berechnung des N20-Rekrutierungsindex. Kursive Stationen (400er, 600) werden für Sonderprogramme nur gelegentlich beprobt.

Seit 1992 liegen die Daten aus dem RHLS einheitlich und validiert vor. Der Survey wurde zuletzt 2007 modifiziert, vor allem in Hinblick auf die Surveystrategie, die verwendete Maschenweite in einem der beiden eingesetzten Bongonetze, und die Stratifizierung der Stationen bzw. Berechnung des Rekrutierungs-Index N20. Der zuvor ermittelte N30-Index (z.B. Klenz 2005) konnte aufgrund seiner geringen Vorhersagefähigkeit für mittelstarke Jahrgänge nicht in der Bestandsberechnung verwendet werden (Dickey-Collas & Nash 2007) und wird daher nicht weiter berechnet; direkte Vergleiche zwischen N30 (bis 2006) und N20 (ab 2007, berechnet für alle Jahre ab 1992) sind nicht möglich.
Seit 1992 werden während des gesamten Laichzeitraumes (10-16 Wochen, beginnend im März) wöchentlich bis zu 35 feste Stationen beprobt, davon 5 Stationen im Strelasund und 30 Stationen im Greifswalder Bodden (Abb. B.48). Seit Beginn der Zeitserie wird ein Bongonetz (ein Standard-Gerät für den Fang von Ichthyoplankton) mit einer Maschenweite von 335µm in einem der beiden Netze verwendet. Es werden „*stepwise oblique tows*" bis ca. 1m über dem Meeresboden durchgeführt; der Schleppstrich entspricht einem Kreisbogensegment. Im Labor werden die gefangenen Larven ausgezählt und vermessen und so Dichten, Abundanzen und Längenverteilungen bestimmt.
Auf jeder Station werden zusätzlich hydrografische Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt) als Vertikalprofil mittels einer CTDO_2-Sonde ermittelt, sowie die Sichttiefe (Secchi) und Wetterbeobachtungen aufgezeichnet. Zooplanktologische Untersuchungen wurden in ausgewählten Jahren mit Netzen mit kleinerer Maschenweite durchgeführt. Diese Datenserien sind noch nicht vollständig ausgewertet.

Es ist zu beachten, dass die aus dem RHLS gewonnenen Daten zwar zur Beantwortung zahlreicher ökologischer Fragestellungen beitragen können, entgegen der Erwartungen der Umweltgutachter der Antragstellerin aber nicht verwendet werden können, um die Bedeutung einzelner Laichgebiete innerhalb des Greifswalder Boddens zu klären. Einerseits können Larven innerhalb weniger Stunden nach dem Schlupf durch Strömungen an fast jeden beliebigen Ort im GWB verdriftet werden, ein hohes Larvenaufkommen auf einer (Plankton-)Station bedeutet also nicht, dass der Schlupfort dieser Larven auch nur in der Nähe sein müsste, andererseits befinden sich frisch geschlüpfte Dottersacklarven meist noch in der Nähe des Meeresbodens (Pilz 1986) und werden dort kaum quantitativ vom Bongonetz erfasst.

B.3.1.1 Greifswalder Bodden gesamt

B.3.1.1.1 Larvendaten

Abb. B.49 gibt die relative Verteilung der im Untersuchungsgebiet gefangenen kleinen Heringslarven (5-7 mm Länge) über den Untersuchungszeitraum für alle Jahre seit 1992 an, Abb. B.50 analog die Abundanz der Larven, die in der jeweiligen Surveywoche 20mm Länge erreicht haben (N20). Bei aller Variabilität zwischen den Jahren ist erkennbar, dass kleine Larven ab Woche 15 (Anfang April) erstmals in nennenswerten Abundanzen in den Fängen auftreten (ab Woche 14 nur 1995 und 2008), das Maximum wird gewöhnlich zwischen Woche 18 (Ende April) und 21 (Mitte Mai) gefangen (mit Ausnahme der Jahre 1993 und 2003– Maximum früher; 2001 – Maximum später). In der 24. Woche sind nur minimale Mengen kleiner Larven zu finden.
2009 traten nach vorläufigen Auswertungen 5-7 mm lange Larven ab 30. März auf (zunächst in geringen Abundanzen), der Gipfel wurde Mitte Mai erreicht, ab Ende Mai wurden nur noch wenige kleine Larven gefangen. Die Heringslarven erreichen in der Regel erstmals in Woche 19 (Anfang Mai) 20 mm Länge, die maximale Häufigkeit wurde zwischen Woche 21 und 24 gefunden.

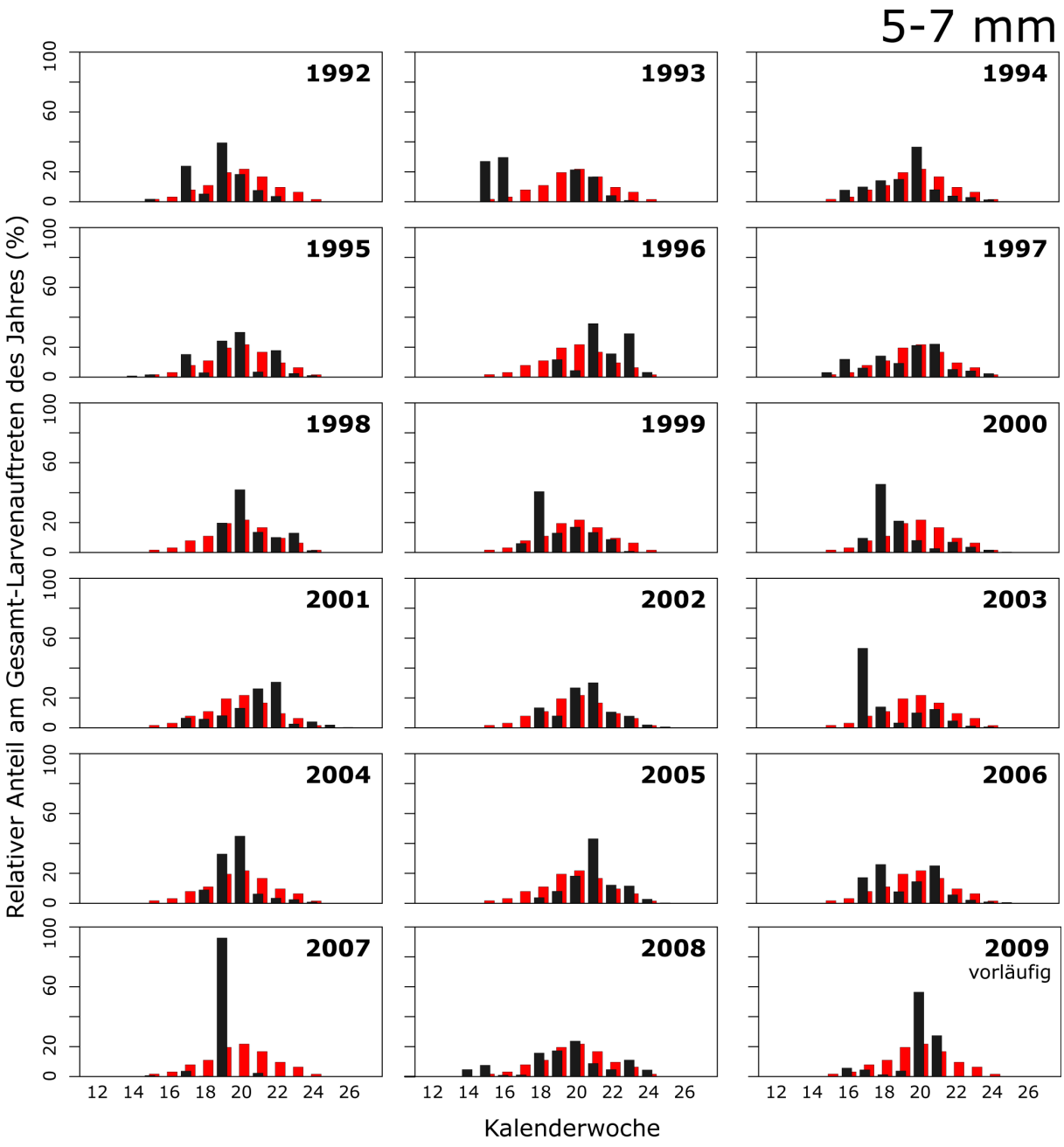


Abb. B.49: Rügen-Heringslarvensurvey: Relative Häufigkeit der 5-7 mm langen Larven pro Kalenderwoche 1992-2009. Rot hinterlegt ist die mittlere Verteilung der gesamten Zeitreihe. Die Daten für 2009 sind unvollständig, weil noch nicht alle Stationen zum Zeitpunkt der Berichterstellung ausgewertet waren.

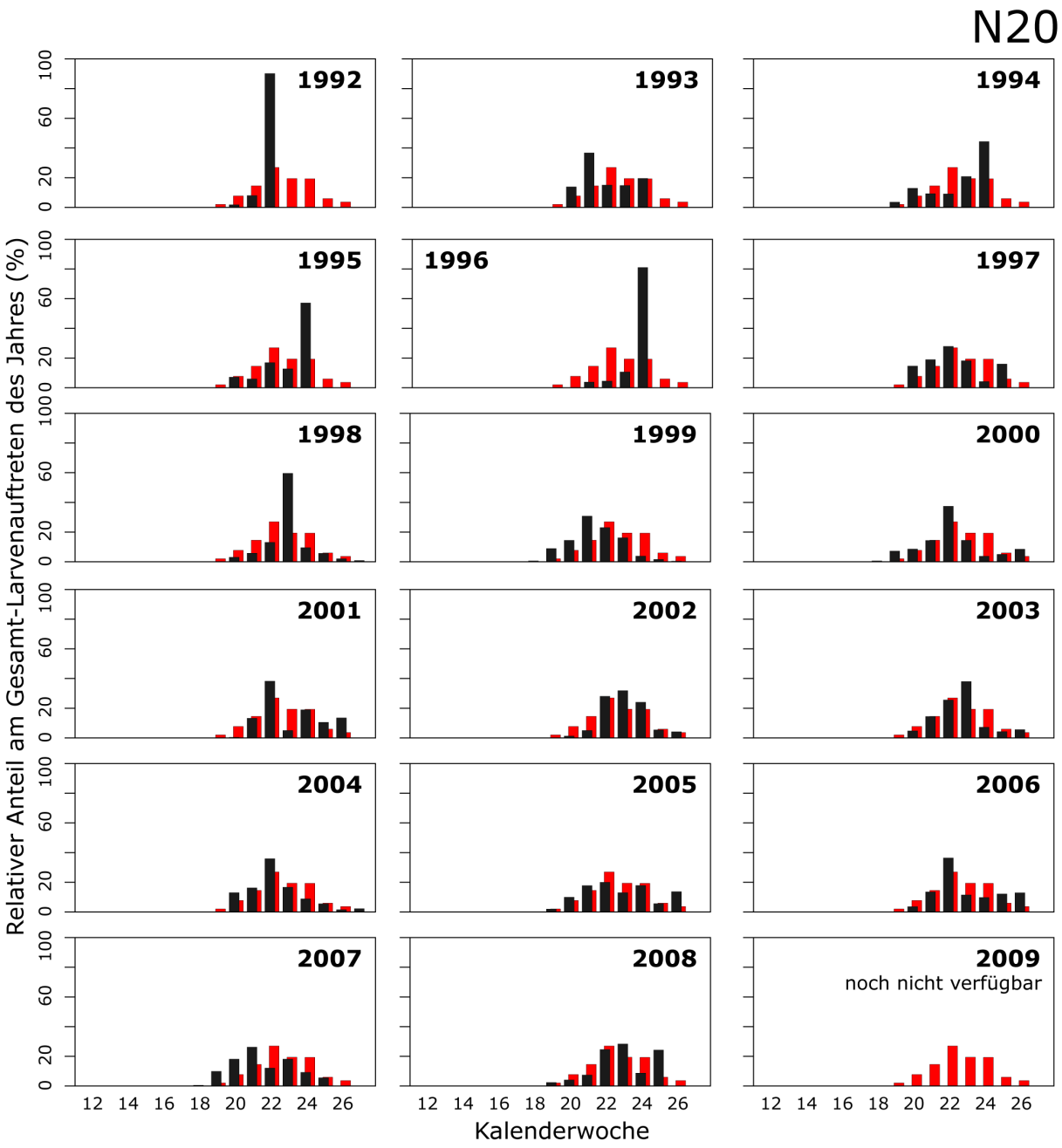


Abb. B.50: Rügen-Heringslarvensurvey: Relative Häufigkeit der Larven, die in der jeweiligen Kalenderwoche 20 mm Länge ereichten (N20) pro Kalenderwoche 1992-2009. Rot hinterlegt ist die mittlere Verteilung der gesamten Zeitreihe. Daten für 2009 lagen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht vor.

B.3.1.1.2 Daten über abiotische Parameter

Der Jahresverlauf einiger abiotischer Parameter ist in Abb. B.51 dargestellt. Die Bodentemperaturen steigen von ca. 5°C in Woche 14 kontinuierlich auf ca. 17°C in Woche 26. Die Temperaturen für 2009 wichen lediglich in den Wochen 18 und 19 (nach oben) und 24-26 (nach unten) vom langjährigen Mittel ab. Der Salzgehalt im Untersuchungsgebiet ist im Mittel in den ersten drei Surveywochen mit ca 8,0 höher als im Rest der Laichperiode (6,8-7,5), hier zeigten sich für 2009 Abweichungen zu Beginn (niedrigerer Salzgehalt) und am Ende (höherer Salzgehalt) des Untersuchungszeitraums. Die Sichttiefe (Secchi) im Jahr 2009 weicht auffällig von den Vorjahren ab: Während die Secchi-Tiefe im langjährigen Mittel in Woche 15 und 16 mit gut 2m ein Maximum erreicht und dann langsam auf 1,2m Ende Juni abnimmt, betrug sie 2009 in Woche 15 über 4m, nahm dann auf ca. 2,20m Anfang Juni ab, um zum Ende des Untersuchungszeitraumes noch einmal auf über 3m zuzunehmen. Abb. B.52 zeigt die Sichttiefe und ihre Variation noch einmal nach Jahren und verdeutlicht, dass 2009 die größte Sichttiefe seit Beginn der Zeitserie 1991 auftrat.

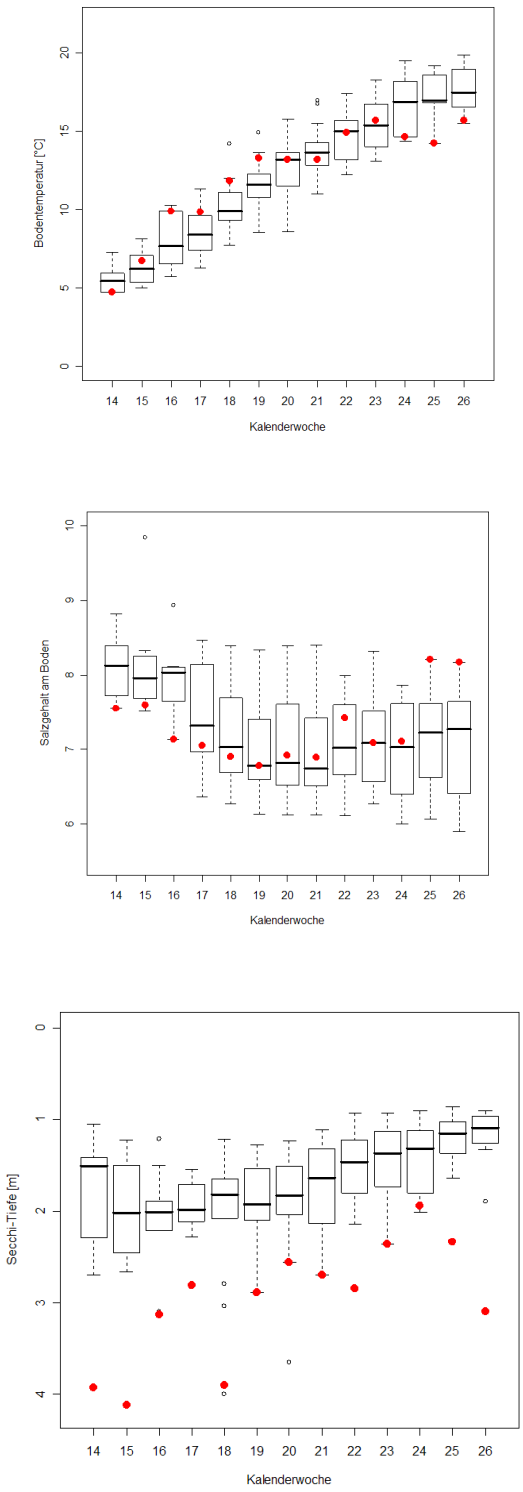


Abb. B.51: Rügen-Heringslarvensurvey. Abiotische Parameter auf allen Stationen 1992-2008 per Kalenderwoche; die Werte für 2009 sind als rote Punkte dargestellt. Box-Plots geben den Median, das 5., 25., 75. und 95. Perzentil an. Oben: mittlere Bodentemperatur; Mitte: mittlerer Salzgehalt am Boden; unten: mittlere Sichttiefe (Secchi).

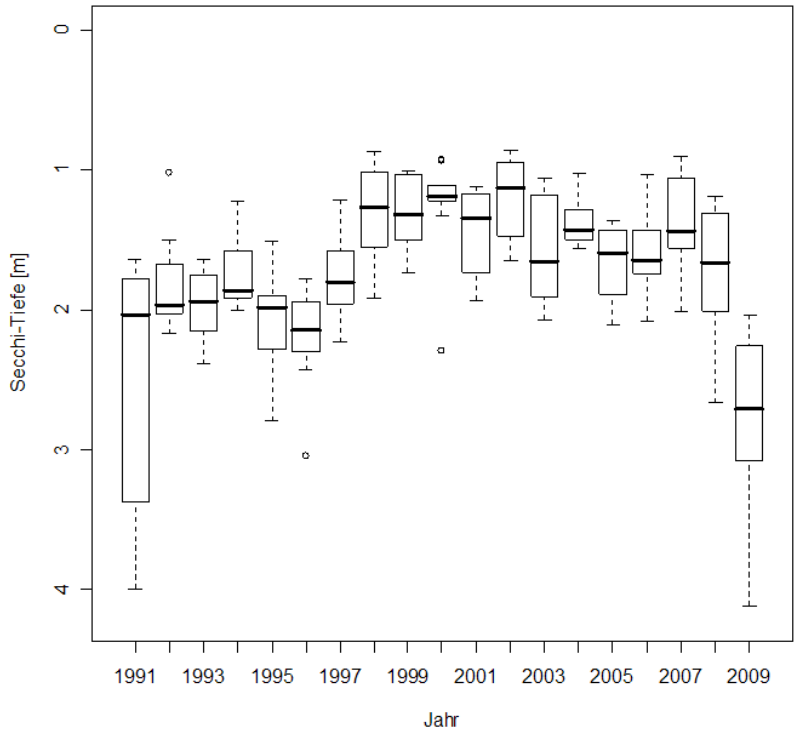


Abb. B.52: Rügen-Heringslarvensurvey: Sichttiefe (Secchi) auf allen Stationen 1992-2009 per Jahr (Kalenderwochen 15 bis 26 wurden berücksichtigt). Box-Plots geben den Median, das 5., 25., 75. und 95. Perzentil an.

B.3.1.2 Spandowerhagener Wiek

Im Jahr 2009 wurde zusätzlich eine Station in der Spandowerhagener Wiek, also im Bereich der Kühlwasserentnahme beprobt (Sta 600, Abb. B.48). Abb. B.53 zeigt die abiotischen Parameter und die Larvenabundanz im Probennahmezeitraum, Abb. B.54 die absolute Längenverteilung für einzelne Kalenderwochen. Salzgehalt, Sauerstoffsättigung und Sichttiefe zeigen eine hohe Variabilität. Erste kleine Larven wurden in Woche 18 gefangen, die Larvendichte nahm bis Woche 21 auf 2,3 Individuen pro Quadratmeter zu.

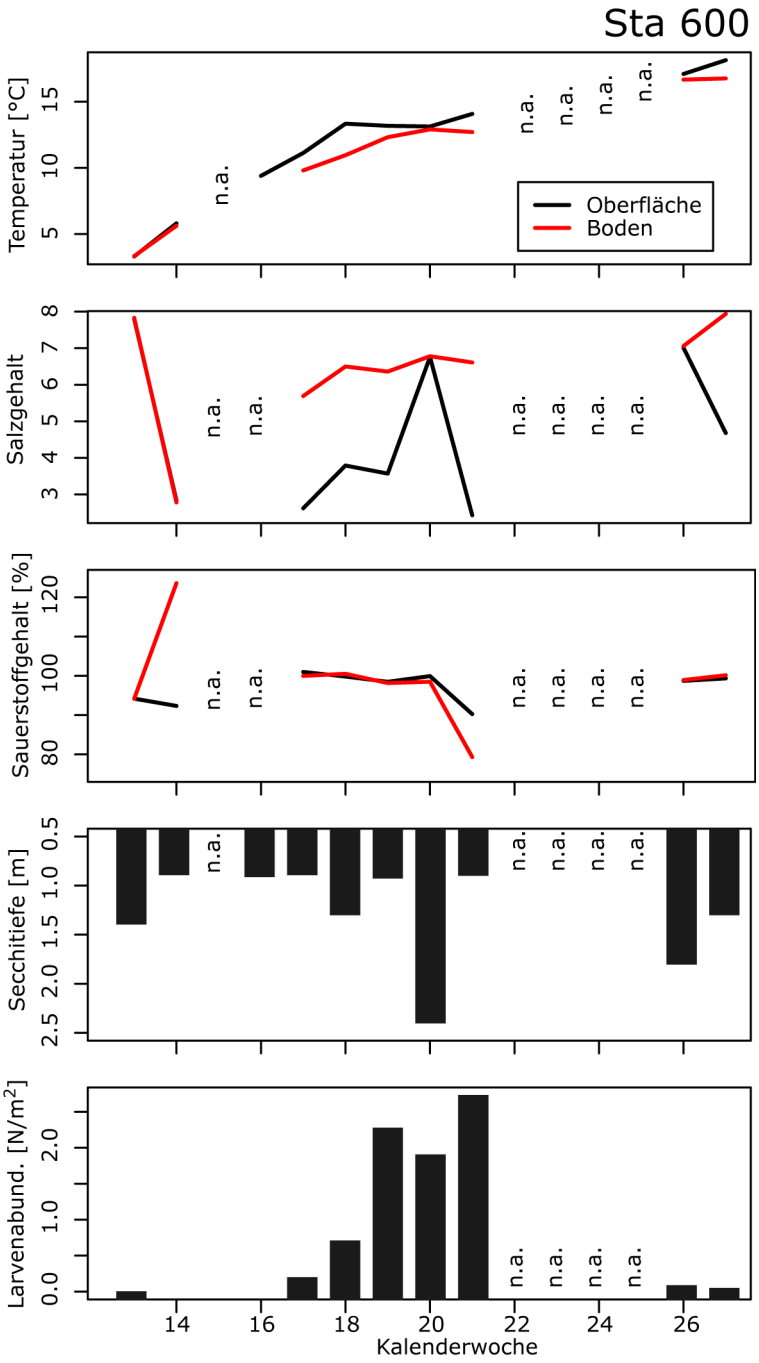


Abb. B.53: Rügen-Heringslarvensurvey: Oberflächen- und Bodentemperatur, Sauerstoffgehalt, Sichttiefe und Larvenabundanz für Station 600 (Spandowerhagener Wiek) per Kalenderwoche 2009. In den Wochen 22-25 konnte keine Probennahme durchgeführt werden.

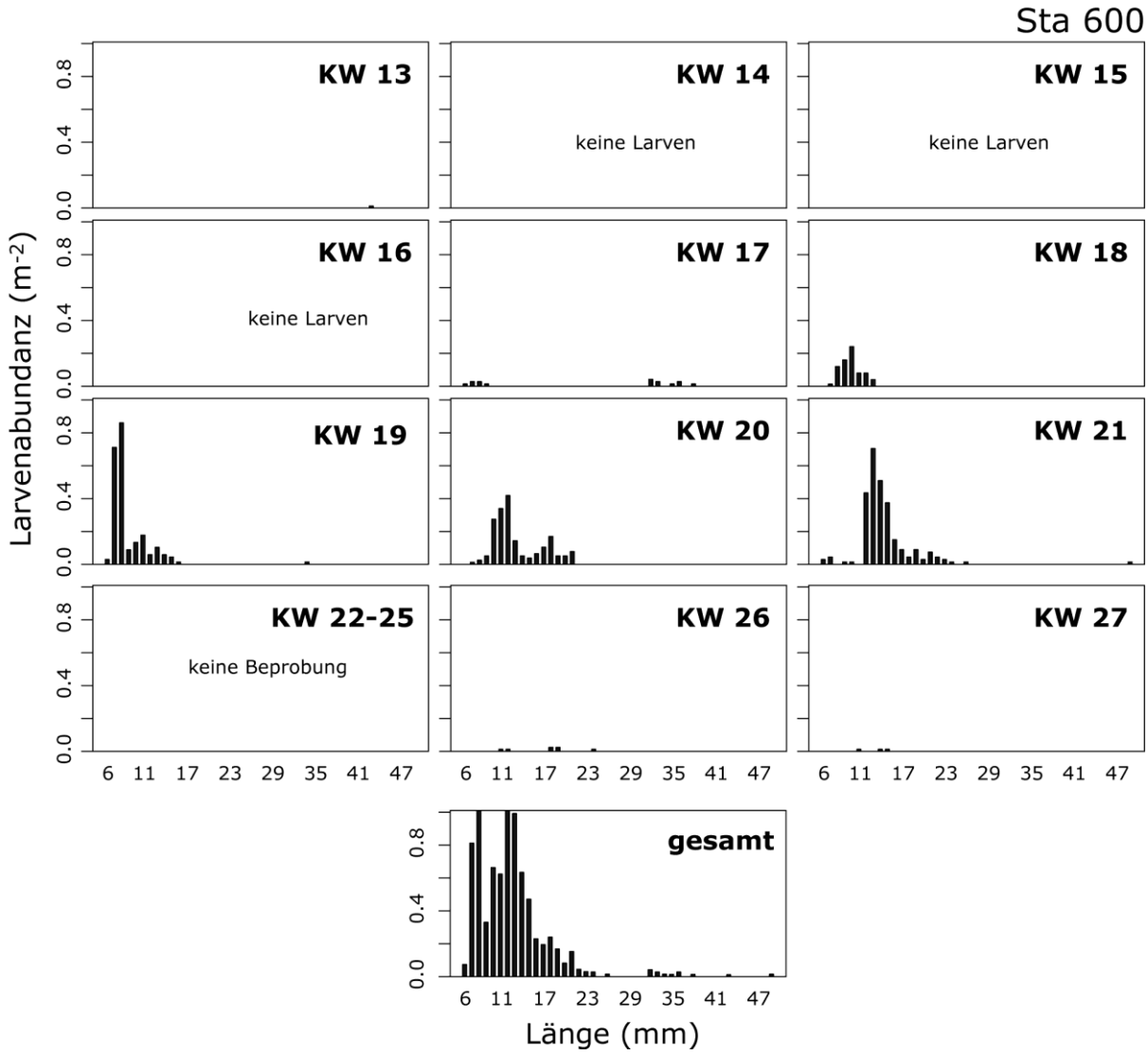


Abb. B.54: Rügen-Heringslarvensurvey: Längenverteilung gefangener Larven auf Station 600 (Spandowerhagener Wiek) per Kalenderwoche 2009. In den Wochen 22-25 konnte keine Probennahme durchgeführt werden.

B.3.2 Weitere Informationen zum Laichzeittiming

Neben den Daten aus dem Rügen-Heringslarvensurvey können auch andere Datenquellen genutzt werden, um den Zeitraum des Laichgeschäftes zu verifizieren. Für den Beginn der Einwanderung nennenswerter Mengen von Heringen auf die Laichgründe kann als Proxy der Beginn der Fischerei im Greifswalder Bodden verwendet werden, sofern die Fischerei nicht durch Eisgang behindert wurde. Leider liegen die Anlandestatistiken über einen längeren Zeitraum (seit 1967) nur in monatlicher und nicht in wöchentlicher Auflösung vor (siehe Abb. A.9 und Abb. A.10 in Kap.A.3.3.1). Die Fischerei setzte in den vergangenen 40 Jahren zwischen Januar und März ein (Anlandungen im Januar nur 1975, 1976, 1983, 2005, 2007; seit 1988 wurden nur in 4 Jahren keine Anlandungen aus dem Februar berichtet: 1991, 1996, 2003 und 2006; nur in 8 Jahren wurden weniger als 10% der Gesamtfangmenge im März erzielt: 1970, 1979, 1980, 1985, 1986, 1987, 1996, 2006). Zu beachten ist, dass der Winter 2005/06 sehr eisreich war und die Fischerei deshalb erst spät beginnen konnte. Das Ende der Laichzeit kann nicht aus den kommerziellen Anlandungen abgeleitet werden, da verschiedene externe Faktoren die Einstellung der Fischerei bedingen (Ausschöpfung der Genossenschaftsquoten –selbst wenn die nationale Quote noch nicht annähernd ausgeschöpft war–, Ende der Annahme im Fischwerk Mukran usw.).

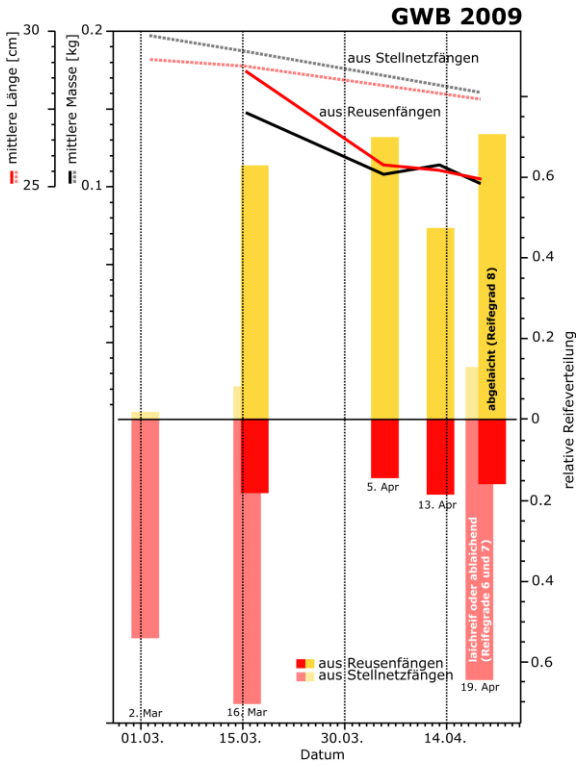


Abb. B.55: Ergebnisse der Beprobung der kommerziellen Heringsfischerei aus dem Greifswalder Bodden 2009: Anteil laichreifer Tiere (% Reifegrade 6-7 und 8 am Gesamtfang), mittleres Gewicht und mittlere Länge über den Beprobungszeitraum, jeweils getrennt nach Stellnetz- und Reusenfängen. Grafik vTI-OSF.

Im Jahr 2009 wurden nennenswerte Anlandungen ab Woche 10 berichtet. Die Beprobung der kommerziellen Fischerei durch das vTI-OSF belegte, dass die gefangenen Heringe überwiegend laichreif, laichend („fließend“) oder abgelaicht waren und aus überdurchschnittlich großen Tieren bestanden (Abb. B.55). Die Fischerei berichtete von ausgezeichneten Fängen in diesem Jahr, also von einer konzentrierten Einwanderung großer Heringsschwärme auf die Laichplätze. Um die Qualität der Anlandungen zu erhalten, wurde sogar die Anzahl der Stellnetze reduziert (R. Schütt, Fischereigenossenschaft Freest, pers. Mittlg.). Wegen Ausschöpfung der (lokalen) Fangquoten musste die Fischerei bereits Ende April/Anfang Mai fast überall am GWB eingestellt werden (die letzten Proben konnte das OSF in Woche 16 erhalten). Abb. B.56 zeigt die deutschen Heringsanlandungen aus ICES-Gebiet 24 (einschl. GWB) für 2009. In der Abbildung ist zu erkennen, dass die Schleppnetzfischerei schon im Januar begann, dass das Gros der Fänge aus der stillen Fischerei (zu der auch die Fänge aus dem GWB zählen) im März erzielt wurden, und dass die Fischerei schon Anfang Mai beendet war.

Es ist also anzunehmen, dass das Laichgeschäft zu Beginn der Untersuchungen für dieses Gutachten (Anfang April) bereits in vollem Gange war – dies bestätigen auch die Ergebnisse des Larvensurveys. Auffällig sind die deutlichen Unterschiede im Reifegrad zwischen den beiden beprobten Methoden der stillen Fischerei: Der Anteil abgelaichter Tiere war in Reusenfängen selbst bei Beprobung am gleichen Tag erheblich höher als in der Stellnetzfischerei.

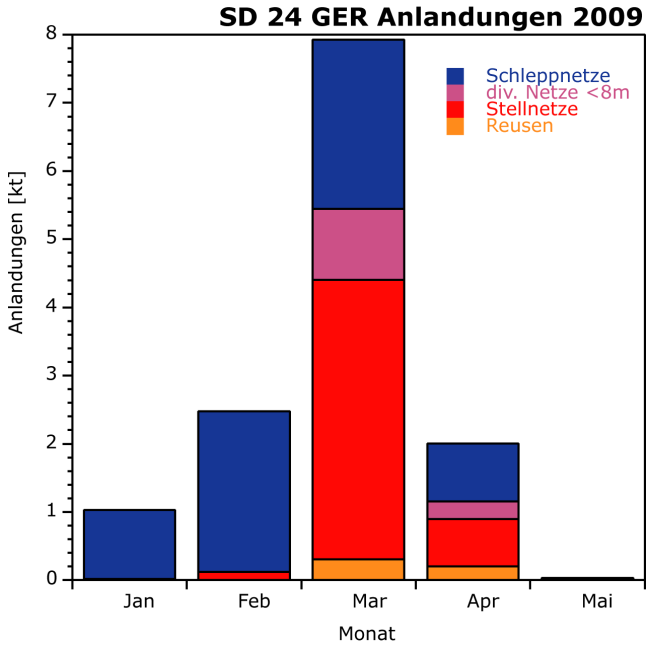


Abb. B.56: Deutsche Herings-Anlandungen aus Gebiet 24 im ersten Halbjahr 2009 nach Fanggerät. Div. Netze <8m summiert die Anlandungen nicht-logbuchscheinpflichtiger Fahrzeuge bis 8m Länge, die fast ausschliesslich der stillen Fischerei zuzuordnen sind.

Während die kommerzielle Fischerei nicht zur Bestimmung des Laichzeit-Endes herangezogen werden kann, könnten Fänge der unregulierten Sportfischerei mit Zielart Hering hierfür verwendet werden. Während der Laichzeit gibt es auf allen Laichplätzen entlang der deutschen Ostseeküste eine intensive Angelfischerei auf Hering, besonders eindrucksvoll ist diese im Strelasund (der wegen seiner geschützten Lage auch mit kleinsten Fahrzeugen befahren werden kann), und hier insbesondere die Angelei von der alten Brücke über den Strelasund („Rügendamm“, Länge der Brücke 540 m). Schon wenige Stunden nach Beginn der Einwanderung laichreifer Heringe stehen hier die ersten Angler, zur Hauptzeit ist der gesamte alte Rügendamm zwischen Dänholm und Rügen/Altefähr dicht bestanden mit Hunderten von Anglern. Nach Auskunft des Vorsitzenden des Angelvereins Altefähr, der von seinem Haus aus einen direkten Blick auf den Rügendamm hat, endete die Heringsangelei 2009 im Sund Mitte

Mai, seit 24.05. wurden keine Heringe mehr gefangen. Die Angler seien dann bis Anfang Juni auf Hornhecht umgestiegen (R.Stricker, Altefähr, pers. Mittlg.).
Auch diese Daten belegen, dass der RHLS 2009 die gesamte Laichzeit abdecken konnte: Die Untersuchungen endeten erst am 30.06., so dass auch die aus späten Laichschüben stammenden Larven zuverlässig erfasst worden sind.

B.3.3 Nutzung der Laichhabitate durch den Hering, ökologische Beobachtungen

Am 4. und 5. April 2009 fanden im Nahbereich des geplanten Kraftwerkes Voruntersuchungen statt. Bei diesen Untersuchungen sollten für die späteren regelmäßigen Beprobungen geeignete Positionen mit ausreichend Makrophytenbewuchs und Heringslaich gesucht werden. Zu diesem Zweck wurden küstensenkrechte Transekte (Abb. B.57) punktuell entlang des Tiefenprofils / in unterschiedlichen Tiefen (1m, 3m, 5m) in einem 20m Umfeld nach geeignetem Makrophyten-bewuchs gesucht.

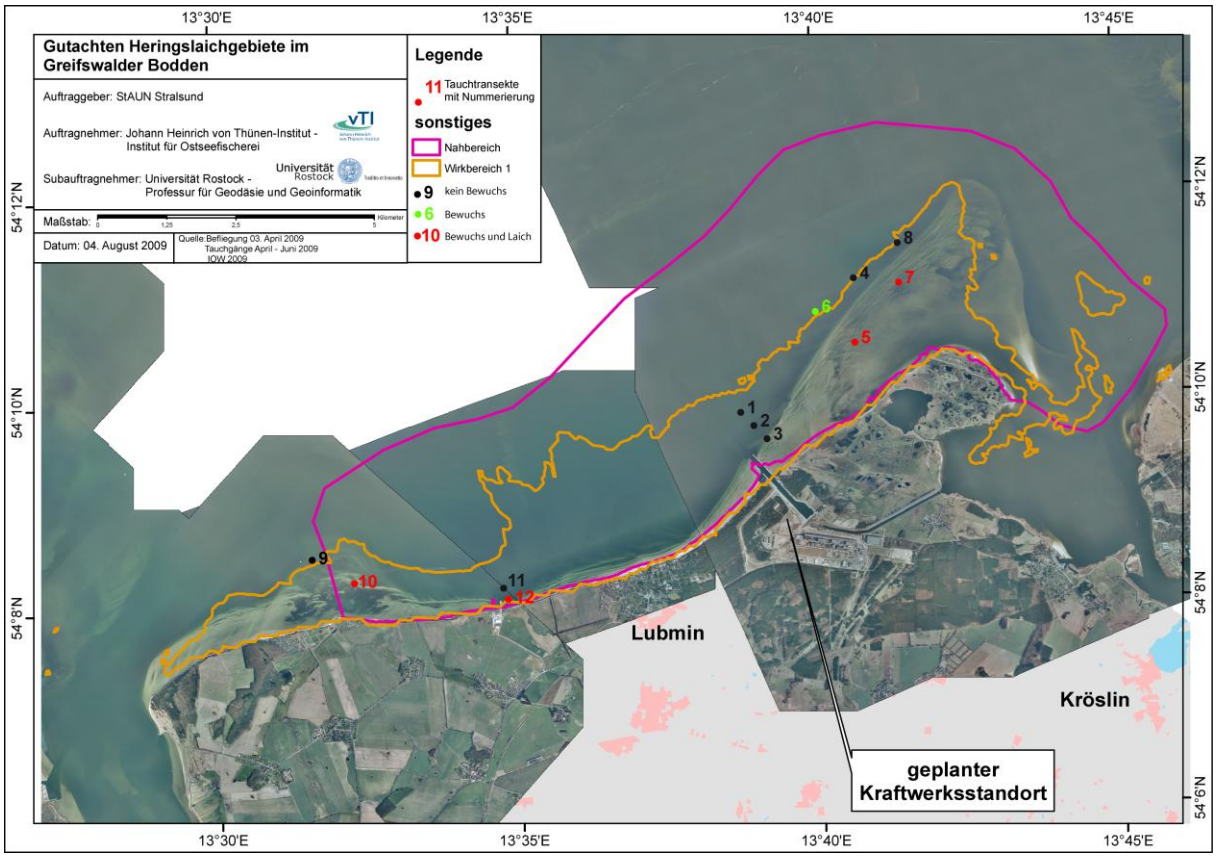


Abb. B.57: Voruntersuchungen zur Makrophytenkartierung im Greifswalder Bodden (04-05.05.2009) mittels Tauchuntersuchungen. Übersicht über die Voruntersuchungen im näheren Umfeld des geplanten Kraftwerks (gesamt 12 Stationen).

Für regelmäßige Beprobungen zur Untersuchung der zeitlichen Dynamik des Makrophyten-bewuchses und der Laichaktivität wurden sowohl drei Transekte im Nahbereich, als auch drei Transekte im nördlichen GWB ausgewählt und beprobt (Abb. B.58). Die Stationen im Nahbereich wurden im Anschluss an die Voruntersuchung ausgewählt. Die Auswahl der drei Vergleichsuntersuchungsflächen im nördlichen Teil wurde aufgrund der Untersuchungen von

Scabell (1988) und Munkes (2005) getroffen und sind nach Scabell „traditionelle“ Laichgebiete des Ostseeheringes.

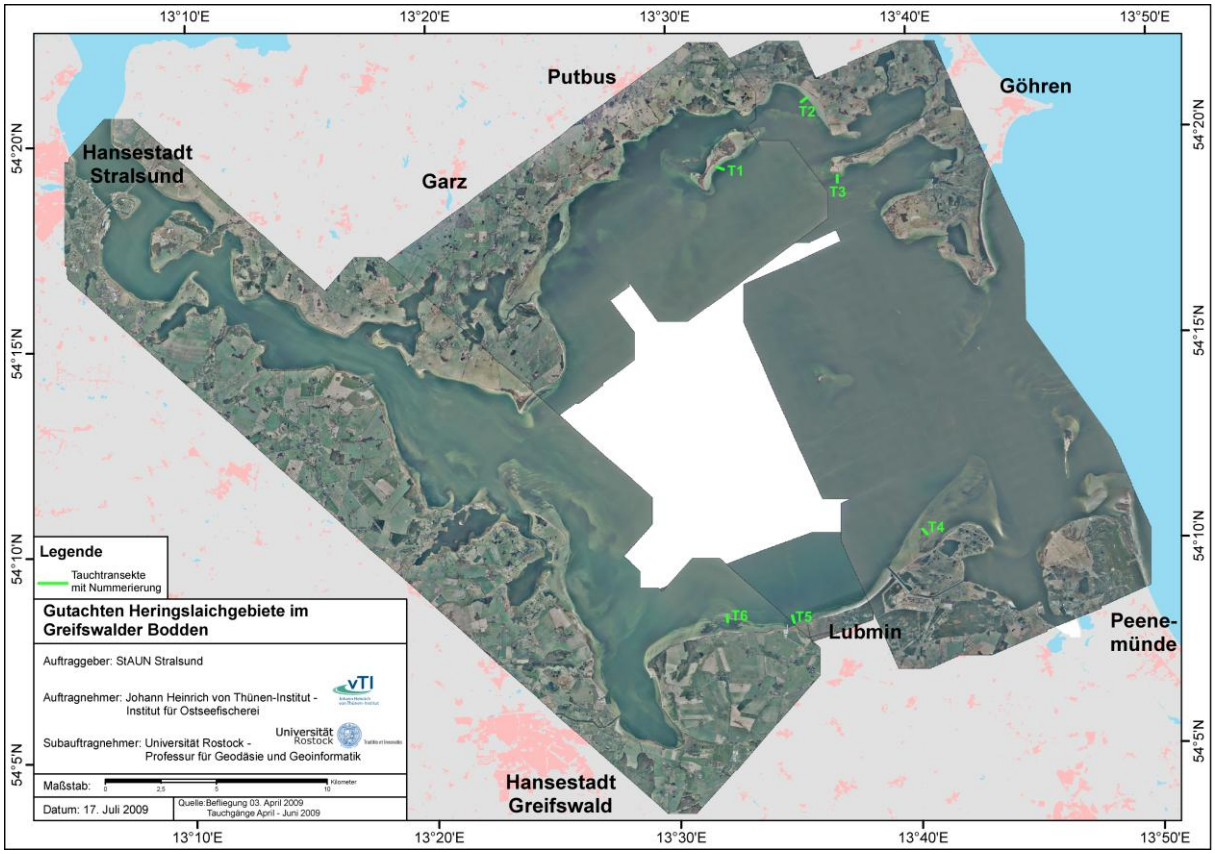


Abb. B.58: Untersuchungen zur zeitlichen Dynamik des Makrophytenbewuchses und der Laichaktivität im Greifswalder Bodden (April-Juni 2009) mittels Tauchuntersuchungen. Übersicht über die sechs beprobten Transekte.

Auf jeder der sechs Positionen (Abb. B.58) wurde eine 100m Leine im rechten Winkel zur Küste befestigt und deren Endpunkte mit Bojen und Grundgewichten markiert. Die 100m Leinen sind in 4x 20m Transekte unterteilt, die als Replikate für diese Position dienen. Zwischen den 20m Teil-Transekten liegen jeweils 5m die nicht beprobt oder begutachtet wurden. Jedes dieser 20m Transekte weist einen farblich codierten Start, 5m, 10m, 15m und Endpunkt auf. Diese Markierungen ermöglichen dem Taucher seine Position auf dem Transekt zu bestimmen.

Im Rahmen der Untersuchungen entlang der sechs Referenz-Transekte wurden zwei Beprobungsschemata angewandt.

a) Übersichtaufnahme: Auf jeder Station wurden die 4 x 20m Teiltransekte abgetaucht und alle 5m zusammenfassend visuell bewertet. Die Breite dieser Transekte betrug 2m, es wurden also pro Position und Beprobungstag 160m^2 bewertet.

b) Kleinskalige Untersuchung: Auf jedem 20m Teiltransekt wurde der Messrahmen (1m^2) drei mal zufällig ausgebracht und beprobt.

Sowohl die visuelle Einschätzung (a) als auch die Datenaufnahmen mit Messrahmen (b) erfolgte wie in Kapitel B.2.3.1 beschrieben.

Die entnommenen Proben (0,04m^2) wurden gekühlt (6°C) und belüftet aufbewahrt und innerhalb von 48 h mit einem Binokular untersucht. Bei Proben mit Heringslaich wurde der Entwicklungsgrad (nach Klinkhardt 1996), die Anzahl toter Eier, lebendiger Eier und leerer Eihüllen bestimmt. Mithilfe des Entwicklungsgrades und der Wassertemperatur ist es möglich den Laichtermin und den wahrscheinlichen Schlupftermin der Gelege zu bestimmen. Um eine möglichst vollständige zeitliche Abdeckung des Laichgeschehens zu erreichen, wurde angestrebt alle 1-3 Wochen, abhängig von der Wassertemperatur, eine Beprobung der Transekte durchzuführen. Geht man von einer Eientwicklung des Heringes von ca. 130 Tagesgraden aus (Klinkhardt & Biester 1984), bedeutet dies einen zeitlichen Abstand von 3 Wochen bei 5 °C, 2 Wochen bei 10°C und 1 Woche bei 15 °C zwischen Eiablage und Schlupf.

Bei der ersten und der letzten Beprobung der Transekte wurden zudem jeweils die Sprossdichten der Spermatophyten pro 0,04m^2-Einheit (auf drei Positionen pro 100m Transekt) und die maximalen und minimalen Sprosslängen gemessen um ein Maß der Zunahme des Bewuchses während der Laichsaison zu erhalten.

Insgesamt wurden 7 Beprobungen realisiert.

1. 04./05.04.2009
2. 23./24./25.04.2009
3. 10./11.05.2009
4. 25./26.05.2009
5. 06.06.2009
6. 10./11.06.2009
7. 23./24.06.2009

B.3.3.1 Untersuchung der Makrophytengemeinschaft und Bewertung der Eignung als Heringslaichsubstrat im Bereich der Abwasserfahne vor Lubmin / im gesamten GWB

Es können zwei unterschiedliche Pflanzengemeinschaften im GWB unterschieden werden:
a) Pflanzenarten auf Geröll (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria fastigiata* und kleinthallige Grün-, Braun- und Rotalgen z.B. *Polysiphonia nigrescens*, *Ectocarpus* sp., *Pilayella* sp., *Ceramium* sp.) und
b) Pflanzenarten auf Sandböden: Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Seegras (*Zostera marina*), Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) und epiphytisch wachsende Rotalgen.

Die Gebiete im nördlichen Teil des Greifswalder Boddens unterscheiden sich von den Gebieten im Nahbereich in Artzusammensetzung und Bodentyp (Abb. A.4.).
Im Nahbereich vor Lubmin, mit dem Schwerpunkt Gahlkower Haken und Freesendorfer Haken, wurden bei den Tauchuntersuchungen große und dichte Bestände von *Zostera marina* und *Potamogeton pectinatus* auf sandigem Grund festgestellt. Diese erstrecken sich küstenparallel in 0,4m bis etwa 3m Tiefe. Der nördliche Teil weist einen größeren Anteil an Steinen und Geröllfeldern auf und ist durch Pflanzengemeinschaften auf Hartböden geprägt. Neben den genannten Substraten, wurde auf den nördlichen Transekten auch Sandböden gefunden (Transekt 1und 3).

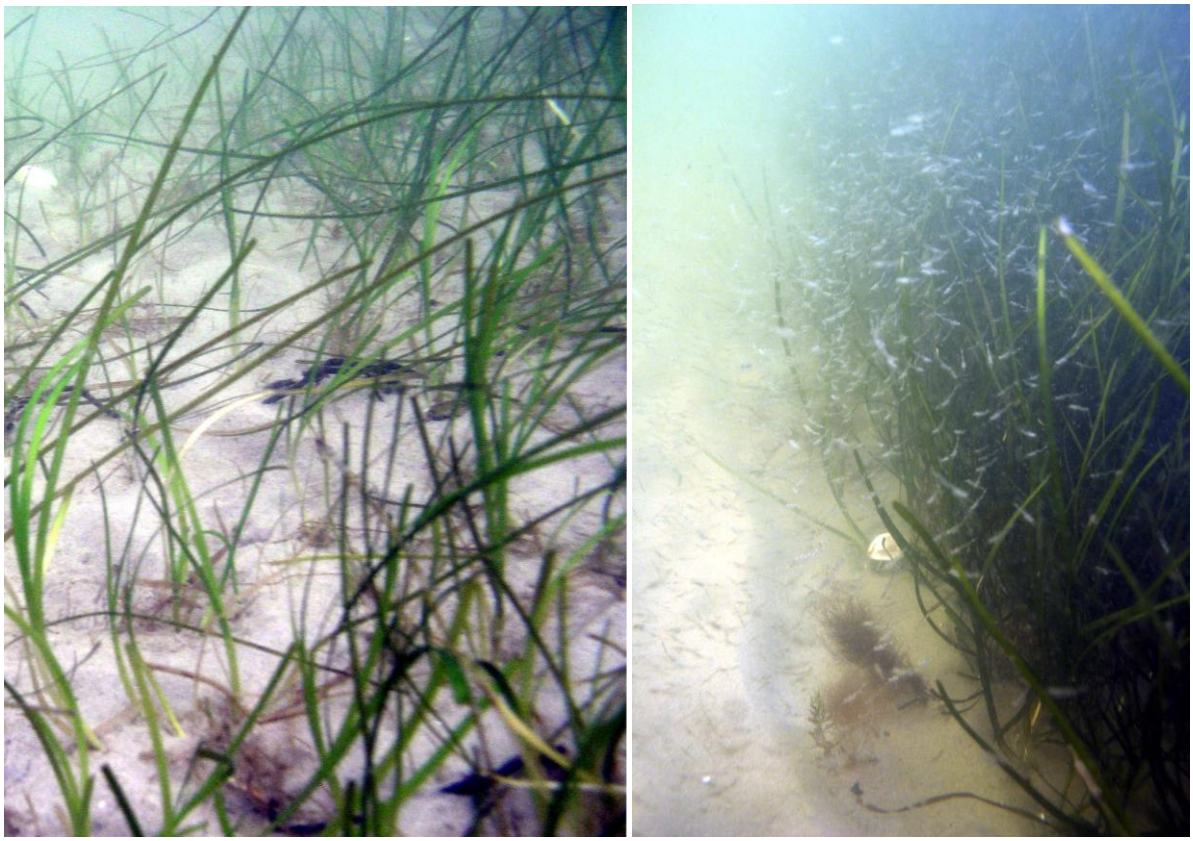


Abb. B.59: Bewuchsdichte von Seegras. links: Seegras mit Bedeckungsgrad von 40% am Gahlkower Haken; rechts: dichte Seegraswiese mit Inselcharakter am Palmer Ort.

Die Dichte des Bewuchses variierte stark zwischen den einzelnen Positionen aber auch innerhalb der Transekte. Pflanzenarten auf Geröll wuchsen umso dichter je kompakter die Geröllmassen waren. Auf Sandböden wies der Bewuchs oft Inselcharakter auf.
Dichter Bewuchs auf Sandgrund wurde bei den Tauchuntersuchungen außer in den Gebieten des Nahbereichs (Freesendorfer und Gahlkower Haken im Bereich Palmer Ort, Neu Reddewitz, Zickersches Höft und Zickersche Bucht festgestellt. Die Sproßdichte in den Seegras- und Laichkrautwiesen lag in den Gebieten Gahlkower Haken und Freesendorfer Haken bei etwa 150-1000 Sprossen pro m^2. Die maximalen Sproßlänge im April waren bei Laichkraut 1m, bei Seegras 70cm. Die Zunahme des Bewuchses während des Untersuchungszeitraumes von Anfang April bis Ende Juni war relativ gering. Neugebildete Seegras- und Laichkrautsprossen hatten Ende Juli eine Länge von <10cm und waren damit für die Laichablage des Heringes wahrscheinlich nicht relevant. Die maximalen Sproßlängen Ende Juni lagen bei 1,20m für Laichkraut und 85cm für Seegras.

Der Rügensche Frühjahrshering ist ein typischer Substratlaicher und ist auf Makroalgen und Spermatophyten zur Laichablage angewiesen (Scabell 1988, diese Studie). Auch während den Untersuchungen im Rahmen dieser Studie wurden keine lebensfähigen Eigelege auf Geröll oder Sandflächen ohne Pflanzenbewuchs gefunden. An folgenden Pflanzenarten wurde angehefteter Heringslaich festgestellt:

a. Seegras (*Zostera marina*)
b. Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*)
c. Furcellaria (*Furcellaria fastigiata*)
d. fädige Braunalgen (*Polysiphonia* sp./ *Ectocarpus* sp./ *Pilayella* sp.).
e. flächige Grünalgen (*Ulva* sp./ *Enteromorpha* sp./ *Monostroma* sp.)
f. Fucus (*Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus*)

Scabell (1988) hebt *Polysiphonia nigrescens*, *Furcellaria fastigiata*, *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* als für das Heringslaichen besonders bedeutsam hervor, wobei auch andere Arten belaicht wurden (Tab. B.14).

Tab. B.14: Die wichtigsten Arten des Laichsubstrates nach Scabell (1988)

Abteilung	Klasse	Art	Anmerkungen
Phycophyta	Chlorophyceae	Ulva lactuca	
		Enteromorpha intestinalis	
		Cladophora glomerata	Laichsubstrat ab Mitte Mai
		Cladophora rupestris	
	Phaeophyceae	Ectocarpus conferroides	
		Pylaiella litoralis	
		Fucus vesiculosus	
		Fucus serratus	Hauptlaichsubstrat
		Furcellaria fastigiata	Hauptlaichsubstrat
	Rhodophyceae	Polysiphonia nigrescens	Hauptlaichsubstrat
		Polysiphonia violacea	
		Ceramium rubrum	
		Ceramium diaphanum	
Spermatophyta	Monocotyledoneae	Potamogeton pectinatus	gelegentliches Laichsubstrat
		Zannichellia palustris	gelegentliches Laichsubstrat
		Zostera marina	Hauptlaichsubstrat
Freie Steinflächen			selten

In den Untersuchungen im Jahr 2009 variierte die Intensität der Belaichung zwischen und auch innerhalb der einzelnen Substratarten. Der Belaichungsgrad reichte von einzelnen angehefteten Eiern (Abb. B.27 oben) bis mehrschichtigen Eiklumpen (Abb. B.27 unten) unter denen das Substrat kaum zu erkennen war. In Tab. B.15 werden die Eianzahlen pro Gramm Abtropfgewicht Makrophytensubstrat in Abhängigkeit vom Belaichungsgrad dargestellt.

Tab. B.15: Mittlere Anzahl von Heringseiern pro Gramm Substrat (Abtropfgewicht) nach Scabell (1988) und dieser Studie (2009).

Belaichungs-grad	Polysiphonia sp.		Furcellaria		Fucus		Seegras und Laichkraut	
	Scabell	2009	Scabell	2009	Scabell	2009	Scabell	2009
1	375	278	250	325	250	n.A	650	295
2	750	n.A.	750	820	650	n.A	1150	874
3	1500	1230	1000	1322	800	n.A.	3000	2104

Von den 5 bewachsenen Gebieten, die während der Voruntersuchung im Nahbereichs festgestellt wurden (Abb. B.57) waren 4 Gebiete, belaicht. Innerhalb dieser 4 Gebiete waren ca. 78% der Fläche (ausgezählte Rahmeneinheiten n=400) mit Makrophyten bewachsen, und in 66% (ausgezählte Rahmeneinheiten n=400) der Flächen wurde Laich gefunden. Der Nutzungs-grad (Fläche Laich/ Fläche Bewuchs) lag damit bei 85%. Hauptlaichsubstrat in diesem Gebiet waren Seegras und Laichkrautwiesen. Vor allem überwinternde Bestände (große Sproßlängen) wurden zur Laichablage genutzt. Im Gebiet Vierow wurden außerdem sehr stark belaichte (Belaichungsgrad 3) fädige Braunalgen *Polysiphonia* festgestellt. Der Belaichungsgrad in den Laichkraut- und Seegraswiesen lag zwischen 1 und 3. Zur Abschätzung der Größe des Laich-fleckes im Bereich des Freesendorfer Haken wurde ein Tauchgang entlang des Bewuchses in Nord-West Richtung durchgeführt. Hierbei wurde ein zickzackförmiger Kurs in einem ca. 10m breiten und 250m langen Korridor zurückgelegt. Dieses Gebiet erwies sich als vollständig belaicht (2000m^2).

Scabell und Jönsson (1984) betonen, dass die Intensität der Laichablage von der Art des Substrates abhängt. Demnach werden strukturreiche und stabile Substratarten intensiver belaicht. Untersuchungen von Klinkhardt und Biester (1984) rund um die Halbinsel Mönchsgut im Greifswalder Bodden zeigen, dass nicht das gesamte Areal zur Laichablage genutzt wird, sondern inselartige Strukturen mit Makrophytenbenthos (z.B. *Zostera marina* auf Sandböden) und grobe Sedimentstrukturen, z.B. Ton-Mergel-Geschiebe und größere Steine, die oberhalb der 6-Meterlinie entsprechend bewachsen sind (*Furcellaria fastigiata*, *Furcellaria vesiculorsus*). Nach Scabell (1988) liegt die mittlere Bewuchsgrenze bei -4m. Unterhalb von -4,5m ist als Laich-substrat nur noch Polysiphonia nigrescens verfügbar, unterhalb der -6m Tiefenlinie konnten keine Makrophyten mehr nachgewiesen werden. Scabell und Jönsson (1984) postulieren, dass

an Stelle der lichtökologischen Begrenzungen im Greifswalder Bodden eine substratbedingte Begrenzung tritt.
Ab Mitte Mai wurden beide Substratarten in den meisten Flachwasserzonen von der fädigen Grünalge *Cladophora* spec. überwachsen, welche sich oberhalb von 12 °C Wassertemperatur sehr rasch vermehrt.

In 2009 wurde beobachtet, dass dichte Pflanzenbestände höhere Belaichungsintensitäten induzierten. Dies wurde auch von (Scabell 1988) und Kääriä et al. (1997) für Ostseeheringe festgestellt. Laichaktivitäten waren von 50cm Wassertiefe bis zur 6m Tiefenlinie (Verbreitungsgrenze Bewuchs) nachweisbar.

Eine detaillierte Zusammenfassung der Beprobungen entlang der sechs mehrfach beprobten Transekte ist in Abb. B.60 bis Abb. B.65 dargestellt.

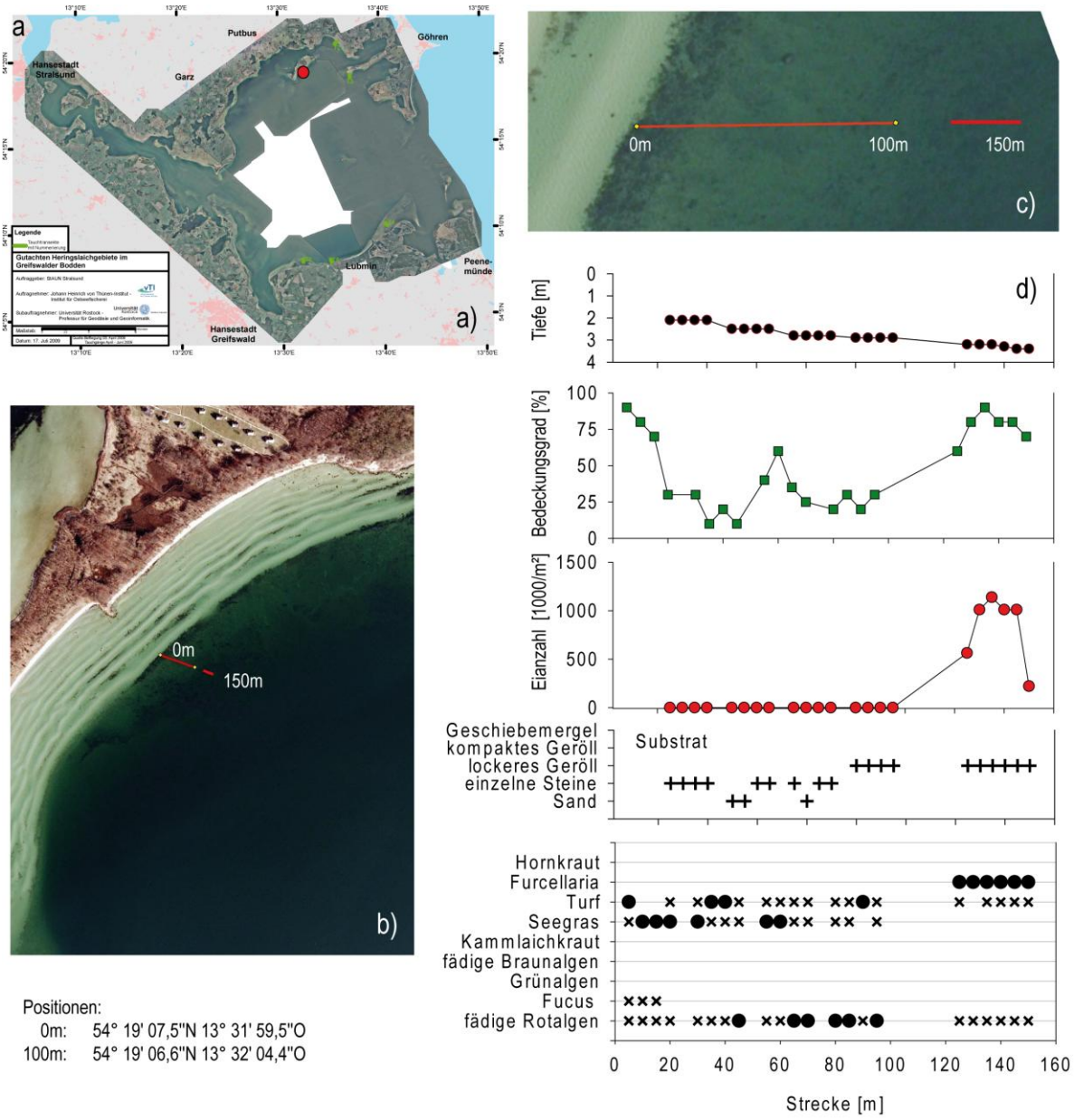


Abb. B.60: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 1. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Eizahlen wurden am 24.04.2009 ermittelt und auf m² hochgerechnet. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.

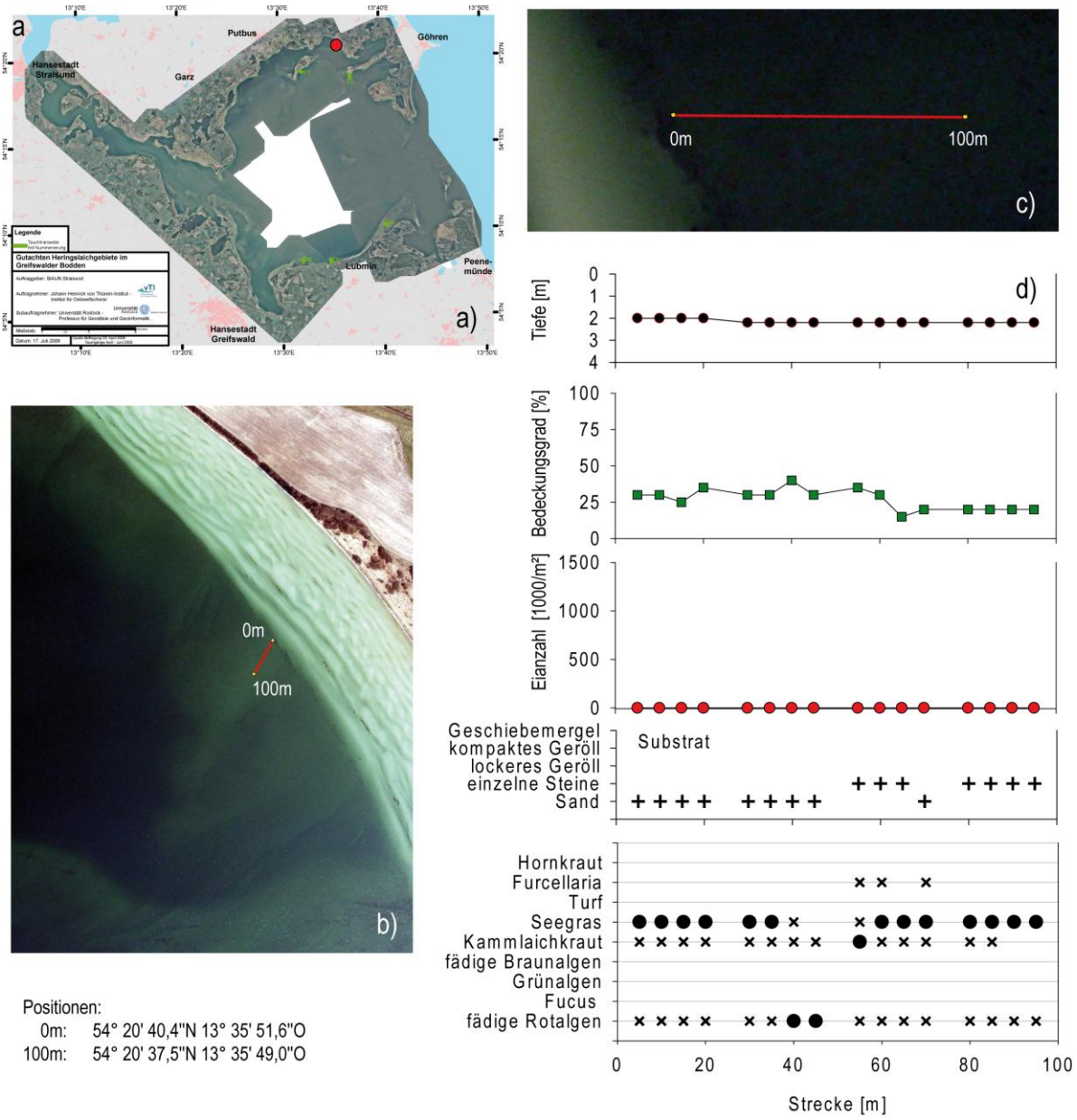
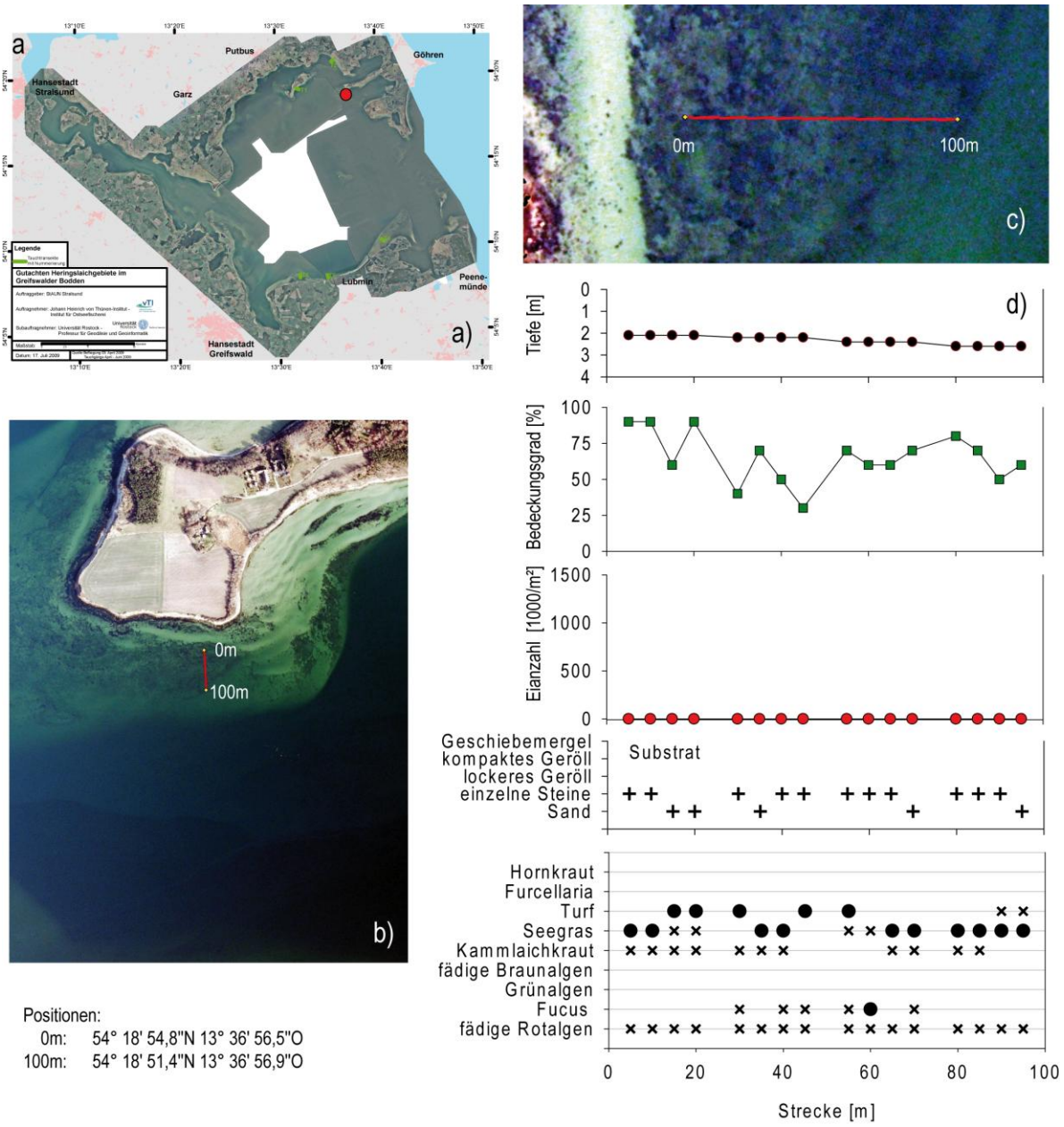
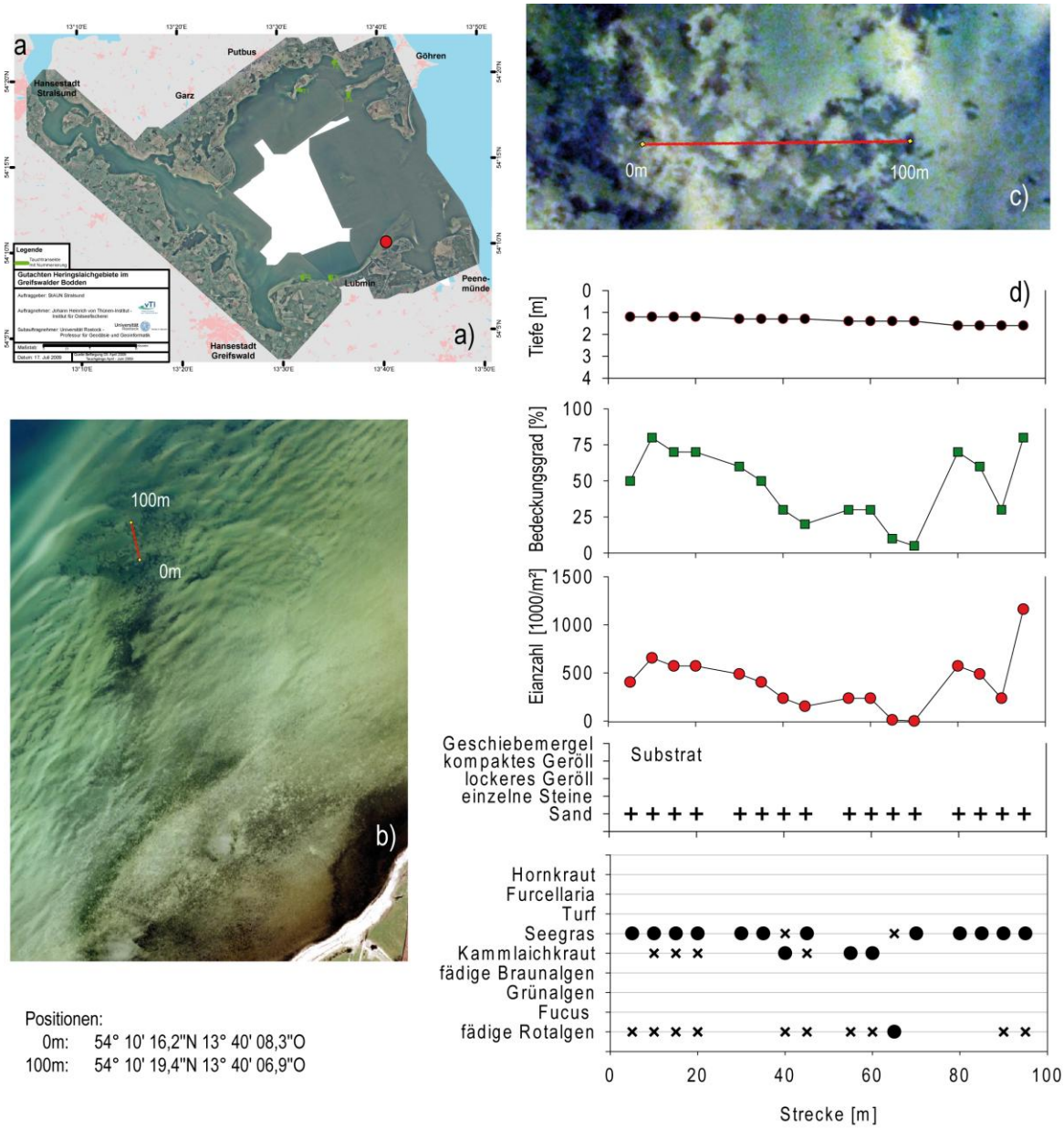


Abb. B.61: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 2. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Während der Untersuchungen zwischen dem 25.04. und 25.06.2009 konnte keine Eiablage festgestellt werden. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.



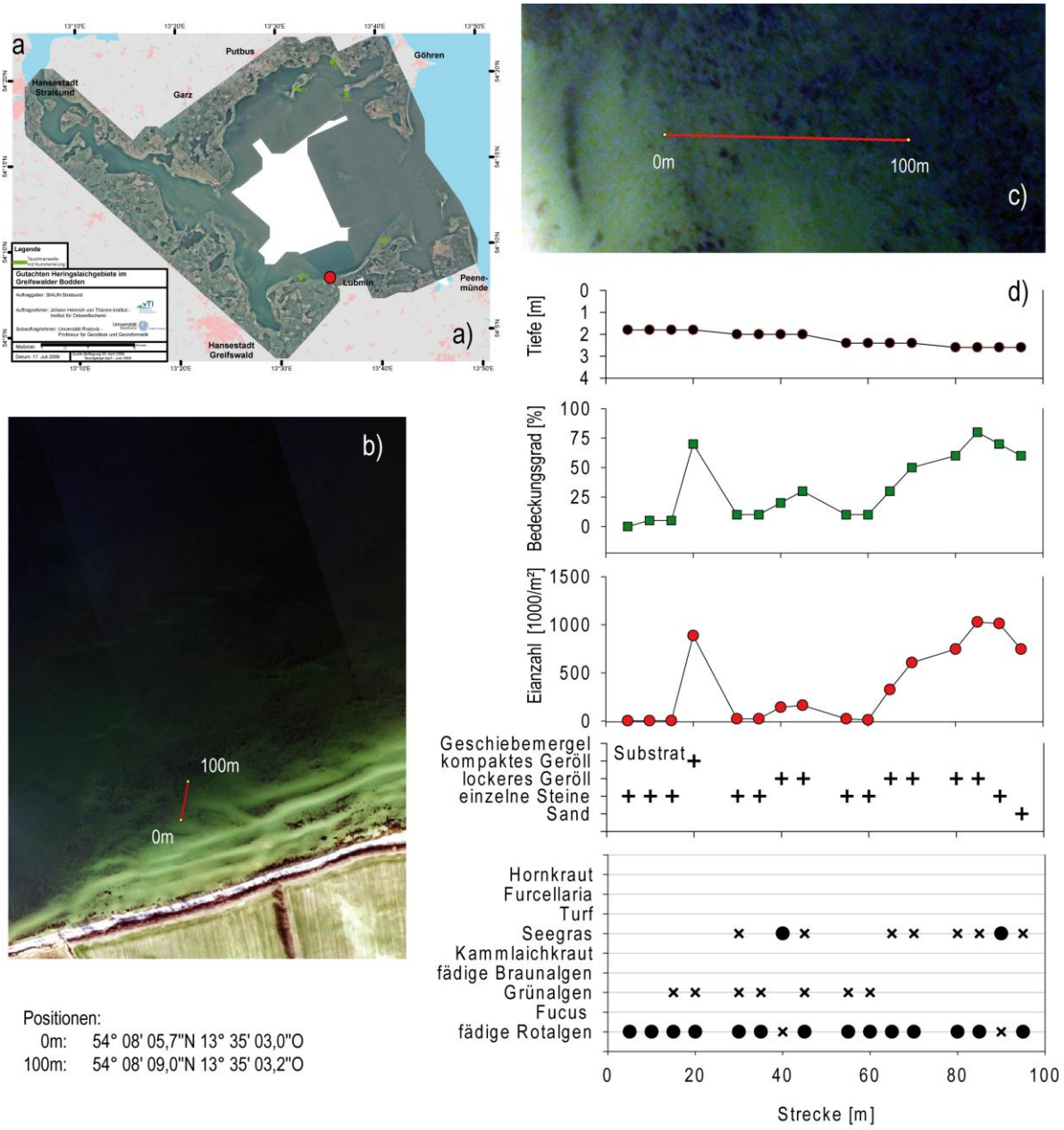
Positionen:
0m: 54° 18' 54,8"N 13° 36' 56,5"O
100m: 54° 18' 51,4"N 13° 36' 56,9"O

Abb. B.62: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 3. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Während der Untersuchungen zwischen dem 25.04. und 25.06.2009 konnte keine Eiablage festgestellt werden. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.



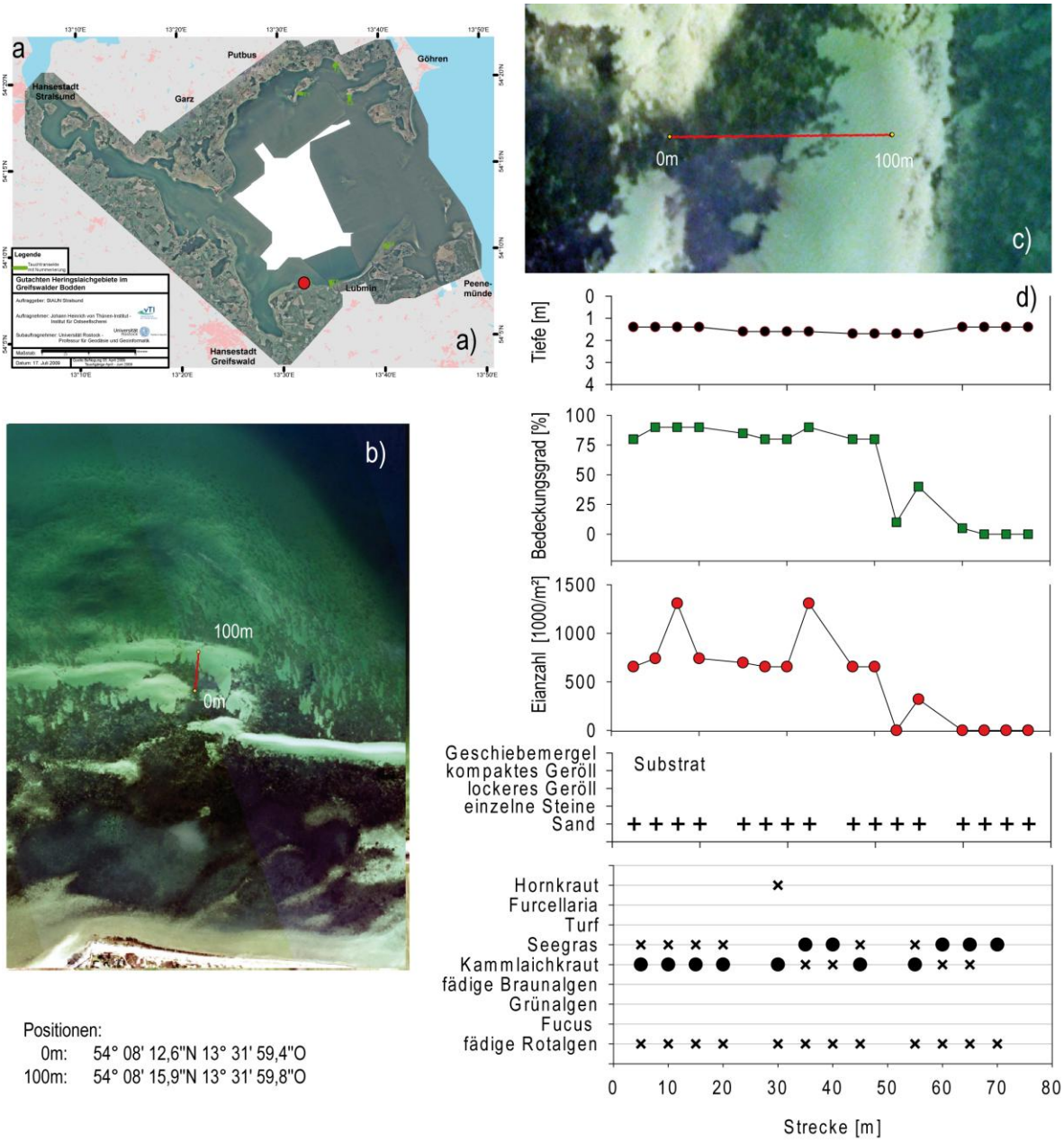
Positionen:
0m: 54° 10' 16,2"N 13° 40' 08,3"O
100m: 54° 10' 19,4"N 13° 40' 06,9"O

Abb. B.63: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 4. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Eizahlen wurden am 24.04.2009 ermittelt und auf m² hochgerechnet. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.



Positionen:
0m: 54° 08' 05,7"N 13° 35' 03,0"O
100m: 54° 08' 09,0"N 13° 35' 03,2"O

Abb. B.64: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 5. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Eizahlen wurden am 24.04.2009 ermittelt und auf m² hochgerechnet. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.



Positionen:
0m: 54° 08' 12,6"N 13° 31' 59,4"O
100m: 54° 08' 15,9"N 13° 31' 59,8"O

Abb. B.65: Tauchuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Ergebnisse der Beprobung von Transekt 6. a) Übersichtskarte GWB mit eingezeichnetem Transekt; b) und c) Darstellung des Transektes mit Luftbild (verschiedener Maßstab); d) auf dem Transekt aufgenommen biotische und abiotische Parameter. Eizahlen wurden am 24.04.2009 ermittelt und auf m² hochgerechnet. In unterster Grafik: Punkt = dominante Pflanzengruppe, Kreuz = Pflanzengruppe vorhanden.

B.3.3.2 Vergleich der Nutzung der Laichareale zwischen dem Nahbereich und dem nördlichen Teil des GWB

Für einen direkten Vergleich der Nutzung als Laichareal von Nahbereich und Referenzgebiet im nördlichen Greifswalder Bodden eignet sich nur die Beprobung der Dauer-Tauchtransekte vom 24-26. April, da die nördlichen Gebiete bei den Voruntersuchungen am 4. und 5. April nicht beprobt werden konnten und zu keinem späteren Beprobungstermin frischer Heringslaich auf den sechs mehrfach beprobten Transekten gefunden wurde.

Im Nahbereich waren zwei von drei Transekten frisch belaicht, im Norden nur einer der drei beprobten Transekte.
Der Anteil der belaichten Fläche lag bei den Transekten im Nahbereich bei 66 % (Freesendorfer Haken, Belaichungsgrad 1, Seegras und Laichkrautwiese) und 42 % (Gahlkower Haken, Belaichungsgrad 1-2, Seegras und Laichkrautwiese).
Bei dem Transekt vor Vilm wurde der Laichfleck außerhalb des Transektes gefunden. Verlängert man das Transekt aber von 100 auf 150m, erhält man einen belaichten Flächenanteil von ca. 25 % (Belaichungsgrad 2-3, *Furcellaria*).
Basierend auf dem Entwicklungsstadium der gefundenen Eier, wurde das Alter und somit der Laichzeitpunkt bestimmt. Bei den Gebieten Gahlkower Haken und Freesendorfer Haken wurden bei den Untersuchungen am 4.-5. April und 24-26. April eine zweifache Belaichung (d.h. Eier verschiedener Laichtermine) und im Falle des Freesendorfer Hakens am 25.April eine Dreifach-belaichung festgestellt. Dies spricht für die große Bedeutung dieser Gebiete als Laichareal, da nach Scabell (1988) im GWB Zweifachfachbelaichungen selten (5%) und Mehrfachbelaichung sehr selten (0,2 %) sind.
Da die Untersuchung des restlichen GWB außerhalb der Hauptlaichzeit stattfand, können nur bedingt Aussagen über andere Laichareale getroffen werden. Basierend auf Laichfunden während der Tauchbeprobungen zur Kartierung der Makrophyten im gesamten Greifswalder Bodden am 09.05.-13.05.2009 (Abb. B.25) kann davon ausgegangen werden, dass neben dem Nahbereich auch die Gebiete Zickersches Höft (Transekt 5), Vilm Ost, Palmer Ort (Transekt 23), Klein Stubber (Transekt 7) und Strelasund (Transekt 22) intensiv zur Laichablage genutzt wurden.

Auch Scabell (1988) beschrieb die Nutzung verschiedener Gebiete im GWB als Laichgrund. Dabei wurden auch dort wichtige Laichgebiete im Nachbereich gefunden.

Tab. B.16: Potentielle Laichregionen (n = 24) im Greifswalder Bodden und Klassifizierungd er Bedeutung für die Reproduktion des Herings nach Scabell (1988). Die fünf potentiellen Laichregionen im Nahbereich sind farbig hervorgehoben.

Nummer	Bezeichnung	Bewertung durch Scabell (1988)
1	Südufer Insel Vilm	Größere Bedeutung für die Reproduktion
2	Ufer Neu-Reddewitz	Größere Bedeutung für die Reproduktion
3	Zickersches Höft	Größere Bedeutung für die Reproduktion
4	Thiessower Haken	Größere Bedeutung für die Reproduktion
5	Dorettagrund	
6	Orientgrund	
7	Großstubber	
8	Böttchergrund	
9	Ellidagrund	
10	Schumachergrund	
11	Elsagrund	
12	Westufer Insel Ruden	Größere Bedeutung für die Reproduktion
13	Freesendorfer Haken	
14	Ufer Lubmin 1	
15	Ufer Lubmin 2	
16	Ufer Lubmin 3	Größere Bedeutung für die Reproduktion
17	Gahlkower Haken	Größere Bedeutung für die Reproduktion
18	Salzboddengrund	Größere Bedeutung für die Reproduktion
19	Nordostufer Insel Koos	
20	Nordostufer Insel Riems	
21	Ufer Zudor	Größere Bedeutung für die Reproduktion
22	Ufer vor Zicker	
23	Westufer Insel Vilm	Größere Bedeutung für die Reproduktion
24	Ostufer Insel Vilm	Größere Bedeutung für die Reproduktion

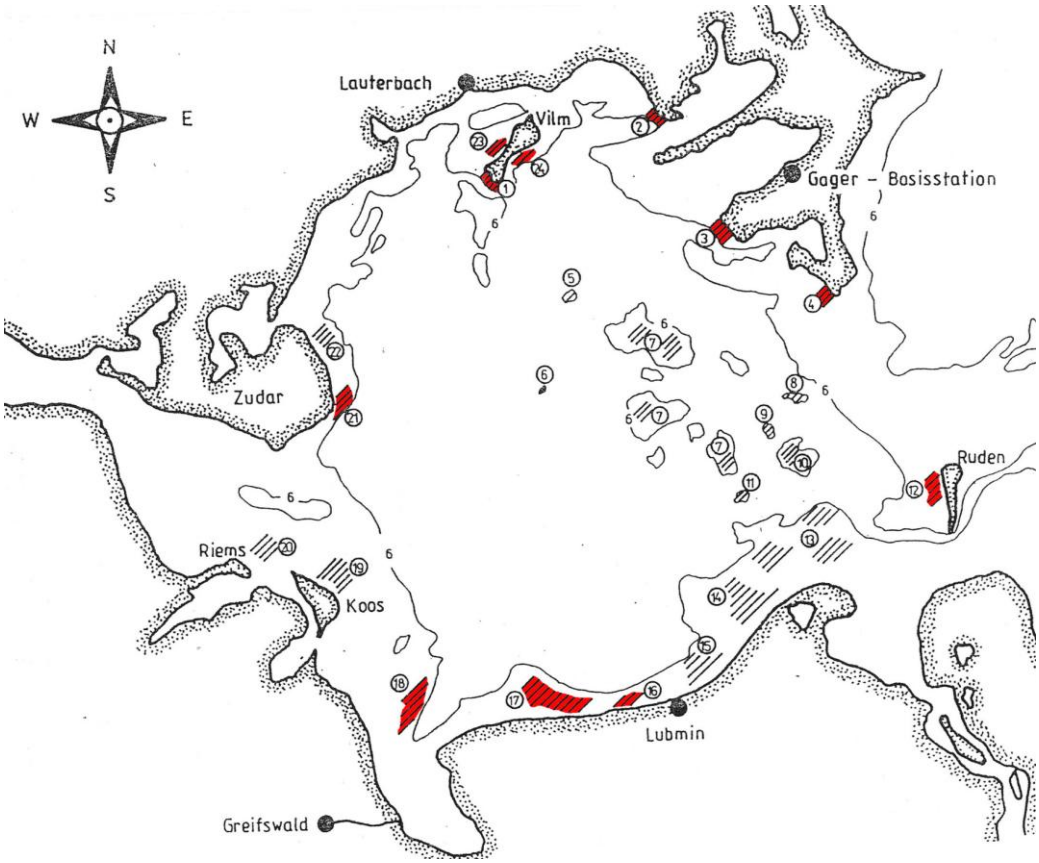


Abb. B.66: Untersuchungsgebiete der Tauchuntersuchungen 1984 – 1987 im Greifswalder Bodden mit Darstellung der 24 potentiellen Laichregionen (siehe Tab. B.16). Die 11 Laichregionen mit größerer Bedeutung für die Reproduktion sind rot hervorgehoben. Nach Scabell (1988), koloriert.

B.3.3.3 zeitliche Entwicklung des Laichgeschehens

Die Laichtermine wurden anhand der des Entwicklungsstadiums der gefundenen Eier und der Temperatur errechnet. Die bei den Untersuchungen in 2009 gefundenen Eier wurden zwischen dem 16. März und dem 12. April gelaicht. Das war trotz ähnlicher Wassertemperaturen etwa einen Monat früher als bei den Untersuchungen von Scabell (1986-89). Nach dem 26. April konnten keine neuen Belaichungen entlang der mehrfach beprobten Transekte (Abb. B.58) nachgewiesen werden.

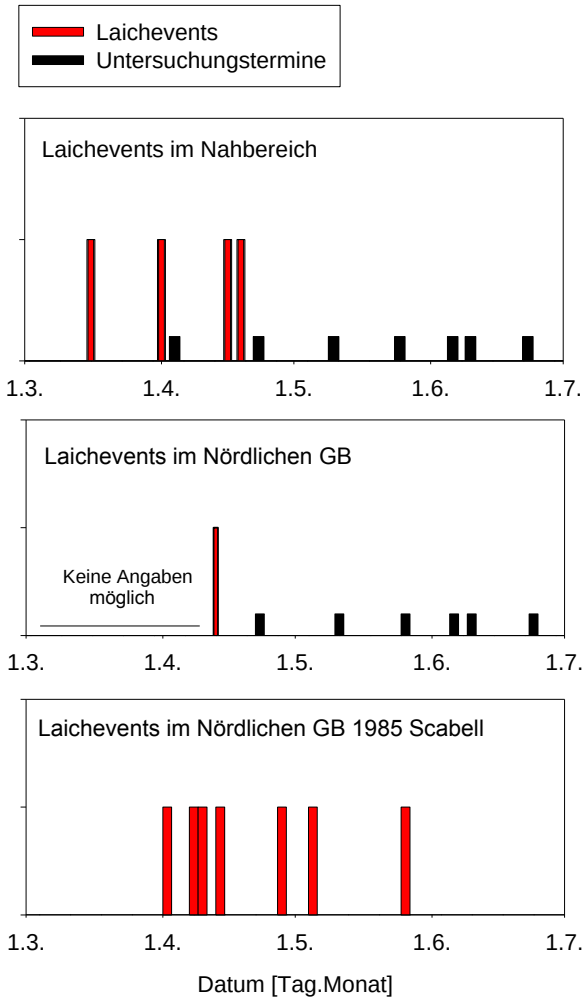


Abb. B.67: Laichtermine von Heringen im GWB basierend auf den Tauchuntersuchungen (Voruntersuchung und mehrfachbeprobte Transekte). oben: Laichschübe im Nahbereich (südlicher GWB); Mitte: Laichschübe im nördlichen GWB. Unten: Laichschübe im Jahr 1985 nach Scabell 1988 zum Vergleich. Rote Balken: Laichschübe; Schwarze Balken: Beprobungstermine. Die Höhe der Balken gibt keine Intensität o.ä. an.

B.3.3.4 Ökologische Beobachtungen: Laichschichtdicke, Sterblichkeit der Eier, Wegfraß/Krankheiten

B.3.3.4.1 Laichräuber

Während der Tauchuntersuchungen wurden kein Laichräuber, wie Stichlinge oder andere Fischarten an den Laichgelegen beobachtet. Es konnten auch keine Fraßspuren von Eisenten, wie von Scabell 1988 beschrieben, gefunden werden.
Da die Erfassung des Wegfraß nicht Bestandteil der Datenaufnahme war, ist das nur ein Hinweis auf geringen Fraßdruck auf die Eier.

B.3.3.4.2 Sterblichkeit des Laichs

Ende April stieg die Sterblichkeit in den Laichgelegen kurz vor dem Schlupf von ca. 8 % (Anfang April) auf 50-100 % (Tab. B.17). Diese hohen Mortalitätsraten schienen unabhängig von der beprobten Station zu sein, da große Ansammlungen von abgestorbenem Laich im gesamten GWB gefunden wurden (Palmer Ort, Klein Stubber, Vierow, Vilm Ost, Gahlkower Haken).

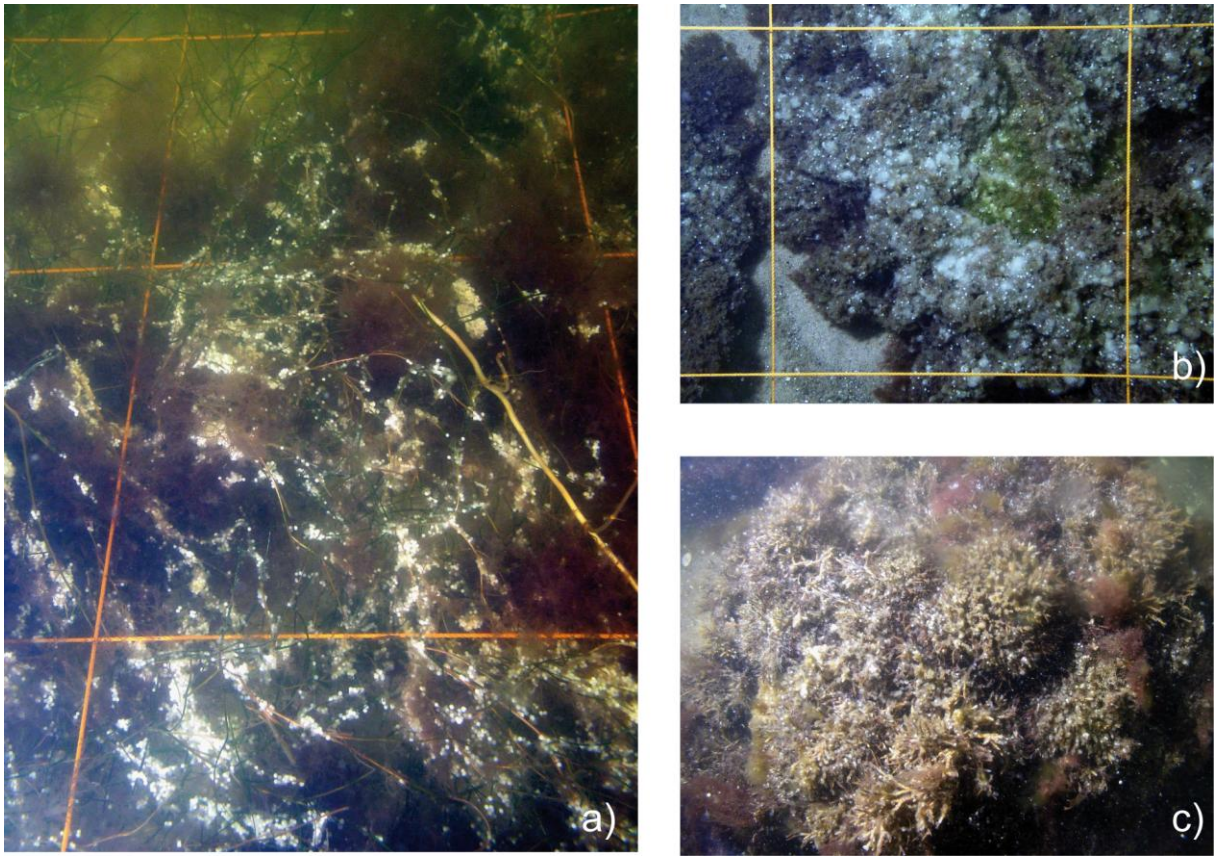


Abb. B.68: Abgestorbener Heringslaich (weiß) auf a) Seegras und Laichkraut (Transekt 6 Gahlkower Haken, 1m Tiefe, 24.04.2009) b) fädige Rot und Grünalgen (Transekt 5 Vierow, 3m Tiefe, 25.04.2009) c) *Furcellaria* (Transekt 1 Vilm-Ost, 3m Tiefe 26.04.2009).

Auch die Tiefe (Laichflecke lagen zwischen 0,5-6m) und die belaichten Makrophyten scheinen keinen Einfluss auf die hohen Mortalitätsraten zu haben.

Tab. B.17: Untersuchungen zur Mortalität von Heringslaich. Übersicht über die verschiedenen Probennahmen.

Position	Tiefe	Pflanzen	Mortalität [%]	Belaichungsgrad	Proben N	Datum
Position 7	1-2m	Seegras und Laichkraut	2	1	3	04.04.2009
Position 10	1-2m	Seegras und Laichkraut	8	1	3	04.04.2009
Position 12	2-3m	fädige Braunalgen, Grünalgen	5	3	3	05.04.2009
Festes T. 5	2-3m	fädige Braunalgen, Grünalgen	100	3	4	24.04.2009
Festes T. 6	1-2m	Seegras und Laichkraut	87	2	4	25.04.2009
Festes T. 1	3-4m	Furcellaria, fädige Braunalgen	84	2	4	26.04.2009
Festes T. 4	1-2m	Seegras und Laichkraut	51	1	4	25.04.2009
Transekt 23	1-2,5m	Seegras	100	2	3	10.05.2009
Transekt 7	5-6m	fädige Braunalgen, Grünalgen	100	3	3	11.05.2009

Wichtigste Faktoren waren der Belaichungsgrad (hoher Belaichungsgrad = hohe Mortalität) und die jahreszeitlich bedingt steigende Wassertemperatur, die die Ausbreitung von Pilzen und schnellwachsenden fädigen Algen (Turf) begünstigte und die zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf der Eier führte.

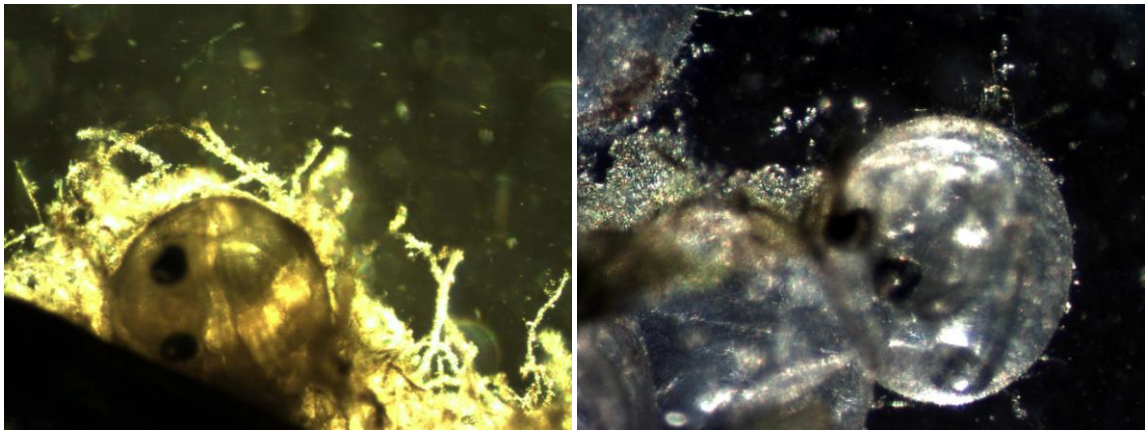


Abb. B.69: Aufwuchs auf Heringseiern im Greifswalder Bodden. Links: mit Turf überwachsenes Ei (Dauertransekt 1 östlich von Film, 25.04.2009); Rechts: mit Pilzhyphen überwachsene Heringseier (Dauertransekt 4 vor Vierow, 24.04.2009). Die gezeigten Eier stehen kurz vor dem Schlupf.

Die schnellwachsenden fädigen Algen können Teppiche ausbilden und werden hauptsächlich durch schnellwachsende, ephemere Algen wie *Chaetomorpha*, *Chladophora* und *Pilayella* gebildet. In der untersten Algenschicht können Sauerstoffmangel, extrem hohe Ammonium-konzentrationen und völlige Lichtbeschattung auftreten (Krause-Jensen et al. 1999), was dann zu einem Absterben der Makrophyten und auch der an ihnen angehefteten Heringseier führt. Betroffen sind vor allem strömungsarme Flachwasserbereiche (Abb. B.30).
Bei der Gesamtbeprobung des Greifswalder Boddens (Kap. B.2.3), Mitte Mai, hatten 6 von 30 beprobten Transekten eine 100%igen Überdeckung durch diese Algenmatten und waren somit als Heringslaichgebiet ungeeignet (Abb. B.70). Die Gebiete im Nahbereich waren kaum von epiphytischem Aufwuchs betroffen. Ursache hierfür ist möglicherweise eine stärkere Strömungsexposition in diesem Gebiet.

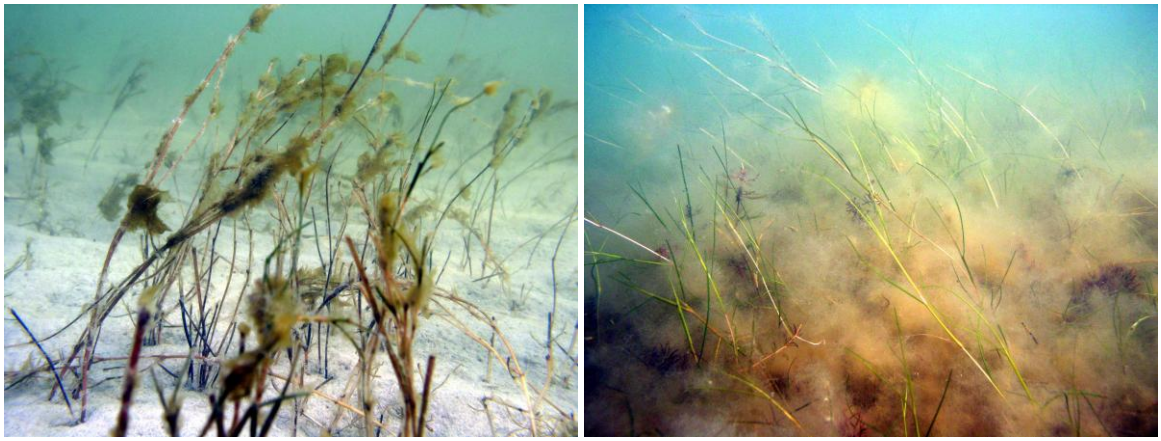


Abb. B.70: Bewuchs mit epiphytischen Algen im Greifswalder Bodden. Links: Laichkraut mit Turf (Freesendorfer Haken am 25.04.2009); rechts: dichte Algenmatte (Turf auf Laichkraut und Hornkraut, am 10.05.2009).

B.4 Ergänzende Auswertung zur Kühlwasserausbreitung

Die für die UVU vom IOW angefertigte Untersuchung (Burchard & Schernewski 2008) zur Ausbreitung des Kühlwassers der geplanten Kraftwerke definiert den Nahbereich durch eine Temperaturerhöhung an der Oberfläche. Für die Reproduktion des Herings im Greifswalder Bodden ist jedoch die Temperatur am Boden von größerer Bedeutung als die der Oberfläche. Aus diesem Grund wurde eine erneute Auswertung der bereits vorhandenen Simulationsergebnisse durchgeführt.

Die Modellierung der Ausbreitung des Abwassers der Kraftwerke im Greifswalder Boddens wurde für das Jahr 2002 durchgeführt. Es wurde eine realistische Simulation durchgeführt und anhand von Messdaten des physikalischen Zustandes im Greifswalder Bodden validiert. Eine zweite Simulation enthält ein virtuelles Kraftwerk, das die angegebene Wassermenge vom Einlasskanal um 7.55K erwärmt und in den Auslasskanal pumpt ($125 m^3/s$ im Maximallastszenario). Die hier gezeigten Auswertungen beschreiben die Temperaturdifferenz zwischen beiden Simulationen, welche als Folge des Kühlwasserpumpens den Greifswalder Bodden erwärmt. Es wird also die Situation zwischen der Nicht-Einleitung und der Einleitung verglichen. Hierbei wird nicht nur die Kühlwasserfahne erfasst, sondern auch Temperaturdifferenzen durch geringfügige Veränderung der natürlichen Zirkulation.

Die Temperaturdifferenz an der Oberfläche und am Boden wird für die einzelnen Monate Februar bis Juni im Jahr 2002, für den Dreimonatszeitraum März bis Mai und das ganze Jahr 2002 als Mittelwert und Maximalwert in Abb. B.71 bis Abb. B.74 gezeigt.
Der Maximalwert bedeutet in diesem Fall eine räumliche Auflösung der maximalen Temperaturdifferenz zwischen beiden Simulationen.

Die Mittelwerte und Maximalwerte werden für die genannten Zeiträume zusätzlich noch nach den Windrichtungen aufgeschlüsselt. Die in der Berechnung verwendeten Windrichtungen sind jeweils 12 h-Mittel der auf stündlichen Werten basierenden Modellantriebsdaten, sodass die induzierte Strömung bereits teilweise mit den Effekten der Erdrotation balanciert ist und die windinduzierte Turbulenz ausgeprägt ist. Um den mittleren Effekt einer Windrichtung statistisch etwas sicherer auswerten zu können, überschneiden sich die gezeigten Windrichtungen, sodass Winde von Süd bis West als Winde aus südwestlichen Richtungen angegeben werden (genauso werden Winde aus SE bis NE als östliche Winde angegeben). Die Ergebnisse sind in den Abb. B.75 bis Abb. B.88 dargestellt.

Die gezeigte Erwärmung durch das Kühlwasserpumpen für die einzelnen Windrichtungen beinhaltet auch zusätzliche Effekte wie die monatliche Veränderung der Zirkulation im Greifswalder Bodden und die monatliche Veränderung des Salzgehaltsunterschieds zwischen dem Kühlwasser und dem Greifswalder Bodden. Zudem ist die Bodentemperaturerhöhung von der Windinduzierten Durchmischung und Schichtung abhängig, sodass generelle, wiederkehrende Ausbreitungsmuster für die einzelnen Windrichtungen von anderen Effekten überlagert sind. Vor allem in den Abbildungen zur mittleren Erwärmung des Bodenwassers (Abb. B.82 bis Abb. B.88) ist zu erkennen, dass für Winde aus SW bis NW Richtungen die Bodenwassererwärmung weiter nach Westen verlagert ist, wohingegen sich der Kern der Bodenwassererwärmung für Winde aus SE bis NE Richtungen nordöstlich des Auslasskanals befindet.

Weiterhin werden die Temperaturdifferenzen von 0,5K und 1K auf ihr zeitliches Vorkommen untersucht. Dafür wird die zeitliche Häufigkeit (Anzahl der Tage des Vorkommens / Anzahl der Tage des Zeitraumes) in den oben angegebenen Zeiträumen in den Abb. B.89 und Abb. B.91 dargestellt.
In den Abb. B.90 und Abb. B.92 findet sich für die gegebenen Zeiträume die maximale Dauer zusammenhängender Perioden mit 0,5K und 1K erhöhter Temperatur im Vergleich zum natürlichen Szenario.

Weiterhin werden die Temperaturdifferenzen von 0.5 K und 1 K auf ihr zeitliches Vorkommen untersucht. Dafür wird die zeitliche Häufigkeit (Anzahl der Tage des Vorkommens / Anzahl der Tage des Zeitraumes) in den oben gegebenen Zeiträumen in den Abbildungen 19 und 21 dargestellt. In den Abbildungen 20 und 22 findet sich für die gegebenen Zeiträume die maximale Dauer zusammenhängender Perioden mit 0,5K und 1K erhöhter Temperatur im Vergleich zum natürlichen Szenario.

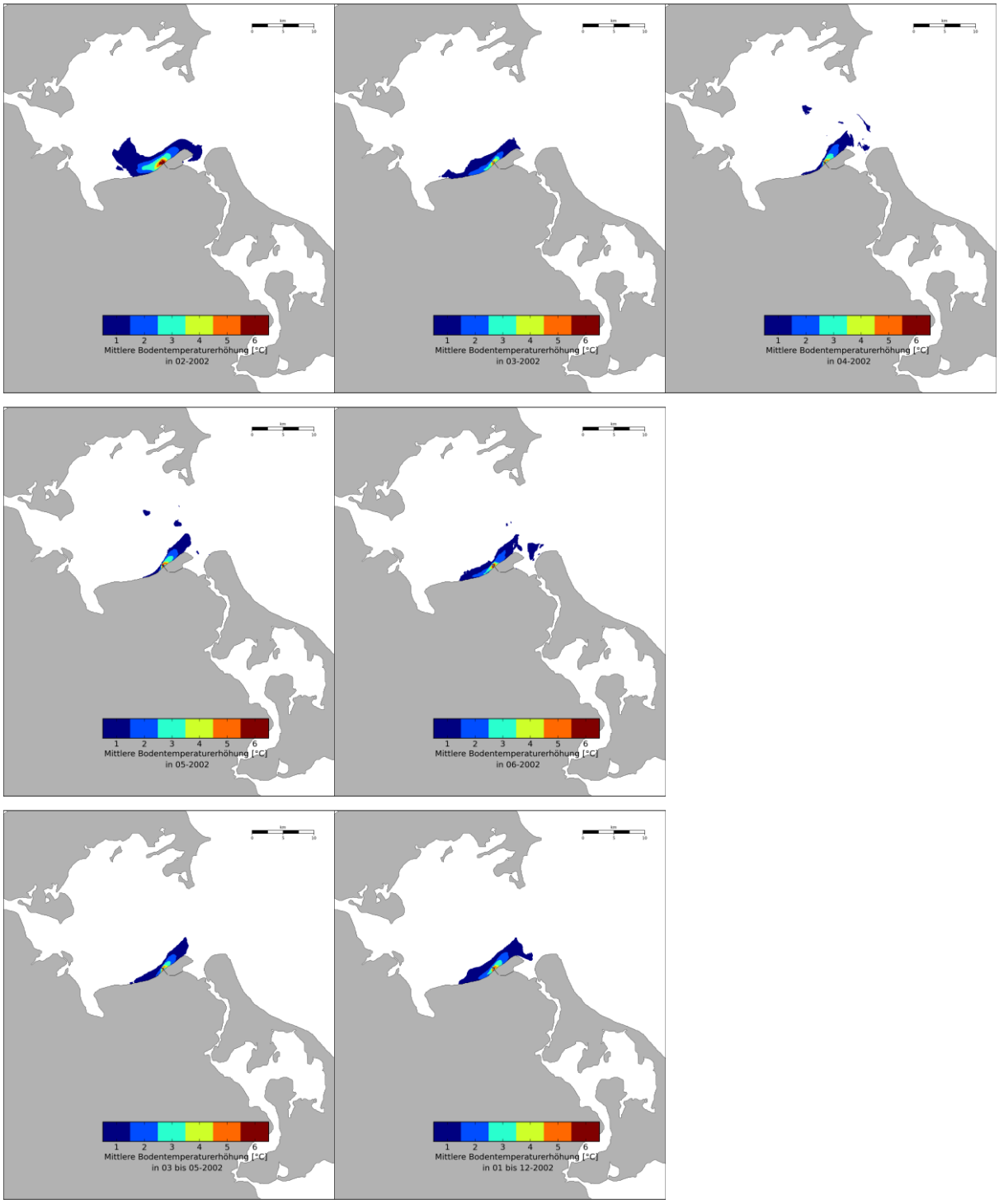


Abb. B.71: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers für verschiedene Zeiträume in 2002.

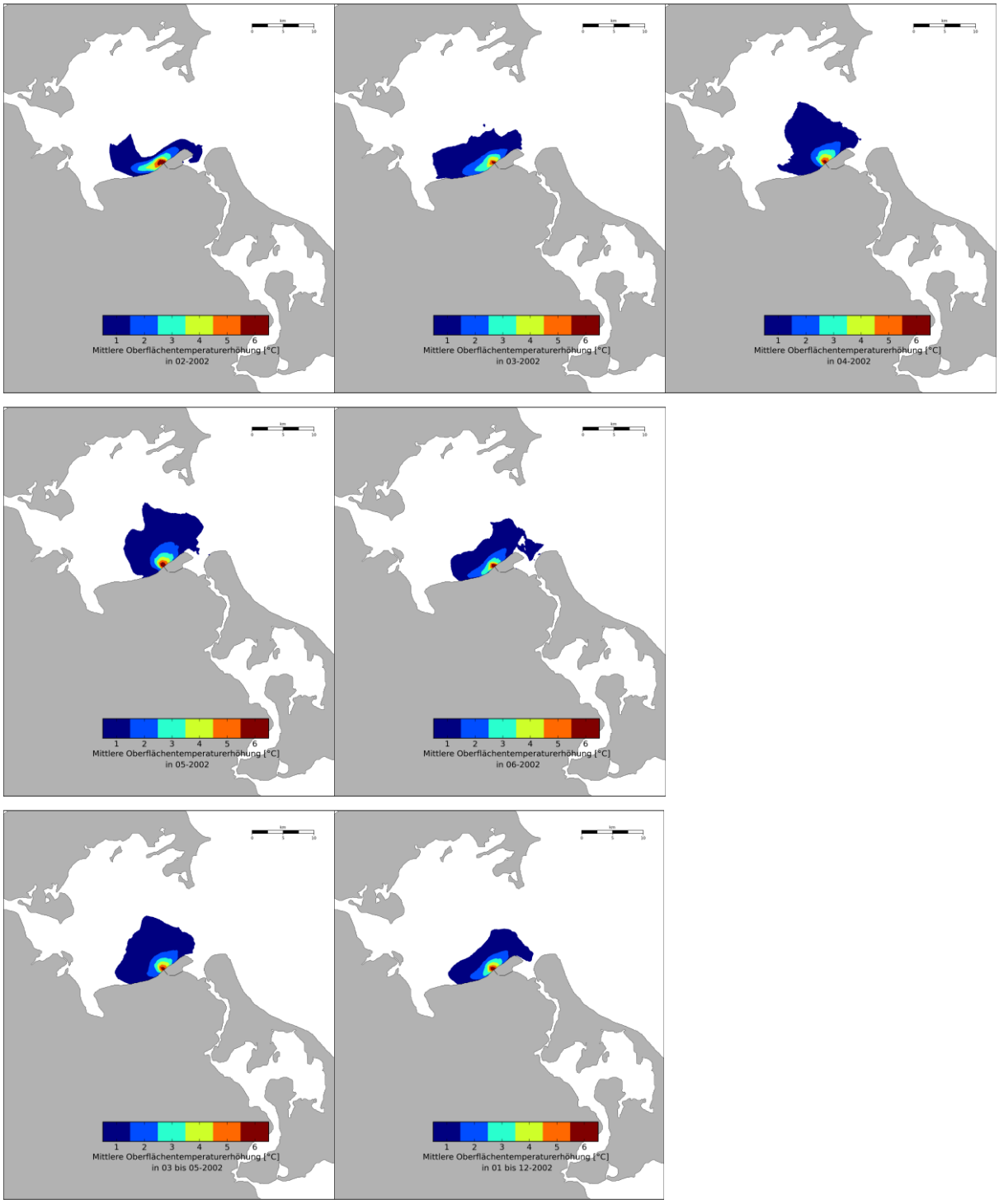


Abb. B.72: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Oberflächenwassers für verschiedene Zeiträume in 2002.

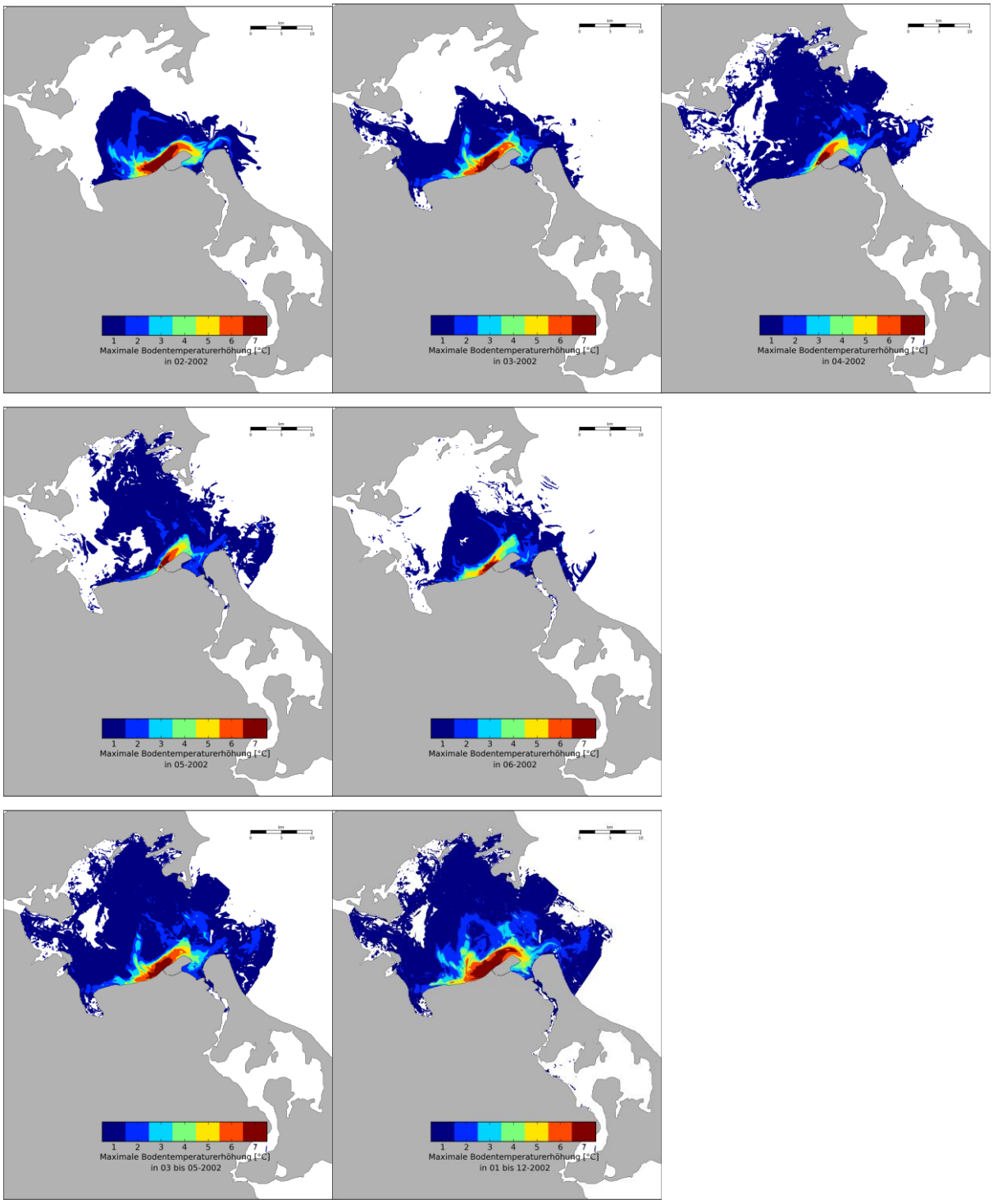


Abb. B.73: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers für verschiedene Zeiträume in 2002.

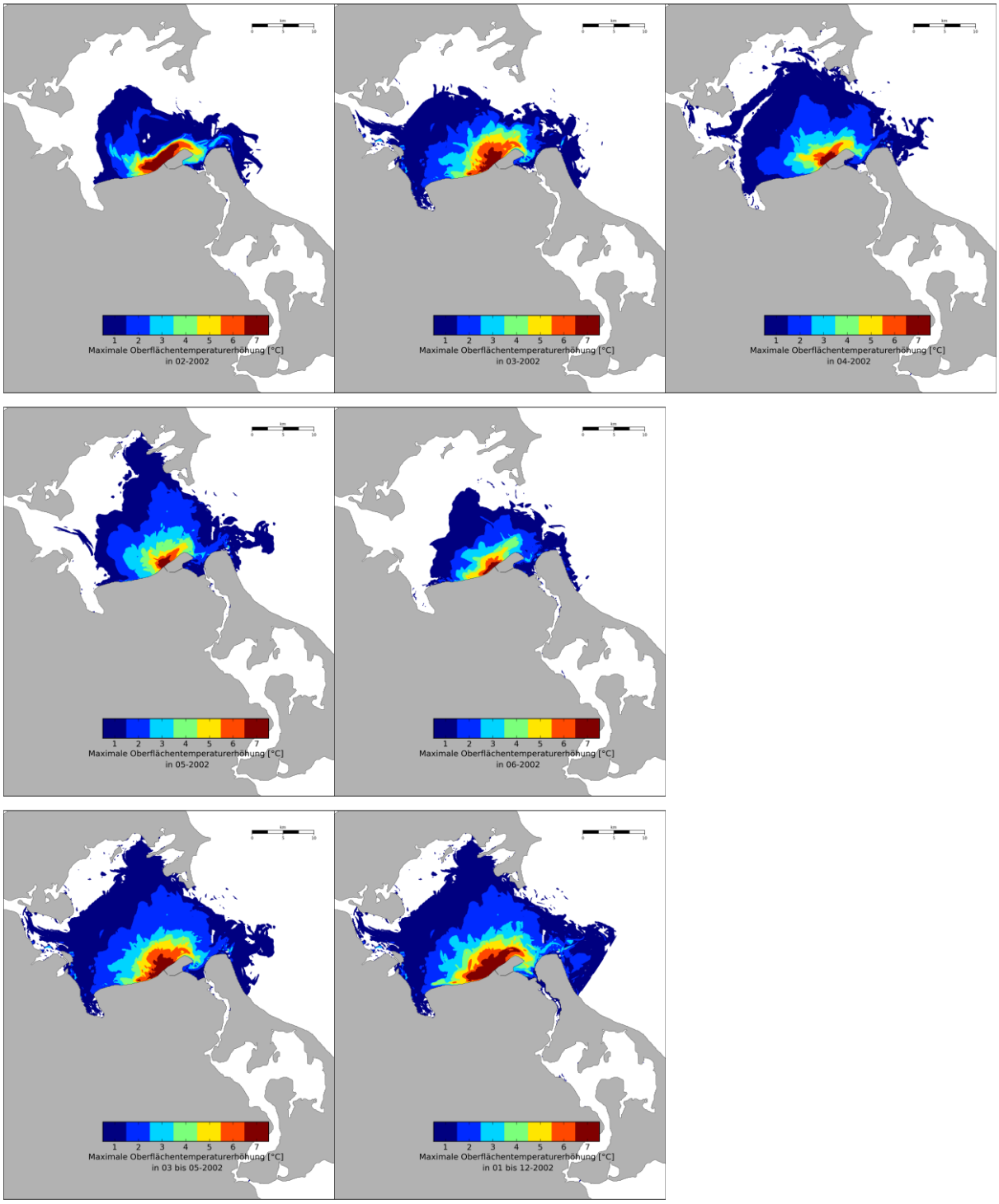


Abb. B.74: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Oberflächenwassers für verschiedene Zeiträume in 2002.

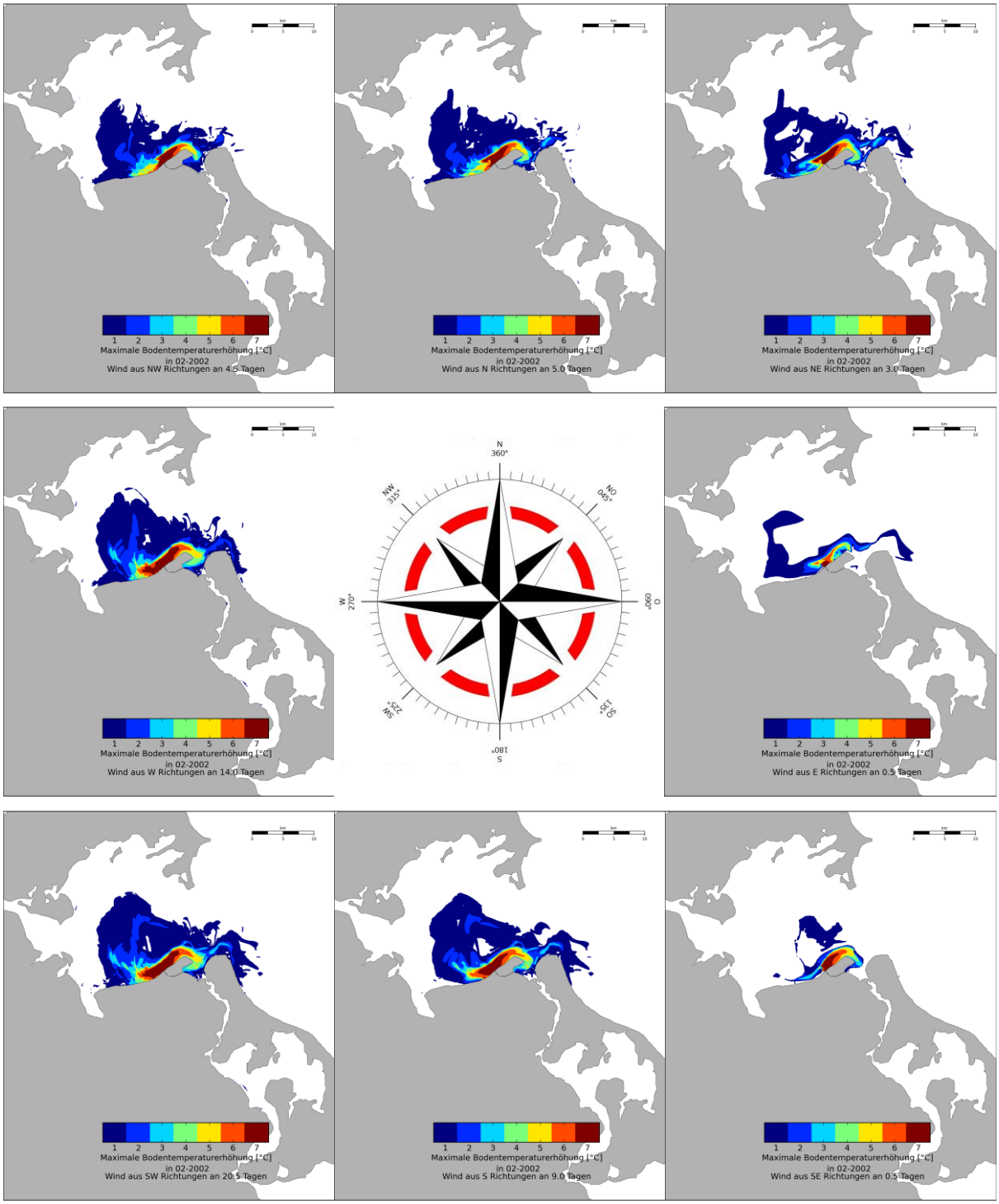


Abb. B.75: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Februar 2002.

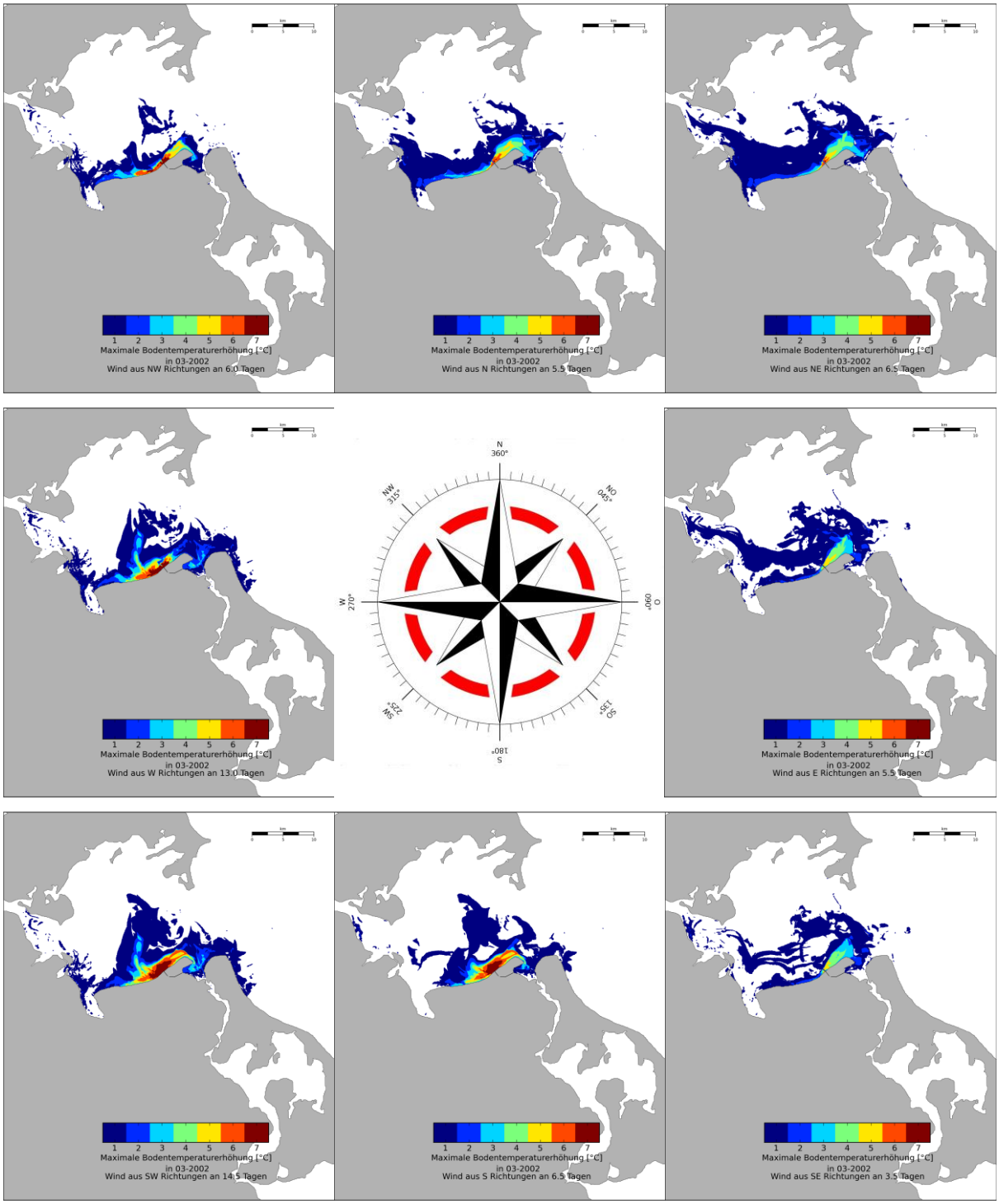


Abb. B.76: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat März 2002.

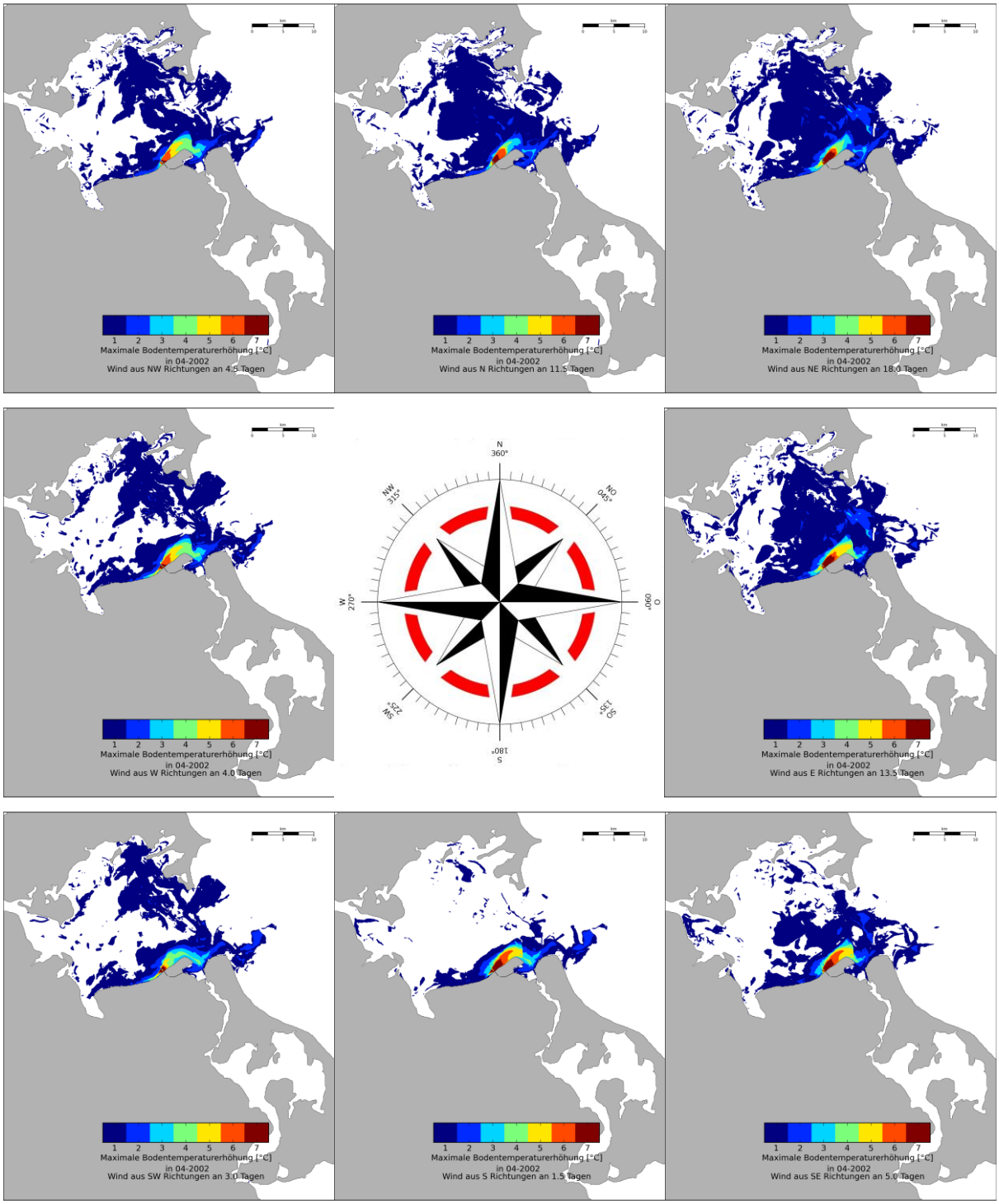


Abb. B.77: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat April 2002.

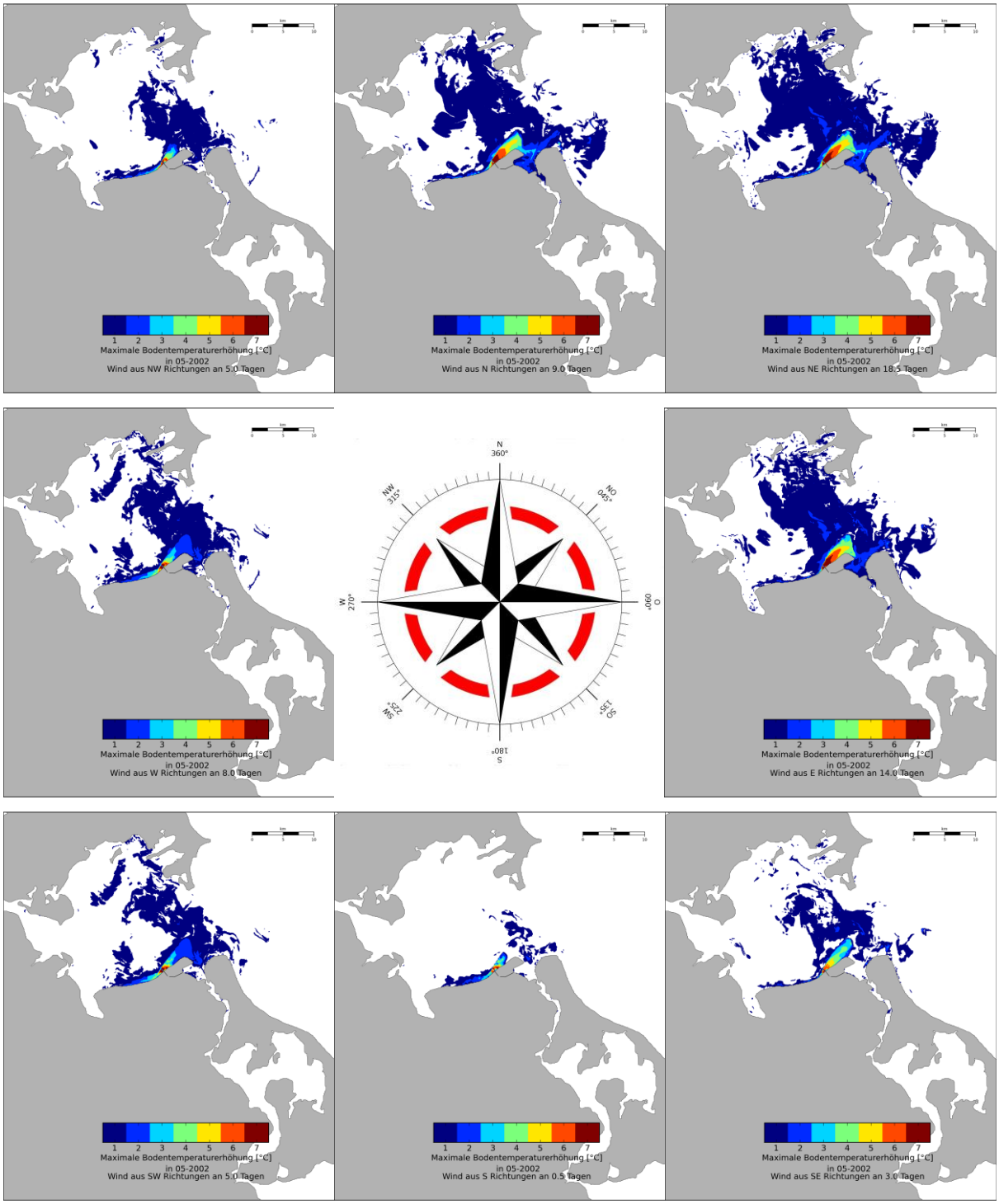


Abb. B.78: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Mai 2002.

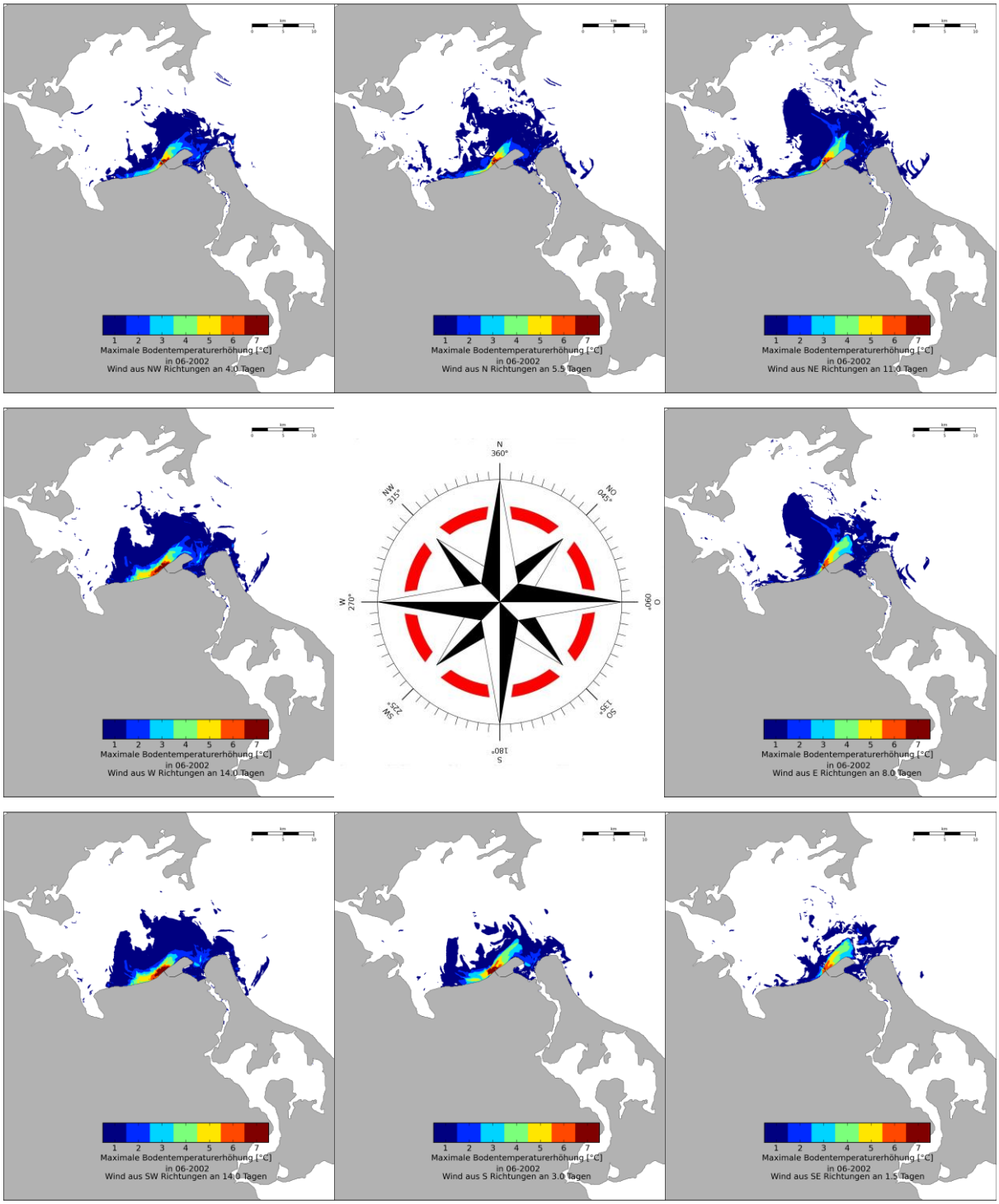


Abb. B.79: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Juni 2002.

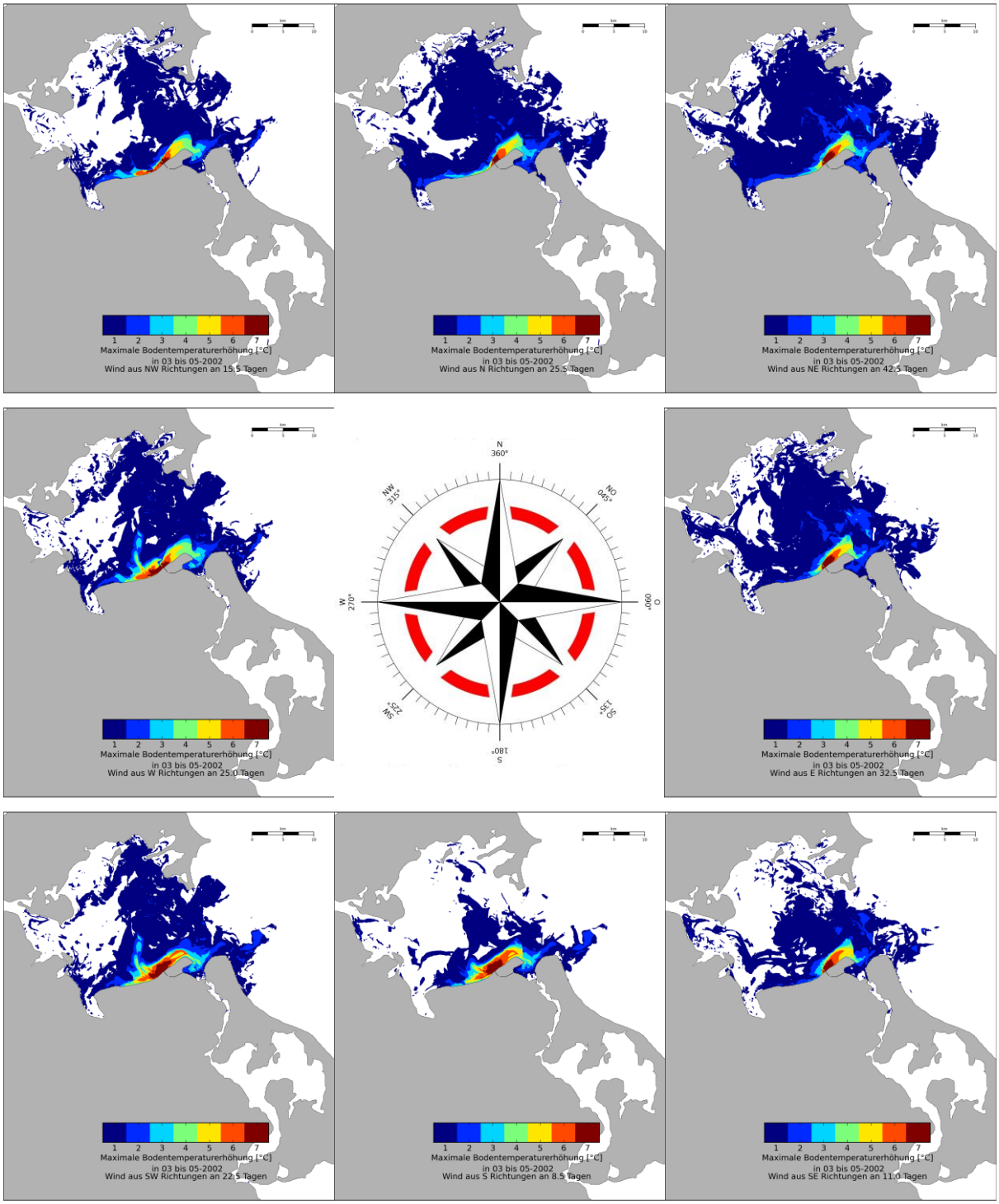


Abb. B.80: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung in den Monaten März bis Mai 2002.

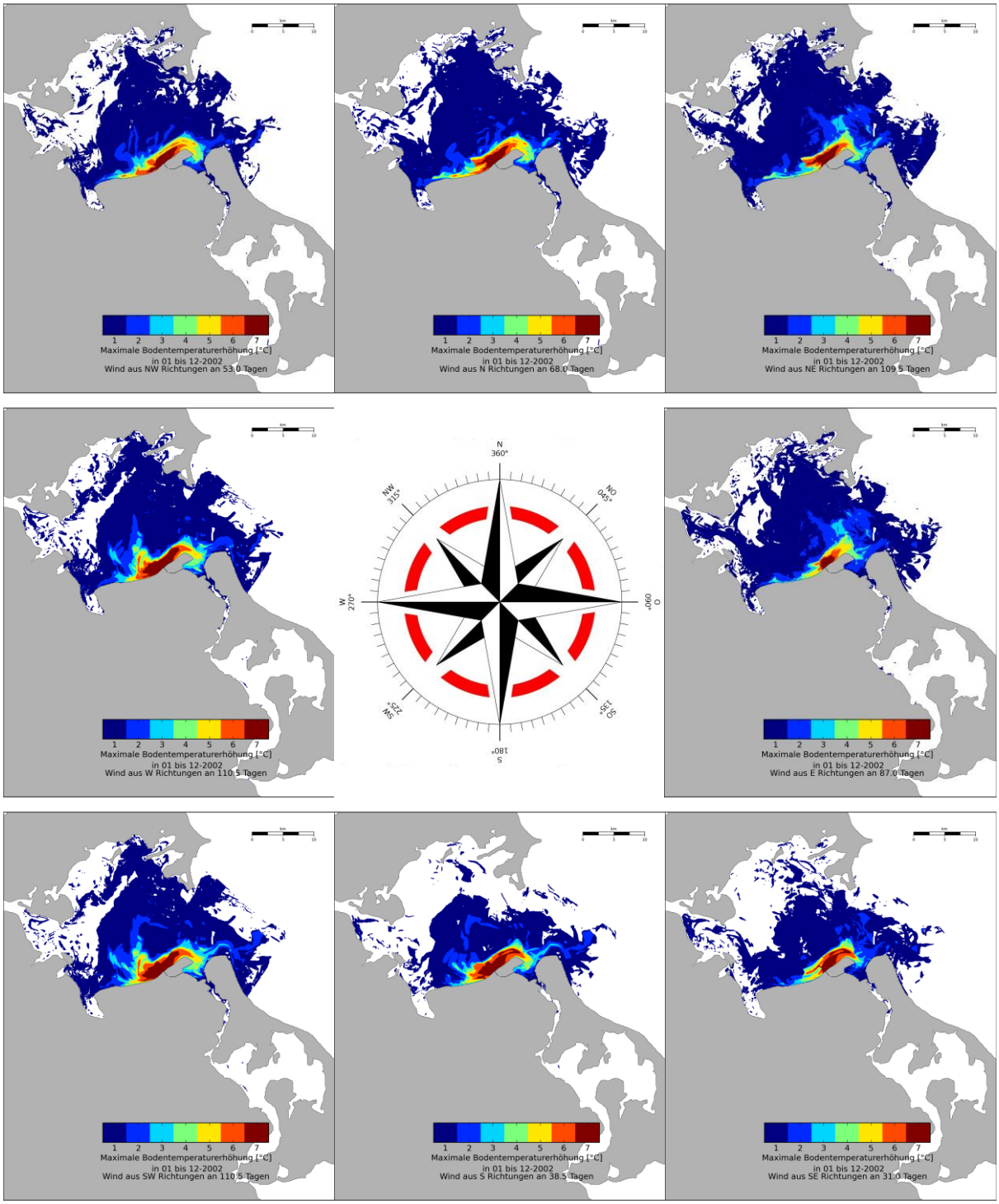


Abb. B.81: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung für das Jahr 2002.

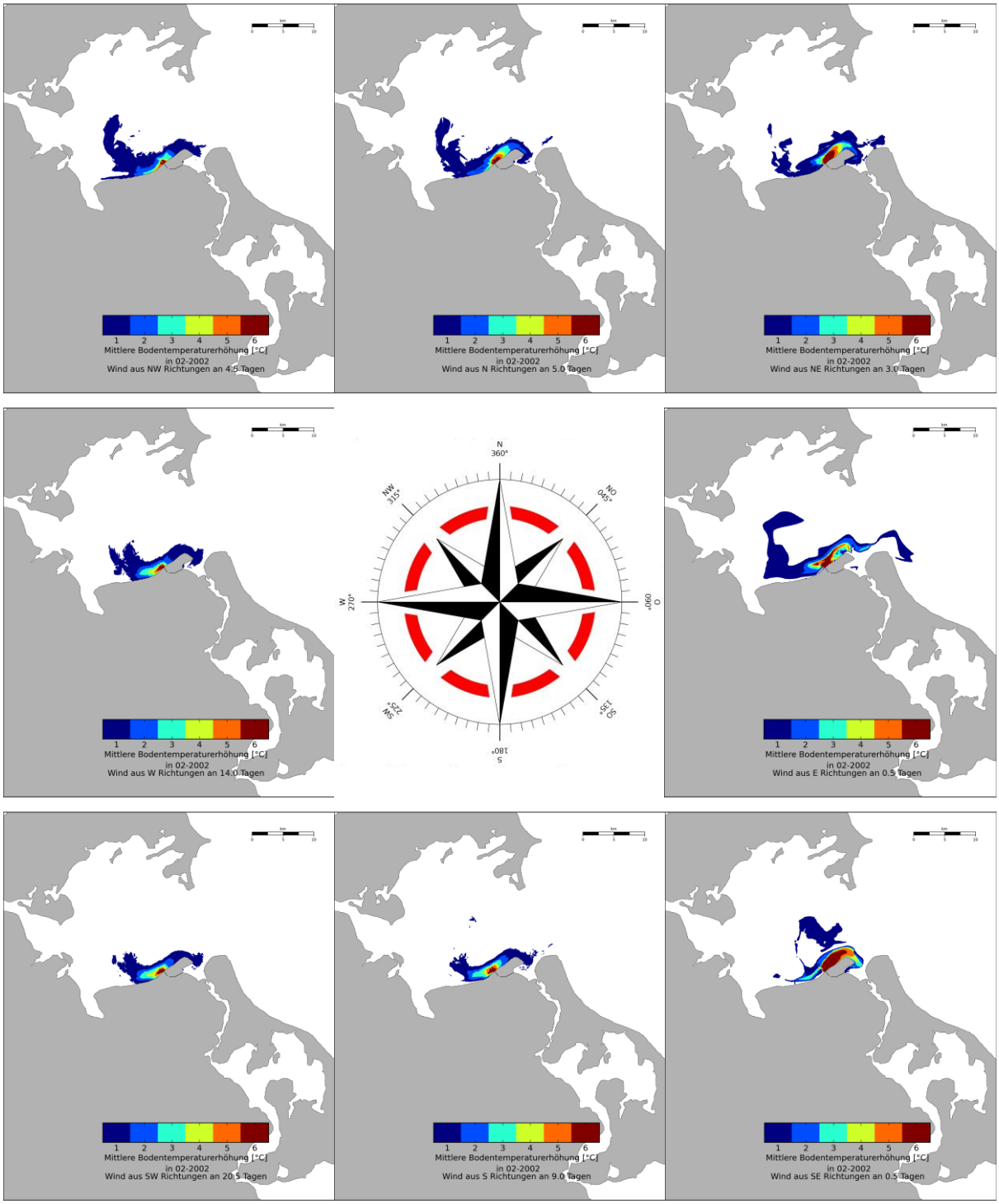


Abb. B.82: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Februar 2002.

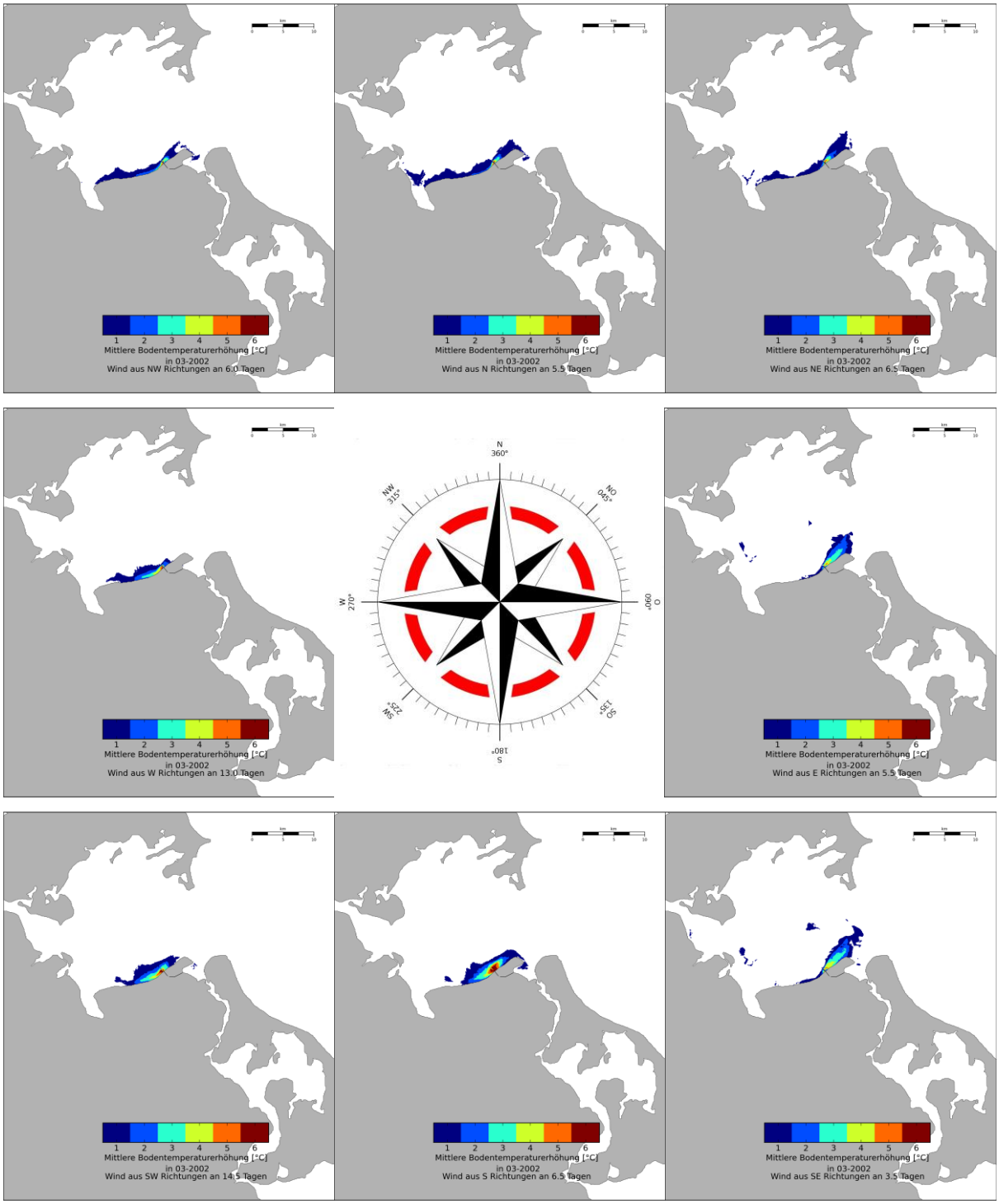


Abb. B.83: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat März 2002.

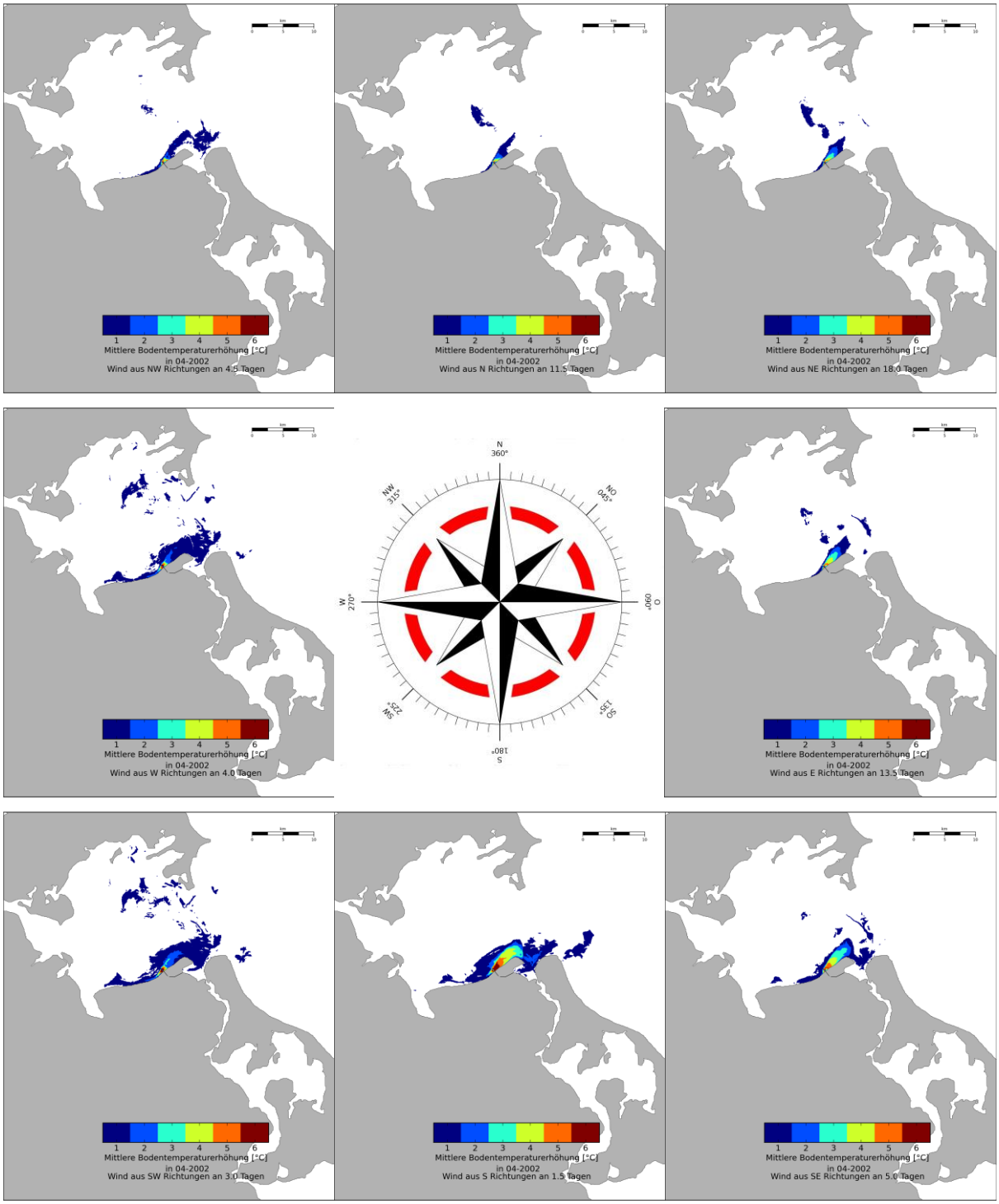


Abb. B.84: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat April 2002.

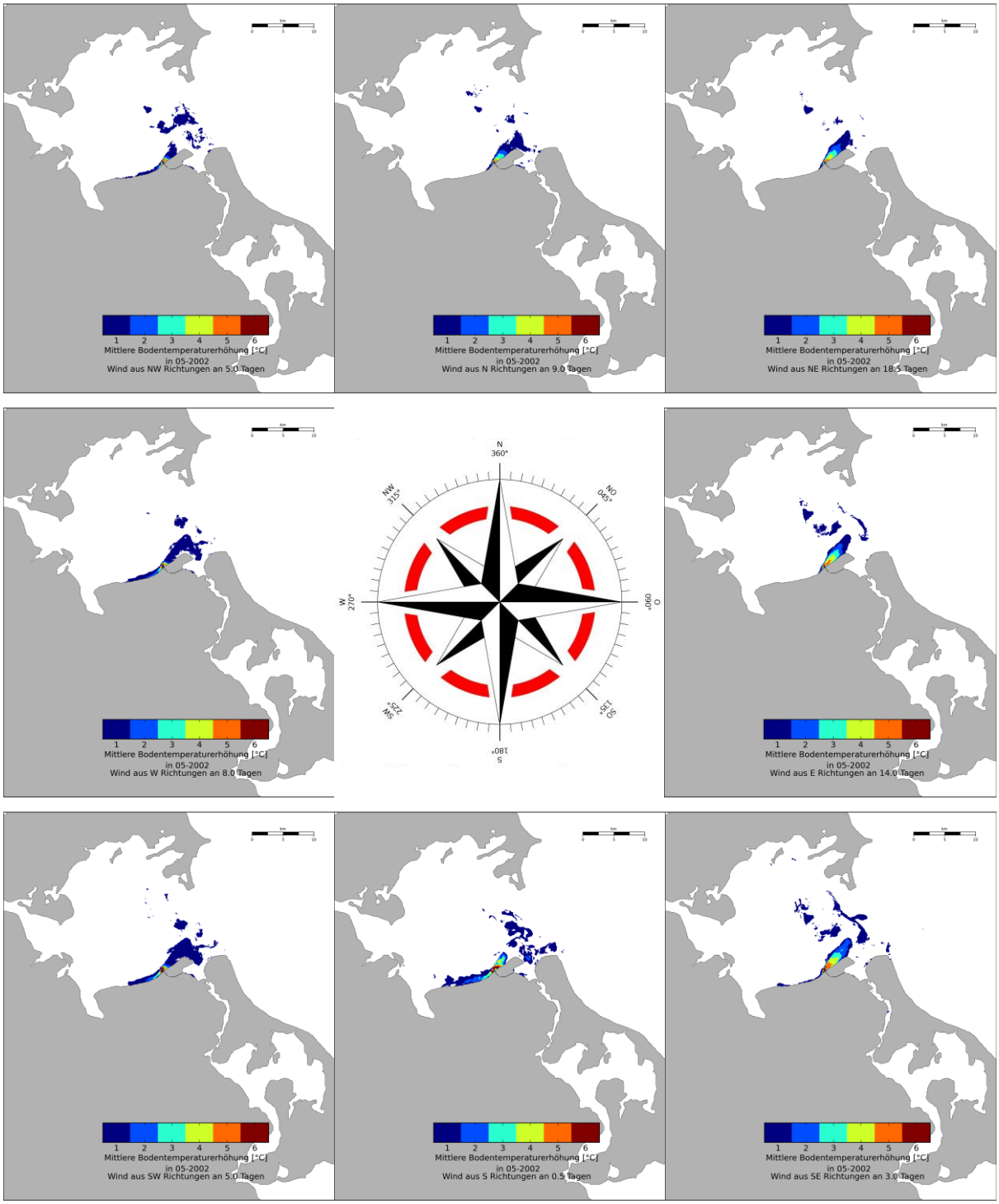


Abb. B.85: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Mai 2002.

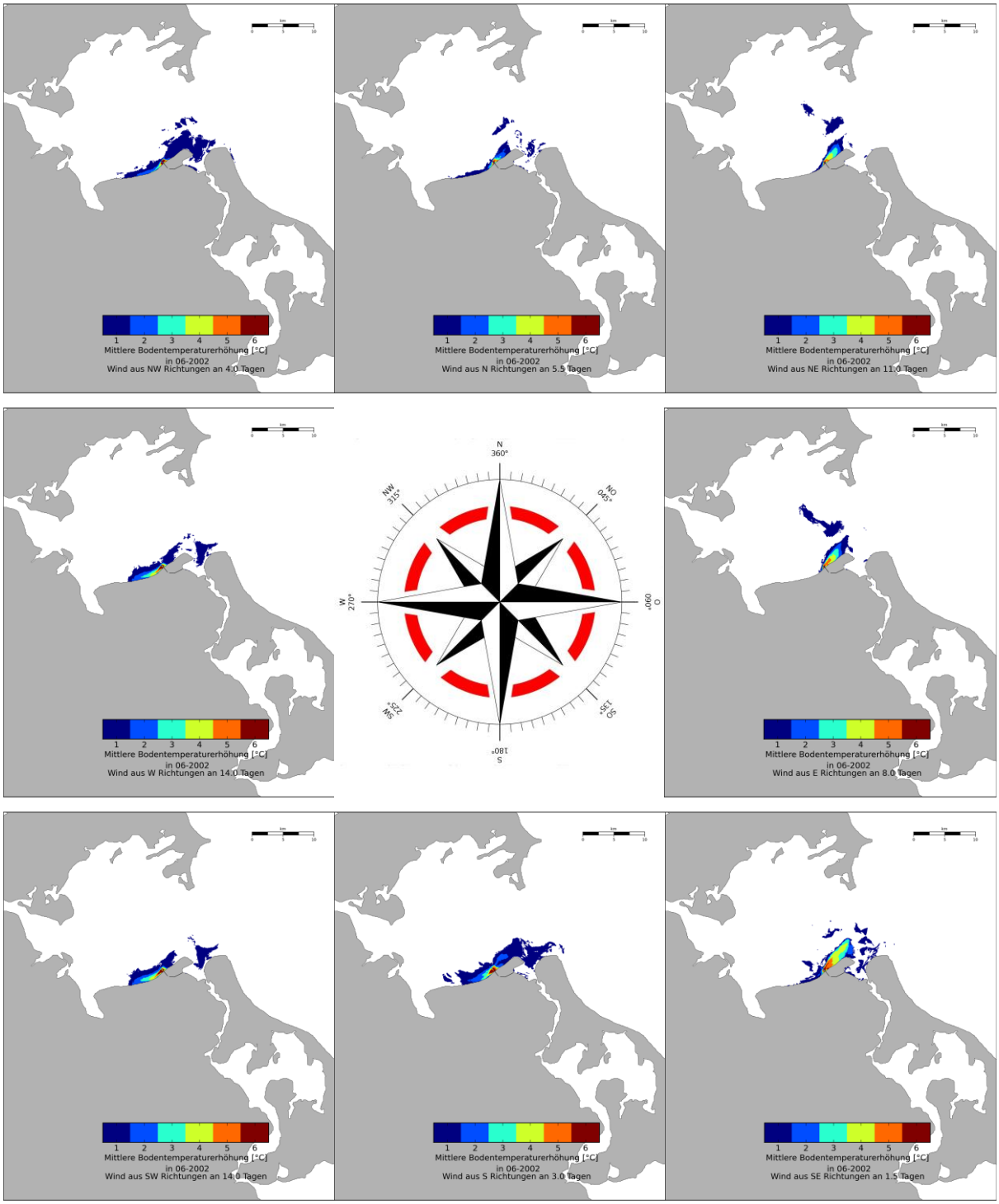


Abb. B.86: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung im Monat Juni 2002.

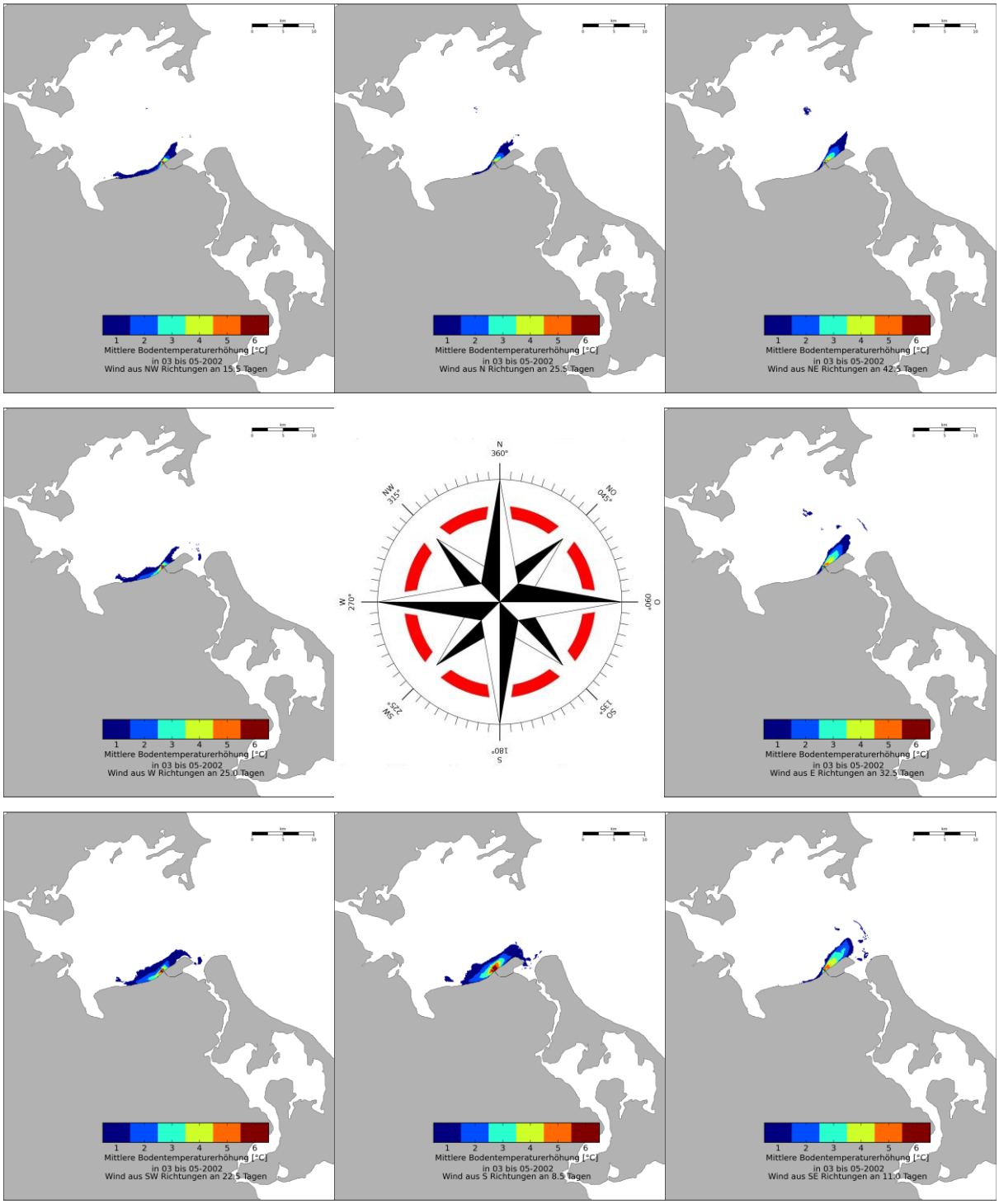


Abb. B.87: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung für die Monate März bis Mai 2002.

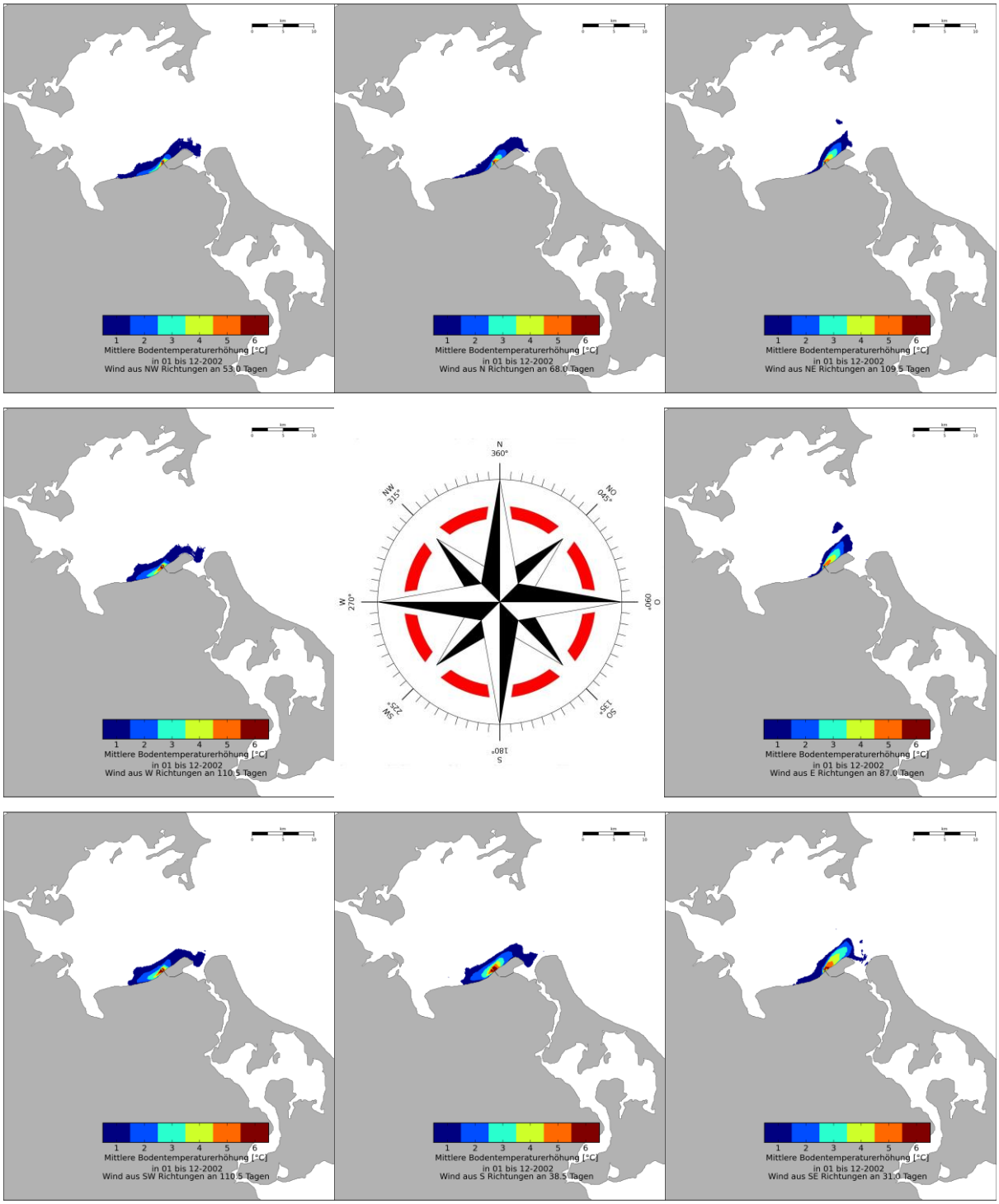


Abb. B.88: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die mittlere Erwärmung des Bodenwassers aufgeschlüsselt nach Windrichtung für das Jahr 2002.

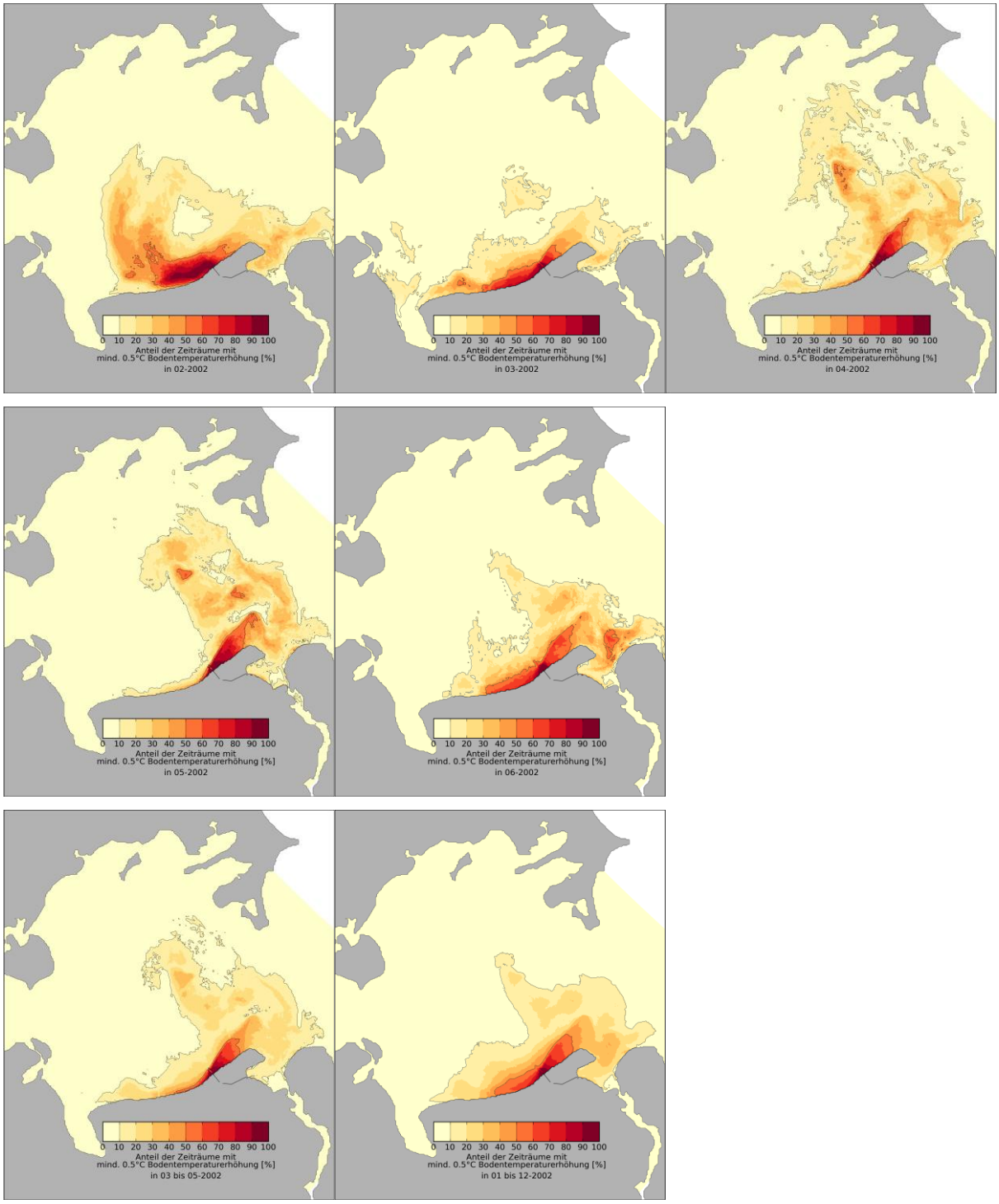


Abb. B.89: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Der zeitliche Anteil der Perioden, in denen die Bodentemperatur um mindestens 0,5K durch das Kühlwasser erwärmt wurde, bezogen auf die verschiedenen Zeiträume 2002.

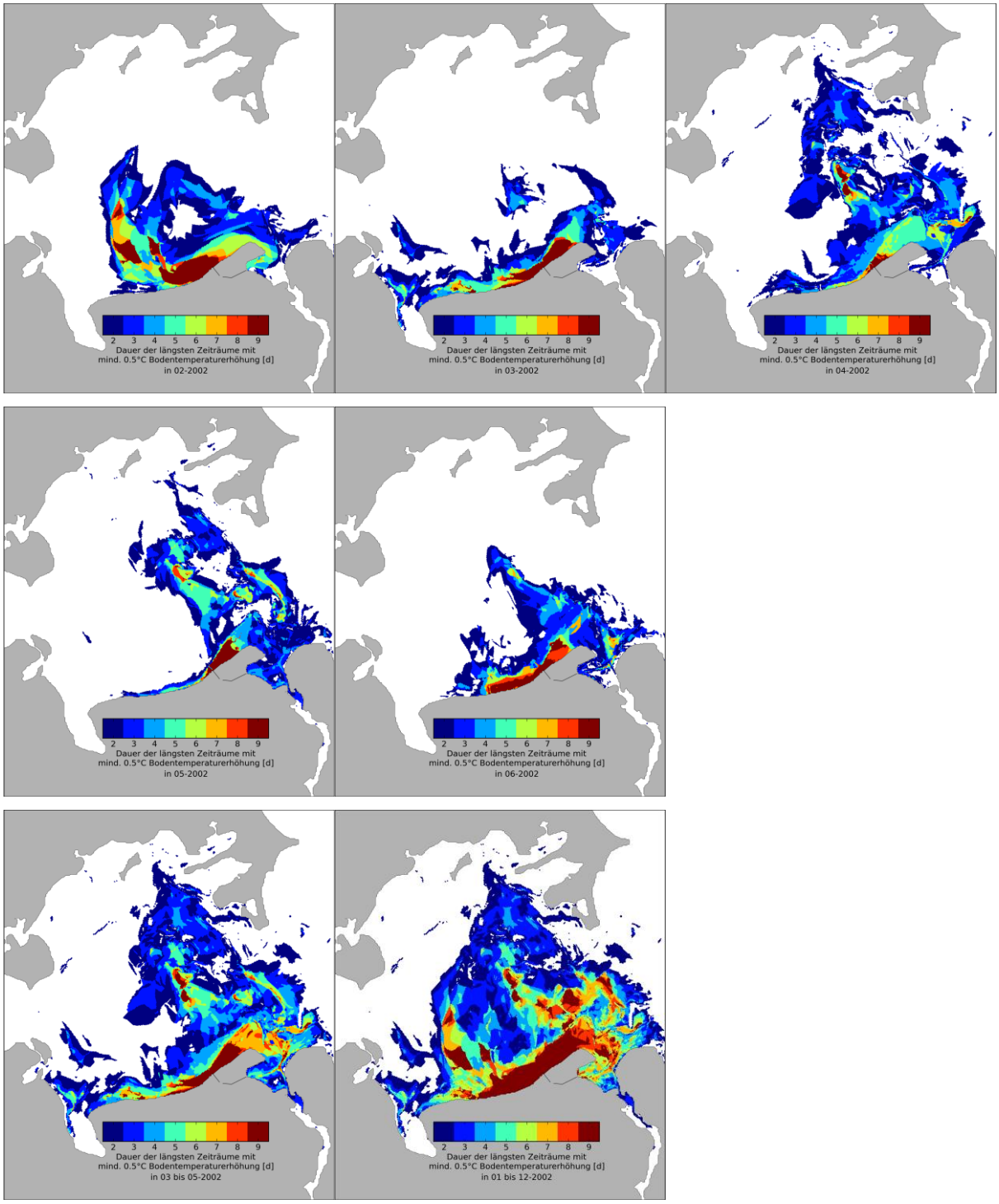


Abb. B.90: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Dauer der Perioden, in denen die Bodentemperatur um mindestens 0,5K durch das Kühlwasser erwärmt wurde, bezogen auf die verschiedenen Zeiträume 2002.

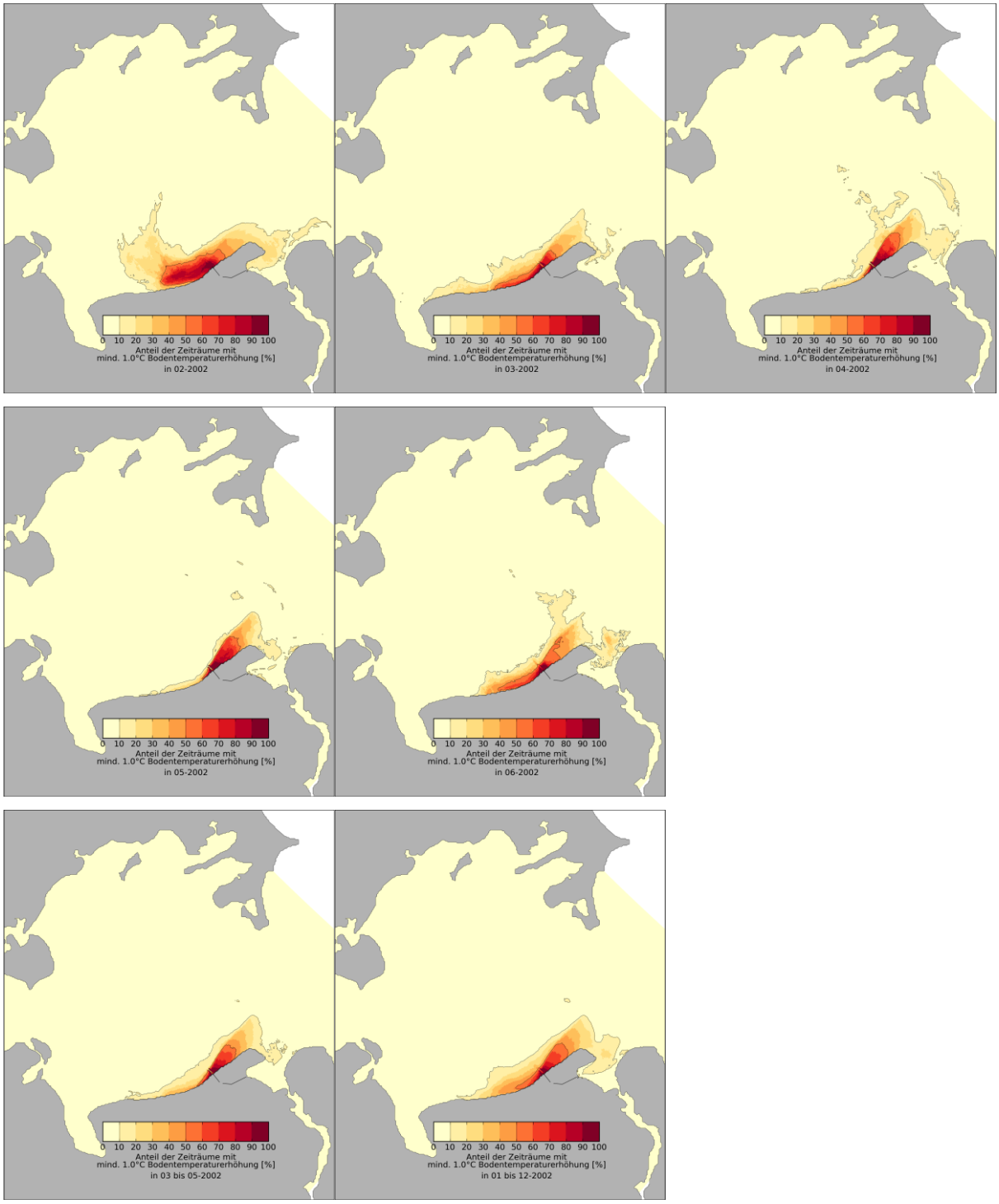


Abb. B.91: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Der zeitliche Anteil der Perioden, in denen die Bodentemperatur um mindestens 1,0K durch das Kühlwasser erwärmt wurde, bezogen auf die verschiedenen Zeiträume 2002.

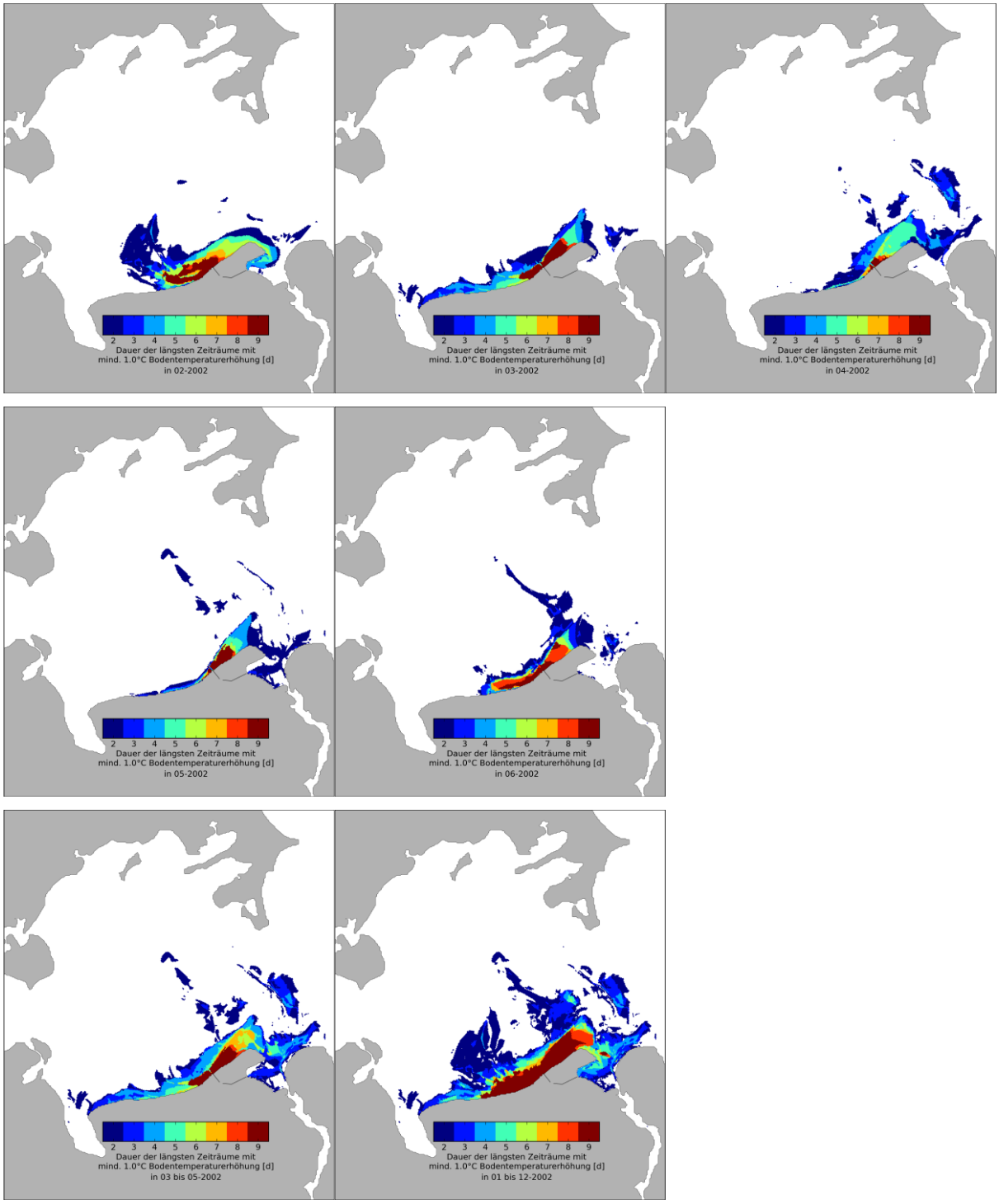


Abb. B.92: Simulation des Kühlwassereinflusses des geplanten Kraftwerkes für den Greifswalder Bodden. Die maximale Dauer der Perioden, in denen die Bodentemperatur um mindestens 1,0K durch das Kühlwasser erwärmt wurde, bezogen auf die verschiedenen Zeiträume 2002.

C Analyse der potentiellen Auswirkung verschiedener durch die Abwassereinleitung verursachter Stressoren auf die Produktivität des Heringsbestandes (Literaturstudie)

C.1 Grundlage der Literaturstudie

Dieser Abschnitt des Gutachtens befasst sich mit der in der Literatur beschriebenen Wirkung von Stressoren auf die Fortpflanzung von Heringen, weil diese Phase in den vorangegangenen Abschnitten als potentiell besonders beeinflusst von der Einleitung des geplanten Kraftwerks identifiziert wurde. Bewertungen der Bedeutung von Stressoren finden sich nur dann, wenn sie in den Literaturstellen vorgenommen wurden; eine zusammenfassende Betrachtung der Funde unter Einbeziehung eigener Daten und die abschließende Bewertung sind im folgenden Abschnitt D zu finden.

Abgrenzung und Klassifizierung der verwendeten Quellen. Die Literaturstudie verwendete neben wissenschaftlicher Literatur, die in begutachteten Fachzeitschriften veröffentlicht wurde, auch Publikationen der sogenannten "grauen Literatur", die nicht oder nur in begrenztem Umfang einem gutachterlichen Prozess ("*peer review*") unterworfen waren.

Diese "Graue Literatur" enthält eine Vielzahl wichtiger Primärdaten. Zur „Grauen Literatur“ gehören auch Habilitationen, Dissertationen, Diplomarbeiten und Berichte, die von Universitäten und Forschungsinstitutionen zur Dokumentation wissenschaftlicher Daten verfasst wurden. Ebenfalls einbezogen wurden die Arbeitsgruppendokumente von zwischenstaatlichen Organisationen, insbesondere die jährlich kompilierten "*working documents*" des Internationalen Rates für Meeresforschung (*International Council for the Exploration of the Sea*, ICES) in Kopenhagen. Verwendet wurden auch Informationen, die in den letzten Monaten durch Berechnungen und Bewertungen in anderen Gutachten zum geplanten Kraftwerksbau gesammelt wurden.

Auswahl der abgedeckten Zeitspanne. In der vorliegenden Literaturstudie wurden 186 Publikationen und wissenschaftliche Quellen aus den zurückliegenden 100 Jahren verwendet, in denen relevante Informationen zu möglichen Auswirkung verschiedener Stressoren auf die Produktivität des Heringsbestandes enthalten sind. Diese Zeitspanne ergab sich aus der Tatsache, dass Mitte der zwanziger Jahre des 20. Jahrhunderts Fischereiwissenschaftler aus Dänemark, Deutschland und Schweden eine langfristige gemeinsame Forschung zum Wachstum und zur Reproduktion des Herings in der westlichen Ostsee etablierten (Poulsen 1936). Die ersten Publikationen dieser Forschung markieren auch den Beginn der

systematischen Erforschung an der Heringspopulation, welche den Greifwalder Bodden für ihr Laichgeschäft nutzt.

Tab. C.1 gibt eine Übersicht über die zeitliche Verteilung der verwendeten wissenschaftlichen Quellen. Ein wesentlicher Teil der Publikationen entstand in den 1980er Jahren, nachdem 1975 der Wissenschaftsbereich Fischereibiologie an der Universität Rostock und das Institut für Hochseefischerei und Fischverarbeitung Rostock-Marienehe im Rahmen eines "Staatsplanthemas" mit gemeinsamen Forschungsarbeiten am sogenannten "Rügenschen Frühjahrshering" (RFH) beauftragt wurden (Scabell 1988).

Schon 1977 begannen Biester et al. (1978) damit, Untersuchung der Heringslarven im Greifswalder Bodden jedes Jahr in der Hauptlaichsaison im Rahmen von wöchentlichen Beprobungen des Ichthyoplanktons auf einem festen Netz von mehr als 20 Stationen durchzuführen (Klenz 2005). Diese biologische Langzeitreihe wird seit einigen Jahren vom Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ostseefischerei, unter der Bezeichnung Rügen-Heringslarvensurvey (RHLS) fortgeführt (Kap. B.3.1). In den Jahren 1984 – 1987 wurde außerdem an ausgewählten Laichplätzen im Greifswalder Bodden durch Forschungstaucher die räumliche und zeitliche Nutzung der Substrate sowie der Verlauf der Laichsaison exemplarisch untersucht (Scabell 1988).

Tab. C.1: Anzahl der verwendeten Publikationen aus den letzten 90 Jahren

Dekade	Anzahl Referenzen
1910 - 1919	1
1920 - 1929	4
1930 - 1939	6
1940 - 1949	2
1950 - 1959	9
1960 - 1969	15
1970 - 1979	24
1980 - 1989	54
1990 - 1999	26
2000 - 2009	45
∑: 1910 - 2009	186

Geographische Abgrenzung der einbezogenen Meeresgebiete. Die Mehrzahl der im Teil C vorgestellten Ergebnisse wurde an Heringen aus der westlichen Ostsee gewonnen, die sich genetisch von Heringen der zentralen und östlich Ostsee unterscheiden (Jorgensen et al. 2005). Die in diesem Meeresgebiet im Frühjahr laichenden Heringe der Art *Clupea harengus* L. werden als Frühjahrslaicher der Westlichen Ostsee (*Western Baltic Spring Spawners*) bezeichnet (Abb. C.1). Zusammen mit 12 anderen Teilgruppen zählen sie zu den Heringen des Nordöstlichen Atlantik.

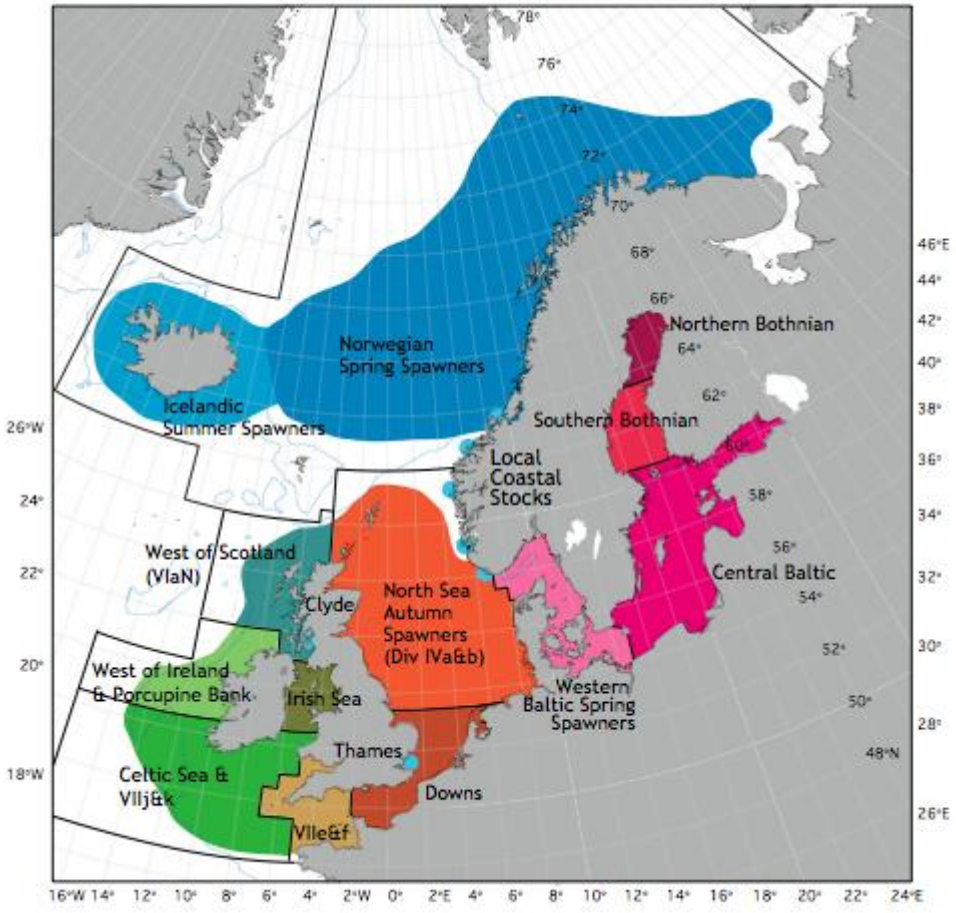


Abb. C.1: Die wichtigsten Heringspopulationen innerhalb der Bestandsgruppe des Nordatlantischen Herings. Die im Frühjahr im Greifswalder Bodden laichenden Heringe gehören zu den "*Western Baltic Spring Spawners*". Abbildung Zimmermann, vTI-OSF, 2001.

Einbezogen wurden auch experimentelle und ökologische Untersuchungen an Heringen anderer Meeresgebiete, zumal die ontogenetischen Parameter innerhalb der gleichen Art durchaus vergleichbar sind. In Ausnahmefällen wurden auch Ergebnisse der pazifischen Schwesterart (*Clupea pallasii* L.) des atlantischen Herings verwendet.
Eine Übersicht über den proportionalen Anteil der verschiedenen Heringspopulationen an den hier vorgestellten Publikationen gibt Tab. C.2. Da bei einigen Veröffentlichungen, die z.B. vergleichenden Charakter haben, mehr als eine Heringspopulation untersucht wurde, sind Mehrfachnennungen von Meeresgebieten möglich und wurden bei den prozentualen Angaben zur geographischen Gewichtung berücksichtigt.

Tab. C.2: Geographische Gewichtung der verwendeten Publikationen

Herkunft des untersuchten Heringspopulationen bzw. Herkunft des biologischen Materials	Publikationen [n]	Gebiete addiert
Heringe/Organismen nur aus dem Greifswalder Bodden	47	27,0 %
Heringe/Organismen nur aus der westlichen Ostsee	46	53,4 %
Heringe/Organismen aus der Ostsee insgesamt	36	74,1 %
Heringe/Organismen aus dem Nordostatlantik und Nebenmeeren	34	93,7 %
Heringe/Organismen aus allen Meeresgebieten	11	100 %

C.2 Biologie und Ökologie der Heringsreproduktion

In Abschnitt A.3.3.1 wurde auf die wesentlichen Elemente der Biologie des Herings der westlichen Ostsee, dessen Management und Fischerei eingegangen, um die überregionale Bedeutung des Greifswalder Boddens für die nationale und internationale Heringsfischerei zu belegen. Im Folgenden werden einzelne Aspekte der Ökologie und vor allem der verschiedenen Phasen der Heringsreproduktion näher betrachtet, um eine Basis für die Bewertung des potentiellen Einflusses der aus der Kühlwassereinleitung resultierenden Stressoren zu geben.

C.2.1 Wanderungen des Frühjahrslaichenden Herings

Der Hering (*Clupea harengus* L.) gehört seit dem Mittelalter zu einem der wichtigsten Nutzfische des Ostseeraumes (Jagow 1915, Meyer 1943). Die Heringe im Ostseeraum werden je nach Modus ihrer Reproduktion als "Frühjahrslaicher" oder "Herbstlaicher" bezeichnet (Biester 1979, Klinkhardt & Reschke 1980). Die im Herbst laichenden Heringe waren in der 1. Hälfte des 19. Jahrhunderts von großer ökonomischer Bedeutung (Poulsen 1936, Anwand 1962), ihr Bestand und die damit verbundene Laichaktivität ist seit den 70er-Jahren aber stark zurückgegangen (Rechlin 2000). In finnischen Gewässern scheint der Beginn des Laichgeschäftes vor allem vom Ernährungszustand zu Beginn des Winters abzuhängen (Rajasilta 1992, Rajasilta et al. 1992, Rajasilta et al. 1996).

In den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern werden vor allem Tiere gefangen, die als "Frühjahrslaicher der westlichen Ostsee" bezeichnet werden. Die Heringe, die sich alljährlich zum Laichen im Greifswalder Bodden einfinden, werden als Rügensche Frühjahrslaicher" charakterisiert. Die im Greifswalder Bodden und rund um Rügen laichenden Heringe lassen sich dabei genetisch von anderen Heringspopulationen der westlichen Ostsee abgrenzen (Jorgensen 2005).

Über den Greifswalder Bodden, die Fischerei und seine Rolle als Rückzugsgebiet für laichbereite Heringe, finden sich Angaben bei Weber (1971), Brielmann (1985) und Gröhsler (2003). Klinkhardt & Reschke 1984 schreiben:

> Der Bodden wird als Teilbecken der Ostsee von den dort herrschenden hydrographischen Bedingungen maßgeblich beeinflusst. Trotzdem stellt die Wasserdynamik keine bloße Übertragung der Ostseeverhältnisse dar, weil die schmalen Verbindungen durch den Strelasund und die Schwelle im Osten einen zügigen Wasserdurchsatz zumindest verlangsamen. Daraus resultiert eine längere

Verweildauer des Wassers im Bodden und das Entstehen eigener, charakteristische Merkmale in der Ozeanographie.

Laichbereiche adulte Heringe wandern hauptsächlich zwischen Januar und April in den Greifswalder Bodden ein (vergl. Abschnitt A.3.3.1), der in dieser Jahreszeit eine sehr variable Wassertemperatur zeigt. Die ersten Gruppen laichbereiter Tiere sind im Mittel älter und größer als Tiere, die im weiteren Verlauf der Laichsaison einwandern (Biester et al. 1978). Der Hauptteil der Heringe schwimmt vom Osten her über die Boddenschwelle ein; vereinzelt wandern laichbereite Tiere auch durch den Strelasund in den Greifswalder Bodden. Milde und eisfreie Winter haben einen frühen Start der Fortpflanzungsperiode zur Folge (Scabell 1988), erste Massenauftreten von Larven werden im März festgestellt (Brielmann 1981). Das Schlüsselereignis für den Beginn und den weiteren Verlauf der Laichsaison im Greifswalder Bodden sieht der Autor in der Temperatur der westlichen und zentralen Ostsee.
Zu Beginn der Laichsaison finden sich mehr adulte Weibchen als adulte Männchen am Laichort ein; mit dem Fortschreiten der Laichzeit kommt es zu einem Ausgleich zwischen der relativen Stärke der Geschlechter. Am Ende der Laichzeit 1977 war ein höherer Anteil männlicher Tiere ersichtlich (Biester et al.1978).
Frühjahrsheringe werden ungefähr im Alter 2 geschlechtsreif, wenn sie durchschnittlich 17,9cm lang sind (Anwand 1962). Durch die Markierung von 17 000 adulten Heringen konnten Biester et al. (1978) zeigen, dass in den ersten 2 Tagen nach dem Fang zahlreiche Wiederfänge auftreten, aber relativ wenige Wiederfänge von Heringen im gleichen Gebiet ins Netz gehen, wenn ihre Markierung eine Woche oder länger zurückliegt. Daraus lässt sich ableiten, dass sich laichbereite Heringe nur kurze Zeit im Laichgebiet aufhalten und nach erfolgtem Laichen innerhalb weniger Tage in die Ostsee abwandern. Dabei ist die Abwanderung in westliche Richtung über den Strelasund von geringerer Bedeutung.

C.2.2 Substratwahl und Laichmodus

Die frühe Lebensgeschichte des Rügenschen Frühjahrslaichers findet in küstennahen Brackwassergebieten statt. Dies dürfte erhebliche physiologische Auswirkungen auf die Reproduktion haben (Klinkhardt 1986). Wie in Abschnitt A.3.3.1 diskutiert, müssen für die Wahl dieses Laichplatzes Vorteile bestehen, die diese offensichtlichen Nachteile ausgleichen. Heringe legen ihre Eier nicht (pelagisch) in den freien Wasserkörper, sondern heften sie in Bodennähe (demersal) an Substrate. Die Ablage demersaler Eier ist nach Klinkhardt (1986) mit folgenden Nachteilen behaftet:

a. Durch die Ortsgebundenheit der Eier sind demersale Eier allen Schwankungen abiotischer Parameter ausgesetzt, und können nicht wie pelagische Eier innerhalb gewisser Grenzen durch ein dichteabhängiges Schwebevermögen Schwankungen von Temperatur oder Salzgehalt im Wasserkörper "kompensatorisch" folgen.
b. Die Bindung an bestimmte Substrattypen schafft bei demersalen Eiern eine besondere Abhängigkeit von bestimmten Pflanzenarten, da bereits eine Veränderung des Untergrundes, z. B. durch Euthropierungsprozesse, negative Auswirkungen auf die Entwicklung von Laich und Larven haben kann.
c. Mögliche Regulationsmechanismen gegenüber ungünstigen Umweltfaktoren sind auf der frühen Stufe der Individualentwicklung noch nicht genügend ausgebildet.

Es kann spekuliert werden, dass dieser Laichmodus bei allen erkennbaren Nachteilen Vorteile gegenüber einer pelagischen Eiablage hat. Am plausibelsten erscheint, dass Heringe auf das Vorhandensein von Retentionsgebieten angewiesen sind (vergl. Illes & Sinclair 1982). Dies bedeutet aber auch, dass die Verfügbarkeit geeigneter Laichplätze offenbar begrenzt ist und die Möglichkeit eines Ausweichens laichender Heringe auf andere Laichplätze unter ungünstigen Bedingungen eher unwahrscheinlich ist. Direkte Auswirkungen auch lokaler anthropogener Veränderungen der Bedingungen auf dem Laichplatz auf den Laicherfolg können daher durch den Hering kaum kompensiert werden und müssen soweit möglich quantifiziert werden.
Scabell (1984) weist darauf hin, dass die Nährstoffbelastung aus der Landwirtschaft und der Seetransportweg mit der Ansteuerung Stralsund sowie großräumige Erschließungen zu Erholungszwecken zu Veränderungen im Phytalbestand geführt haben. Auswirkungen der Euthrophierung im Greifswalder Bodden auf Uferpflanzen und Fischbestand werden von Krisch (1989) und Winkler (1989) geschildert.

C.2.3 Fruchtbarkeit

Die Anzahl der Eier pro laichbereiten Hering beträgt etwa 20 000 – 120 000 Stück. Die Anzahl der Eier ist geographischen und saisonalen Einflüssen unterworfen (Hempel 1971) und verändert sich regelhaft mit der Körpergröße (Kändler & Dutt 1958). Heringe, die im Herbst laichen, weisen eine höhere Zahl an Eiern auf als Heringe, die im Frühjahr laichen (Kändler & Dutt 1958). Die Anzahl der gefundenen Eier bei Heringen aus dem Greifswalder Bodden liegt – je nach Größe der Tiere – zwischen 11 000 und 80 000 (Anwand 1962).
In allen untersuchten Heringspopulationen aus Nord- und Ostsee machen die Gonaden bei laichbereiten Heringen mit zunehmender Größe des Tieres einen relativ größeren Anteil des Körpergewichtes aus. Die Fruchtbarkeit steigt mit zunehmender Körpergröße der Tiere an, d. h. größere Tiere produzieren mehr Eier und größere Eier als kleine Tiere (Puttler 1972). In der Ostsee haben größere Heringe mit 22 – 23 % Anteil der Eier am Körpergewicht eine wesentlich höhere Fruchtbarkeit gegenüber erstmals laichenden Ostseeheringen, bei denen die Eier nur 12 – 13 % der Körpermasse ausmachen (Kändler & Dutt 1958) Gleichzeitig bedeutet die höhere Fruchtbarkeit eine höhere physiologische Belastung für größere Heringe.
Die Laichsaison ist auch für die Fruchtbarkeit von Bedeutung. Laut Puttler (1972) besteht eine hochsignifikante positive Korrelation zwischen der Eigröße und der Länge bzw. dem Gewicht der Mutter, d. h. große Elterntiere laichen großvolumige Eier. Der Fettgehalt der Mutter zeigt dagegen keinen Einfluss auf die Eigröße (Puttler 1972).
Versuche mit künstlichem Laichsubstrat (Netzen) erbrachten den Nachweis, dass Heringsweibchen im direkten Kontakt mit dem Substrat während der Laichablage stehen Scabell und Jönssen (1984). Den Laichakt von Heringen der östlichen Ostsee beschreibt Aneer et al. (1983). Unterschreitet die Dichte der Spermien den Wert von 10 Millionen Spermien, sinkt der Befruchtungserfolg (Rosenthal et al. 1988).

C.2.4 Laichzeitpunkt

Im Frühjahr treffen zuerst schnellwüchsige Tiere einer Altersklasse auf dem Laichplatz ein (Puttler 1972). Sind Tiere aus unterschiedlichen Jahrgängen gleich groß, so erscheinen die um ein Jahr älteren Tiere ca. 14 Tage früher auf dem Laichplatz. Fuchs (1985) unterscheidet zwei Typen der Belaichung. Der häufigste Belaichungstyp ist die "Hauptbelaichung", die von kleineren Laichablagen angekündigt oder gefolgt wird. Dem zweiten Typ fehlt dieser zentrale Schwerpunkt.

Bemerkenswert ist, dass Tiere, die als Erste am Laichplatz eintreffen, über mehr und größere Eier verfügen als kleinwüchsige Heringe, die später am Laichplatz eintreffen. Durch Klinkhardt (1986) konnte in den Jahren 1982 und 1983 nachgewiesen werden, dass die stärksten Laichablagen jeweils am Anfang der Laichsaison stattfanden und die geringste Sterblichkeit besaßen. Die Größe der Eier nimmt im Saisonverlauf ab, ihr Durchmesser schrumpft von 1,4 mm im April auf 1,3 mm im Juni (Scabell 1988). Die Mortalität der Eier und das Ausmaß der Sterblichkeit der Fischlarven zum Zeitpunkt des Schlupfes nimmt im Verlauf einer Laichsaison zu (Rajasilta et al. 2006).

Große Eier haben absolut und relativ mehr Dotter als kleine Eier (Puttler 1972), ihnen entschlüpfen besser versorgte Larven. Zudem kann der Dotter bei einer niedrigen Umgebungstemperatur besser ausgenutzt werden, d. h. es wird mehr Dottersubstanz in somatische Substanz überführt, je länger die Larve im Ei verbleibt. Während des frühen Wachstums wird etwa die Hälfte des ursprünglich vorhandenen Dotters in somatische Substanz umgesetzt, die andere Hälfte dient dem Erhaltungsstoffwechsel. Vor dem Schlüpfen wird etwa 50 % der ursprünglich vorhandenen Dottermasse verbraucht, dabei wird nur 1/3 für den Erhaltungsstoffwechsel benötigt.

Nach dem Schlüpfen steigt die relative Menge an Dotter, die für den Erhalt des Stoffwechsels benötigt wird, rasch an. Bei Inkubationsversuchen bei Temperaturen von 9°C bis 12°C ist der verbleibende Dotter nach 5 – 6 Tagen vollkommen aufgebraucht, zum Schlupfzeitpunkt hatten die Larven bereits 80 % ihres Dotters aufgezehrt (Puttler 1972). Kleine Eier, die später im Jahr bei höheren Temperaturen gelaicht werden, haben weniger Dotter. Der Anteil des Chorions, dessen Substanz um 30 % weniger Energie enthält als die Dottersubstanz, ist bei kleinen Eiern größer (Puttler 1972). Aus größeren Eiern schlüpfen größere Larven mit größerem Dottersackvorrat, die weniger durch Verhungern weniger gefährdet sind und bessere Überlebenschancen haben.

C.2.5 Potentielle natürliche Schädigungen des Laiches

Tauchuntersuchungen zeigen, dass Heringe ihre Eier häufig an den apikalen Anteilen von Wasserpflanzen wie *Furcellaria* ablegen, wo sie bei Wellengang miteinander verkleben können (Klinkhardt & Biester 1984). Verklebungen von Laich in Klumpen oder mehrlagigen Schichten können zu Sauerstoffarmut in tieferen Laichschichten und zum Absterben von Heringseiern führen. So wurde im Mai 1979 westlich der Insel Ruden am Eingang zum Greifswalder Bodden Heringslaich untersucht, der auf Reusen bis zu 20 Schichten dicke Klumpen bildete. Er wies in einer Tiefe von 5 m 21 % tote Eier und 8 % missgebildeter Larven auf. Mehrfachbelaichungen wurden bei Frühjahrslaichern immer wieder beobachtet (Klinkhardt & Biester 1985). Scabell (1988) fand Mehrfachbelaichungen bei 5,4 % aller von ihm untersuchten Feldproben.

Die Entwicklung der Heringsembryonen kann sich in Abhängigkeit von der Position des Eies im Klumpen sehr differenziert darstellen. Die erneute Nutzung bereits belaichter Substrate für die Eiablage führt zu einem "Überlaichen" der schon früher abgelaichten Eier, die schon höheren embryogenetischen Entwicklungsstand aufweisen, und beeinflusst deren weitere Entwicklung negativ. Die unter O2-Mangel langsam erstickenden bzw. wegen unzureichender Entsorgung von Exkreten sich vergiftenden Keime bleiben erst hinter dem Entwicklungsstadium der besser situierten Eier zurück und sterben dann ab (Klinkhardt & Biester 1985). Auch Missbildungen können auf diese Art und Weise entstehen.

Umweltbedingungen, die für die Eier in dünnschichtigem Laich ausgezeichnete Entwicklungs-möglichkeiten bieten, können für das ungünstig in der Tiefe eines Klumpens positionierte Ei unzureichend sein. Zum einem ist der Stoffwechsel tief liegender Eier mit der Umgebung unter ungünstigen Bedingungen stark eingeschränkt (mangelnde O_2-Versorgung, reduzierte Entsorgung von Stoffwechselprodukten, vergl. Abb. C.2), zum anderen bildet sich durch die Verklebung der Heringseier und ihren hohen Eiinnendruck eine recht kompakte akzessorische Deckschicht, die von den schlüpfenden Larven der zuunterst positionierten und weiterentwickelten Eier oftmals nicht durchbrochen werden kann (Klinkhardt & Biester 1985).

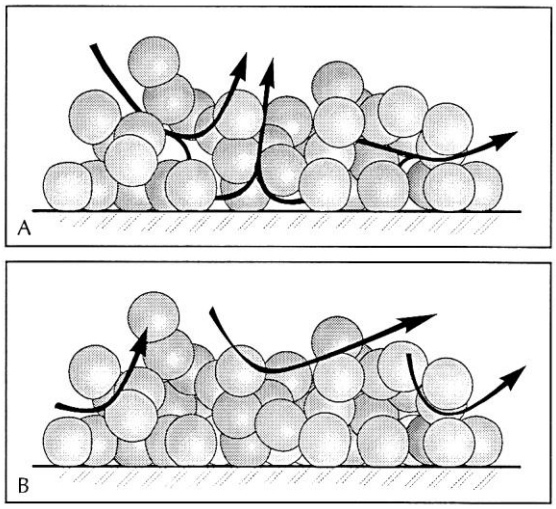


Abb. C.2: Schema über die Durchlüftung mehrlagigen Heringslaiches. (A) Bei lockerer Anordnung können auch die Eier im Inneren des Laiches mit Sauerstoff versorgt werden. (B) Bei kompakten Eilagen ist die Sauerstoffaufnahme der unteren Eier stark behindert, es kommt zu einer erhöhten Sterblichkeit. Aus Klinkhardt (1996).

Schon schwacher Wind und geringe Wellenbewegungen können frisches Wasser an den abgelegten Laich bringen, den Laichvorgang unterstützen und damit Larvenschlupf induzieren (Scabell 1988). Mäßiger Wind kann der Auslöser für hohe Abundanzen frisch geschlüpfter Larven sein. Zu starker Wind schädigt dagegen den Laich zumindest im Flachwasser (Hourston & Rosenthal 1976). Ab einer Windstärke von 4 Beaufort kommt es in Wassertiefen bis 2,5 m zu Turbulenzen, die eine mechanische Beschädigung der Eihüllen induzieren können. Windstärken ab 8 Beaufort führen zu Wasserbewegungen bis in 6 m Tiefe und zu Sturmverlusten im gesamten Laichsubstrat.

Mortalität des Laichs. Klinkhardt (1986) weist darauf hin, dass der Anteil an toten Eiern – ungeachtet aller Variabilität im Verlauf der jeweiligen Laichsaison – in den Jahren 1987 und 1988 relativ konstant bei 33 % lag. Er schlussfolgert:

> "Somit zeigt sich, dass trotz der scheinbaren Unterschiede in beiden Jahren die durchschnittliche Überlebensrate der Eier annähernd gleich war und für das Gesamtschlussergebnis in erster Linie die Anzahl der abgelaichten Eier entscheidend gewesen sein dürften. Insgesamt gesehen stehen die abiotischen Einflussgrößen in ihrer Bedeutung für das Endresultat des Abschnittes "Eientwicklung" hinter den Einflüssen, die vom biologischen Material, von den Eiern selbst, ausgehen, zurück."

C.2.6 Fressfeinde

Scabell (1988) nennt als typische Predatoren auf Heringslaich Flunder, Barsch, Plötze und Aalmutter. Stichlinge und Eisenten sind Verursacher großer Laichverluste. Der 3-stachlige Stichling tritt ab Wassertemperaturen von 10°C etwa ab Ende April, Anfang Mai in großen Mengen im Bodden auf. Stichlinge können Laichablagen von Heringseiern innerhalb weniger Tage deutlich reduzieren. Scabell (1988) betont, dass im Zeitraum März – April bis zu 100.000 nordische Tauchenten im Greifswalder Bodden anzutreffen sind, von denen 60 % zu den Eisenten (Clangula hyemalis) gehören. Eisenten sind hervorragende Anzeiger neuer Laichschübe und spüren frischen Laich in kürzester Zeit auf. Sie bevorzugen Rotalgen und zupfen mit Vorliebe belaichte Algen der Gattung Polysiphonia aus dem Substratbestand heraus, die meist eine sehr dichte Laichablage zeigen und sich leicht vom Substrat lösen lassen. Die sehr fest sitzenden Thalli von Fucus und Furcellaria werden von Enten im Allgemeinen nicht gelöst.

Scabell (1988) gibt an, dass eine Ente am Tag etwa 800 Tauchgänge schafft und in dieser Zeit eine Fläche von etwa 80 Quadratmetern "bearbeitet". Multipliziert man diese "Tagesleistung" mit der Anzahl der Enten, ergibt sich eine Wasserfläche von bis zu 8 km2, die an einem Tag von allen Enten nach Laich durchstöbert wird. Bei einer 2009 theoretisch maximal mit Laich bedeckter Fläche von ca. 40 Quadratkilometern (unter der hypothetischen Annahme einer 100 %igen Laich-Nutzung der Makrophyten; vergl. Tab. B.13), könnten die vorhandenen Entenvögel rechnerisch in weniger als einer Woche den gesamten Laichvorrat des Greifswalder Boddens durchstöbern. Scabell (1988) berichtet, dass im April 1987 und im April 1988 am Zickerschen Höft im Norden des Greifswalder Boddens Enten innerhalb weniger Tage Laich auf einer Fläche von ca. 15 000 Quadratmeter auffraßen.

Leipe (1985) konnte im Frühjahr Eisentenschwärme nachweisen, die große Mengen Heringslaich zusammen mit Laichsubstrat (Zostera, Furcellaria) entweder im Angespülten oder direkt von der Wasseroberfläche aufnahmen. Allein vor der Küste Lubmins konzentrierten sich im April regelmäßig 20.000 oder mehr Enten (Leipe & Sellin 1983). Auch in anderen Meeresgebieten werden Heringseier während der Laichzeit zur Hauptnahrung von Entenvögeln (Rodway & Cooke 2002).

Aus der Untersuchung von Mageninhalten von Hecht und anderen Süßwasserfischen aus verschiedenen Boddengewässern rund um Rügen ist bekannt, dass im Frühjahr nicht nur Laich, sondern auch adulte Heringe für viele Raubfische eine wichtige Nahrungsquelle darstellen (Winkler 1989). Das Beutespektrum der Hechte (*Esox lucius*) in den Bodden-gewässern weist vor allem Fische mit Längen von 15 – 30 cm auf und umfasst damit vollkommen den Längenbereich laichbereiter Heringe. In den Monaten März und April sind ein Drittel bis die Hälfte aller Beutefische des Hechtes Heringe.

In der Nord- und Ostsee treten Medusen in vielfältiger Beziehung zu Heringslarven und adulten Heringen. Untersuchungen von Möller (1982, 1984) in der Kieler Bucht zeigen, dass die Ohrenqualle *Aurelia aurita* für Heringe einen Konkurrenten um planktische Nahrung darstellt, aber auch Heringslarven frisst. Dies führt zu regelhaften Beziehungen zwischen beiden Arten: Wo viele Quallen sind, können nur wenige Heringslarven festgestellt werden. Die Anzahl der Heringslarven reduziert sich jedes Jahr beachtlich, wenn die Dichte der Quallen einen bestimmten Wert erreicht. In Jahren mit hoher Quallendichte werden relativ wenige Heringslarven gefangen.

C.2.7 Schlupf und Entwicklung der Heringslarven

Die tägliche Wachstumsrate der Larven nach dem Schlüpfen ist bei den meisten Heringsgruppen (Norwegian, Downs, Ostsee-Heringe) ähnlich, und liegt im Mittel bei 0,16mm am Tag. Heringslarven der westlichen Ostsee werden bei höheren Temperaturen schneller groß und wachsen im Durchschnitt täglich um 0,2mm (Weber 1971), Heringe der nord-östlichen Ostsee um 0,18 bis 0,52mm (Hakala et al. 2003). Eine Temperaturerhöhung um 1°C bewirkt eine Zunahme des täglichen Wachstums um durchschnittlich 0,043mm, was einer Beschleunigung um 8 – 24 % bei der Annahme hoher bzw. niedriger Wassertemperaturen entspricht. Mit steigender Temperatur sinkt gleichzeitig die Zeitspanne, die eine Larve mit Hilfe des Dottervorrates überleben kann.

Die Länge der Larven am Ende der Dottersackphase und die Überlebenszeit sind positiv korreliert mit der Größe der Eier (Blaxter & Hempel 1963). Außerdem ist zu beachten, dass die frühjahrslaichenden Heringe der westlichen Ostsee zu einem Bestand zählen, dessen Eier im innerartlichen Vergleich eher klein sind und bei mäßig hohen Temperaturen von 9°C – 12°C selten mehr als 25 Tage Zeit zwischen der Befruchtung und der Notwendigkeit der ersten Nahrungsaufnahme haben. Tatsächlich ist der "*point of no return*" (also der Zeitpunkt, nachdem selbst eine Futtergabe zum Absterben der Larve führt) schon nach ca. 3/4 der Zeit, also nach etwa zwei Wochen, erreicht. Aus Abb. C.3 ergibt sich, dass sich die Überlebenszeit einer Heringslarve nach dem Schlupf ohne Nahrungsaufnahme bei einer Erhöhung der Wassertemperatur um 3°C (von 5°C auf 8°C) von 20 auf 15 Tage verkürzt.

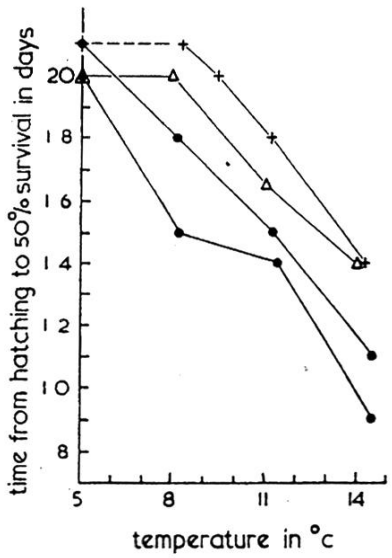


Abb. C.3: Überlebenszeit der Heringlarven bei verschiedenen Wassertemperaturen bis zum "*point of no return*" aus Blaxter & Hempel (1963). Die beiden unteren Kurven wurden an Heringslarven aus der westlichen Ostsee (Kiel) ermittelt.

Puttler (1972) berechnete nach Untersuchungen zur Nutzung des Dottervorrates durch Heringslarven, dass während des Wachstums die Hälfte des ursprünglich vorhandenen Dotters in Larvalsubstanz umgesetzt wird, die andere Hälfte aber dem Erhaltungs-stoffwechsel dient. Dies heißt, dass vor dem Schlüpfen etwa die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Dottermasse verbraucht wird, wobei nur ein Drittel für den Erhaltungs-stoffwechsel benötigt wird. Nach dem Schlüpfen steigt die Menge an Dotter, die für den Erhalt des Stoffwechsels notwendig ist. In der Haltung bei 9°C bis 12°C ist der verbleibende Dotter nach fünf bis sechs Tagen vollkommen aufgebraucht. Demnach sind beim Schlüpfen der Dottersacklarven in einem relativ warmen Wasserkörper von 9°C bis 12°C am Schlupftag schon 80 % des Dotters aufgezehrt und der Zeitraum des möglichen Überlebens bis zur ersten Nahrungsaufnahme geringer als bei niedrigen Temperaturen.
Busch (1993) weist bei Untersuchungen an Heringslarven im Greifswalder Bodden auf folgende ökologische Implikationen des frühen bzw. späten Laichens hin: Larven früher Laichgänge besitzen einen größeren Dottervorrat. Dieser ist von Vorteil; sie sind dadurch niedrigeren Temperaturen länger mit Energiereserven versorgt werden. Sie wachsen in eine zeitlich stetig dichter werdende Zooplanktongemeinschaft hinein, wobei sie den Beutefang üben können, ohne zu Beginn auf eine notwendige Beuteaufnahme angewiesen zu sein. Dagegen wachsen Larven späterer Laichablagen in eine Zooplanktongemeinschaft hinein, deren Abundanzen rasch zurückgehen. Der relativ geringere Dottervorrat und der auf Grund der höheren Temperaturen schnellere Dotteraufbrauch sind für die Larven später Laichgänge nicht unbedingt nachteilig, da sie in höheren Zooplanktondichten zur aktiven Nahrungs-aufnahme übergehen und daher weniger nach Beute suchen müssen. Durch den schnelleren und effektiven Dotteraufbrauch kompensieren sie weitgehend die geringere Schlupfgröße gegenüber Larven früherer Laichgänge. Durch die damit verbundene schnellere Speise-röhrenöffnung gehen sie relativ eher zur aktiven Nahrungsaufnahme über.
Die längere Zehrung des Dottervorrates bei den zuerst gelaichten Larven und die rasche Absorption des Dotters bei Laichschüben, die später im Jahr auftreten, zeigt Abb. C.4.

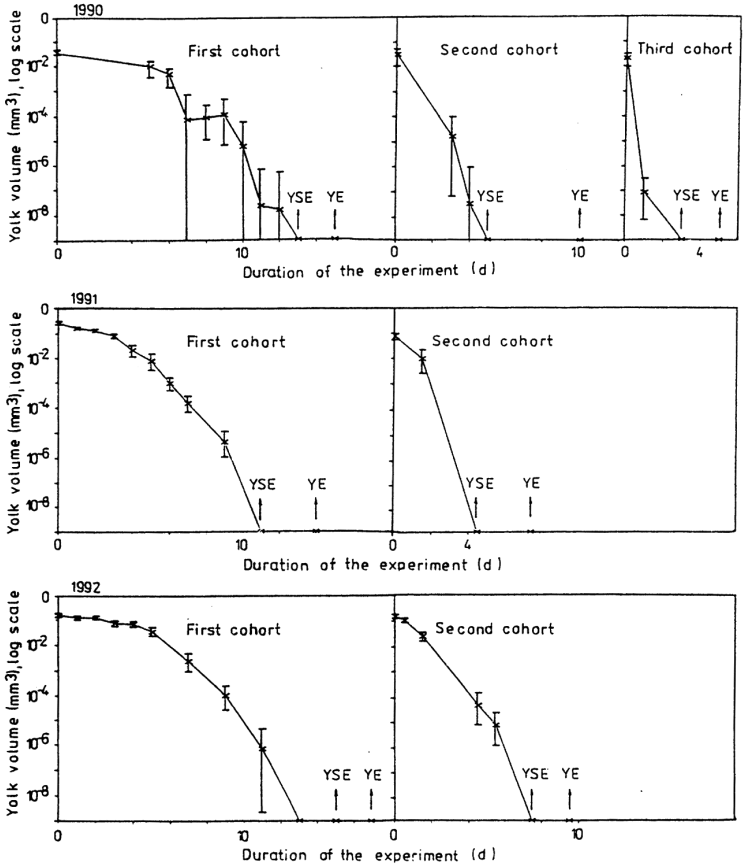


Abb. C.4: Dottersack-Resorption bei larvalen Heringe aus den Laichperioden 1990 (oben), 1991 (Mitte) und 1992 (unten). Auf der Abszisse ist die Zeit [in Tagen] bis zur vollständigen Aufzehrung des Dotters (YE) angegeben. Die vertikalen Balken kennzeichnen die 95 %-Vertrauensbereiche. Aus Busch et al.(1996).

Die Verfügbarkeit von Nahrung (Casini et al. 2006) und die Temperatur des Bodenwassers während der Entwicklung der Larven und juvenilen Stadien ist vermutlich entscheidend für die spätere Stärke eines Jahrganges (Nash & Dickey-Collas 2005). Beim Pazifischen Hering nimmt die Boden- und Oberflächentemperatur des Wassers während der Laichzeit den größten Einfluss auf die Entwicklung der Bestände (Williams & Quinn 2000). In der zentralen Ostsee können seit den 1980er-Jahren synchrone Schwankungen im Vorkommen des Copepoden *Pseudocalanus elongatus* und im durchschnittlichen Gewicht der Heringe auf die Variabilität des Klimas zurückgeführt werden (Möllmann et al. 2003).
Während die Befruchtung der Eier auch unter sehr variablen Umständen (Ojaveer 1981) eine hohe Erfolgsquote aufweist, nimmt die Empfindlichkeit im Verlauf der Embryonal-entwicklung zu. Zum Schlüpfzeitpunkt nehmen Temperatur, Sauerstoffgehalt und andere Umweltparameter einen großen Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Heringslarven.

Die Heringslarven der westlichen Ostsee unterscheiden sich von Larven des Nordseeherings durch ihren schnelleren Wuchs und ihre raschere Entwicklung (Schnackenbeck 1929). Morphologische Unterschiede gegenüber anderen Heringspopulationen sind im Dottersack-stadium nicht festzustellen, auch eine scharfe morphologische Grenze zwischen Nord- und Ostseehering kann nicht eindeutig gezogen werden (Gröger 2000).

C.2.8 Ernährung und Fortbewegung der Heringslarven

Dottersacklarven von 10 mm Länge (6 – 9 Tage alt) fressen durchschnittlich 40 Nauplien und durchsuchen 20 – 30 Liter Wasser pro Tag. Ihre Erfolgsrate beim Beutefang beträgt 6 – 40 %. Ältere Larven bis 14 mm Länge und bis zu 30 Tage alt fressen 50 Nauplien täglich, indem sie 40 – 100 l Wasser durchsuchen. Ihre Erfolgsrate steigt auf 10 – 60 % (Rosenthal 1968). Im Labor scheinen Copepoden dabei von Heringslarven stärker genutzt zu werden als Artemia-Nauplien (Rosenthal 1969). Heringslarven sind also durchaus "wählerisch" in Bezug auf die von ihnen benötigten Plankton-Organismen.

Aus Magenuntersuchungen von Heringen ist bekannt, dass diese ihre Nahrung sehr sorgfältig aus dem vorhandenen Plankton auswählen (Lissner 1925, Muzinic 1925). Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung von juvenilen Ostseeheringen, die von April bis Oktober 1984 gefangen wurden, unternahm Velasco (1989). Hauptanteil der Heringsnahrung sind Krebse. Der Anteil von *Eurytemora affinis* an der konsumierten Biomasse lag bei über 60 %, zweiter Hauptnahrungsorganismus war *Neomysis integer*. Als einzige pflanzliche Nahrungskomponente trat *Coscinodiscus* sp. (*Diatomeae*) auf. Insgesamt wurden 12 wichtige Nahrungsorganismen festgestellt. Die Zusammensetzung der Nahrung zeigte saisonale Fluktuationen. *Eurytemora affinis* und *Neomysis integer* erlangen im April sowie im Juli bis Oktober große Bedeutung als Nahrungsorganismen, im Juni stellen die harpacticoiden Copepoden die wichtigste Nahrungskomponente. Die Intensität der Ernährung verändert sich mit dem Tag-Nacht-Rhythmus, sie war tagsüber höher als nachts.

Biester (1989b) konnte nachweisen, dass die mittlere Abundanz der *Calanoidea* (Ruderfußkrebse) im Juni der Jahre 1977 bis 1983 im Greifswalder Bodden und der Anzahl der überlebenden Larven im gleichen Zeitraum signifikant positiv miteinander korreliert. Die mittlere Dichte der Ruderfußkrebse bzw. ihrer Nauplien erreichte dabei 70 bis 570 Individuen pro Liter. Der mittlere Abstand aller Partikel, auf die Heringslarven zurzeit der ersten Nahrungsaufnahme reagieren, lässt sich für Larven aus der westlichen Ostsee mit ca. 5mm angeben (Rosenthal 1969a). Rosenthal beschreibt, dass Heringslarven bei der Jagd auf Plankton die Beutefanghandlung meist mit einem s-förmigen Aufbiegen der Körperachse einleiten. Dies erfolgt in der Regel entgegen der Schwimmrichtung des Beutetieres. Heringslarven jagen selten flüchtendem Plankton nach. Die Geschwindigkeit der Schnappbewegung nimmt mit der Köperlänge zu. Sie beträgt bei 8mm Larven 5cm/s, bei 15mm Larven 23cm/s und bei 25mm langen Larven 30cm/s. Die Dauer der Beutereaktionen, die mit einer Fanghandlung beendet werden, liegt in der Regel zwischen 1 und 3 Sekunden. Die Treffsicherheit der Fanghandlungen steigt mit dem Erfahrungsalter von etwa 1 % (Zeitpunkt der ersten Nahrungsaufnahme) auf etwa 60 % (30 bis 35 Tage alte Larven). Die

Treffsicherheit wird von der Zusammensetzung des Futterplanktons nach Größe und Art beeinflusst.

Busch (1993) stellte bei seinen Untersuchungen an Heringslarven im Greifswalder Bodden fest, dass die Mortalität von Heringslarven bis zur vollständigen Dottersackresorption, also 3 bis 15 Tage nach dem Schlupf, nicht vom Beuteangebot abhängt. Solange die Heringslarven noch Dottersackvorräte besitzen, reicht eine ermittelte Planktondichte von 0-5 Planktern pro Liter aus, damit die Heringslarven wachsen können. Wenn sich allerdings bis spätestens zum 16. Tag nach dem Schlupfzeitpunkt, also zu einem Zeitpunkt an dem die Nahrungsaufnahme bereits begonnen hat, die Dichte nicht auf mindestens 50 Plankter pro Liter vermehrt hat, sterben die Larven mit Sicherheit. Nach seinen Ergebnissen entwickeln sich die im Greifswalder Bodden existierenden Zooplanktongemeinschaften z. B. in Abhängigkeit der Temperatur und Primärproduktion so, dass stets für einen Teil der auf externe Nahrung angewiesenen Heringslarvenpopulation ein positiver Massezuwachs möglich sei und ein Teil der Larven überleben könne.

Die frisch geschlüpften Dottersacklarven schwimmen vorwiegend vertikal, aber meist nur für kurze Perioden (Rosenthal 1968). Im Mittel erreichen sie auf geschlängelten Bahnen eine Schwimmgeschwindigkeit von 1,0 bis 1,2cm/s (auf direktem Weg ca. 7 – 8mm/s). Schon Dottersacklarven können in 5 Minuten 1 bis 3m zurücklegen. Sie reagieren auf Nahrungspartikel in einer Distanz von 2 – 8mm. Weniger als 1 % der Beutefangreaktionen junger Dottersacklarven enden erfolgreich. Der Wert steigt innerhalb von drei bis vier Wochen auf 20 % (Rosenthal & Hempel 1970).

Mit steigender Körperlänge nimmt die Schwimmdistanz annähernd linear, die Schwimmgeschwindigkeit aber exponentiell zu. Mit zunehmendem Larvenalter nehmen die Ruhephasen ab, die mäandrierende Fortbewegung auf der Suche nach Futter nimmt zu. Larven schwimmen schneller und häufiger, wenn wenig oder kein Futter erreichbar ist. Rosenthal (1968) beschreibt, dass die Schwimmaktivität von Heringslarven vom Alter und dem Angebot des Planktons abhängig. ist. Larven von 11 – 15mm schwimmen 1,5 – 2,5m/5 min; am Ende dieses Stadiums ist bereits die Schwimmblase ausgebildet (Harder 1952). Larven von 18 – 20mm schwimmen 3 – 6 m/5 min, können also theoretisch – wenn Sie zielgerichtet schwämmen – über 1 km am Tag zurücklegen.

Jungheringe wandern zu den Weidegebieten der Ostsee. Mageninhaltsanalysen dieser Heringe, die zu unterschiedlichen Tageszeiten gefangen wurden, haben ergeben, dass zwischen März und Oktober 1988 überwiegend Eier, aber kaum andere Fischlarven gefressen wurden (Köster 1989). Welche Parameter das Abwandern aus dem Greifswalder Bodden auslösen, und ob veränderte Umweltbedingungen darauf Einfluss nehmen, ist nicht bekannt.

C.3 Definition der Stressoren

C.3.1 Auswahl der mit Abwassereinleitung verbundenen Stressoren

Nach Klinkhardt (1986) sind folgende vier abiotischen Umweltparameter von zentraler Bedeutung für die einzelnen ontogenetischen Entwicklungsabschnitte des Fischlebens:

- Sauerstoff (-sättigung)
- Temperatur
- Salinität und
- pH-Wert

Gemäß den Vertragsunterlagen für dieses Gutachten waren im Rahmen von Teil C (Literaturstudie) folgende vier Stressoren zu bewerten:

- Temperatur/Erwärmung
- Sauerstoffmangel
- Nährstoffe und Eutrophierung
- Schadstoffe

Um die potentiellen Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung auf die Ei- und die Larvalentwicklung sowie das Laichsubstrat umfassend zu identifizieren, werden außerdem Hinweise aus der Literatur auf die Auswirkungen folgender Parameter behandelt:

- Trübung/Sedimentation

C.3.1.1 Temperatur

Bei fast allen Arbeiten zur Biologie des Hering wurde die Wassertemperatur registriert (Nybelin 1929), sie steht heute in räumlich und zeitlich hoher Auflösung zur Verfügung (Feistel et al. 2008a). Die Wassertemperaturen im Greifswalder Bodden sinken im Winter an der Oberfläche bis unter den Gefrierpunkt und erreichen im Sommer Werte bis über 20°C. Sie liegen damit im Winter tiefer und im Sommer höher als in der angrenzenden Pommerschen Bucht. Die Entwicklung der Wassertemperatur unterliegt einer ausgeprägten saisonalen Entwicklung mit einem maximalen Anstieg der Wassertemperatur von mehr als 1°C pro Woche im Zeitraum April bis Juni.

Schoknecht (1973) verglich Messungen von der Oberfläche und vom Bodenbereich in 6 – 8m Wassertiefe im GWB und kam zu dem Ergebnis, dass die thermische Schichtung im nur einen mittleren Gradienten von ca. 0,3°C aufweist. Der Unterschied zwischen der Temperatur am Boden und an der Oberfläche des Greifswalder Boddens war bei 92 % aller Messungen kleiner als 1°C und bei 78 % kleiner als 0,3°C. Nur im Sommer waren bei ruhiger See und intensiver Sonneneinstrahlung größere Temperaturunterschiede zwischen Oberflächen- und Bodenwasser auszumachen, die bis zu 4,3°C betrugen. Auf Grund dieser Ergebnisse folgerte Schoknecht (1973), dass im Bodden keine wesentliche Temperaturänderung mit der Tiefe erfolgt. Durch die vorherrschende Wasserturbulenz wird das relativ flache Gewässer durchmischt, so dass im Allgemeinen ein gleichmäßig temperierter Wasserkörper, also keine ausgeprägte Schichtung, vorliegt.

Die physikalischen und ökologischen Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung am Standort Lubmin wurde in einer Studie des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (Burchard & Schernewski 2008), die im folgenden als "Kühlwasserstudie" bezeichnet wird, quantifiziert. Die genehmigten GuD-Kraftwerke und das beantragte Steinkohlekraftwerk würden demnach bei einem Energiefluss von 3590 – 3950 MW bei Maximallast der Kraftwerke (Energieeintrag ins Kühlwasser, entsprechend dem *worst-case* Szenario von Buckmann, 2007) zu einer Erwärmung des Kühlwassers um 7,5°C am Ort der Einleitung führen. Je Sekunde könnten maximal 125 Kubikmeter Kühlwasser mit $\Delta t = 7{,}5°C$ in den Greifswalder Bodden geleitet werden. Anders als bei den übrigen hier betrachteten potentiellen Stressoren, wird ein erheblicher Teil der eingeleiteten Wärme unmittelbar nach der Einleitung an der Wasseroberfläche in die Atmosphäre emittiert und verbleibt daher nicht im Wasserkörper.

Dieser Vorgang wird begünstigt durch die physikalischen Eigenschaften des Wassers: warmes Wasser ist leichter als kaltes, es kommt also zu einer Deckschichtstabilisierung, wenn keine starken Winde auftreten und den Wasserkörper durchmischen, bevor das gros der eingeleiteten Energie an die Luft abgegeben werden konnte (Burchard & Schernewski 2008).

C.3.1.2 Sauerstoff

Im Vergleich zur Luft enthält Wasser – in Abhängigkeit von Temperatur und Salzgehalt – pro Volumeneinheit etwa 20– bis 40-mal weniger Sauerstoff. Die Diffusionsgeschwindigkeit von Sauerstoff ist zudem im Wasser etwa 10.000fach langsamer als in der Luft (Graham 1981). Gebiete mit niedrigem Sauerstoffgehalt sind in verschiedenen Meeresgebieten weit verbreitet, ihre zeitliche und räumliche Ausdehnung ist vielfältigen natürlichen Einflüssen und anthropogenen Einflüssen unterworfen. Insbesondere Seen und Küstengewässer zeigen eine saisonale Stratifikation und die Tendenz sehr empfindlich auf menschliche Einflüsse und den Eintrag zusätzlicher Nährstoffe zu reagieren (Diaz & Breitburg 2009).
In der Literatur über sauerstoffarme oder sauerstofffreie Meeresgebiete wird der Begriff Sauerstoffarmut (engl. *hypoxia*) für einen Wasserkörper mit einem Sauerstoffgehalt von kleiner als 2,8 mg O_2/l verwendet (Wu 2009). Der Autor weist darauf hin, dass solche geringen Sauerstoffkonzentrationen meist die Folge anthropogener Einbringungen von Nährstoffen und organischen Substanzen sind. Eine durch Eutrophierung verursachte Sauerstoffarmut wird von (Wu 2009) als eine der größten Bedrohungen für aquatische Ökosysteme gesehen. Weltweit sind mehr als 200 sauerstofffreie Zonen in den Meeren bekannt, einige davon liegen in der Ostsee (Hansen et al. 2007). Sauerstoffarmut verändert die Fischfauna und Nahrungsnetze, und kann gleichzeitig schwerwiegende physiologische Folgen mit sich bringen: reduziertes Wachstum, Verhaltensänderungen, Einschränkungen der Fortpflanzung oder eine verringerte Überlebensrate der Eiern, Larven und Jungfische. Diese Festlegungen sind nach Diaz und Breitburg (2009) teilweise ungeeignet, wenn man die spezifische Wirkung einer Sauerstoff-Mangelsituation auf eine bestimmte Fischart oder ein bestimmtes Entwicklungsstadium betrachtet, da jede Art und jedes Entwicklungsstadium einen spezifischen Sauerstoffbedarf zeigt. In Nordamerika wird üblicherweise ein Sauerstoffgehalt von 5 mg O_2/l als untere Grenze für den Erhalt der Fischfauna angesehen (Jones 1952). Ein Sauerstoffgehalt, der über diesem Grenzwert liegt, kann gleichwohl die Sauerstoffsättigung von 100 % signifikant unterschreiten und zu Verhaltensveränderungen bei Nutzfischen führen. Insbesondere bodennah lebende Fische meiden einen Wasserkörper mit verringertem Sauerstoffgehalt und wandern ab (Breitenburg 2002).
Dem stärksten Einfluss einer Sauerstoffreduktion unterliegen Fische nach Wu (2009), allerdings in der Entwicklungsphase, in der sie am empfindlichsten auf suboptimale Umweltbedingungen reagieren: während des Laichgeschäftes und der anschließenden Ei- und Larvenentwicklung (siehe Abschnitt C.3.3.3 „Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven“).

Durch die geringe Tiefe des Greifswalder Boddens wird dieses Meeresgebiet besser durchmischt und auf Grund der windinduzierten Durchmischung auch in den tieferen Bereichen ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Klinkhardt (1986) verzeichnet als Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung im Greifswalder Bodden Werte von 86,4 % bis 128,0 % für die Laichsaison 1982 und Werte von 89,1 % – 18,2 % für 1983.

Das IOW-Gutachten (Burchard & Schernewski 2008) zieht als Referenzsystem den Betrieb des Atomkraftwerkes „Bruno Leuschner" heran, das am Standort des nun geplanten Kohlekraftwerkes im Dezember 1973 (mit zunächst einem von später 5 Blöcken) in Betrieb ging und in erheblichem Umfang Kühlwasser in den Greifswalder Bodden emittierte. Dieses Kraftwerk wurde nach 1990 stufenweise abgeschaltet. Zwischen 1980 und 1989 liefen 4 Blöcke theoretisch unter Volllast. Vergleiche mit der „natürlichen" (also nicht durch Wärmeeintrag aus dem Kühlwasser veränderten) Situation müssen sich daher auf den Zeitraum vor 1973 oder nach 1993 beziehen.
Schnese (1973) nennt für den Zeitraum 1963-65 eine mittlere Sauerstoffsättigung von 99,4%, Schoknecht (1973) gibt für den 1966-1971 im Schnitt 87,2% Sauerstoffsättigung an. Sauerstoffübersättigungen wurden nur sehr selten festgestellt. Insgesamt entsprach der Sauerstoffgehalt im Greifswalder Bodden Anfang der 1970er Jahre einer leicht linksschiefen Normalverteilung, mit einem Häufigkeits-Maximum bei 8 mg O_2/l. Werte unterhalb von 6 mg O_2/l waren äußerst selten, Sauerstoffminima unterhalb von 3 mg O_2/l kamen nicht vor (siehe Abb. C.5). Schoknecht (1973) misst in dieser Zeit als mittleren Sauerstoffwert 9,42 ± 1,54 mg O_2/l. Unterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser waren nicht signifikant. Der Sauerstoffgehalt im Greifswalder Bodden folgt dem jahreszeitlichen Temperaturzyklus. Die aus empirischen Werten gewonnene Sinusfunktion zeigt für die wichtigsten Monate der Eiablage durch Heringe (März - Mai) einen Abfall des Sauerstoffgehaltes von 12 mg O_2/l Anfang März auf 8,8 mg O_2/l Ende Mai (siehe Abb. C.6).

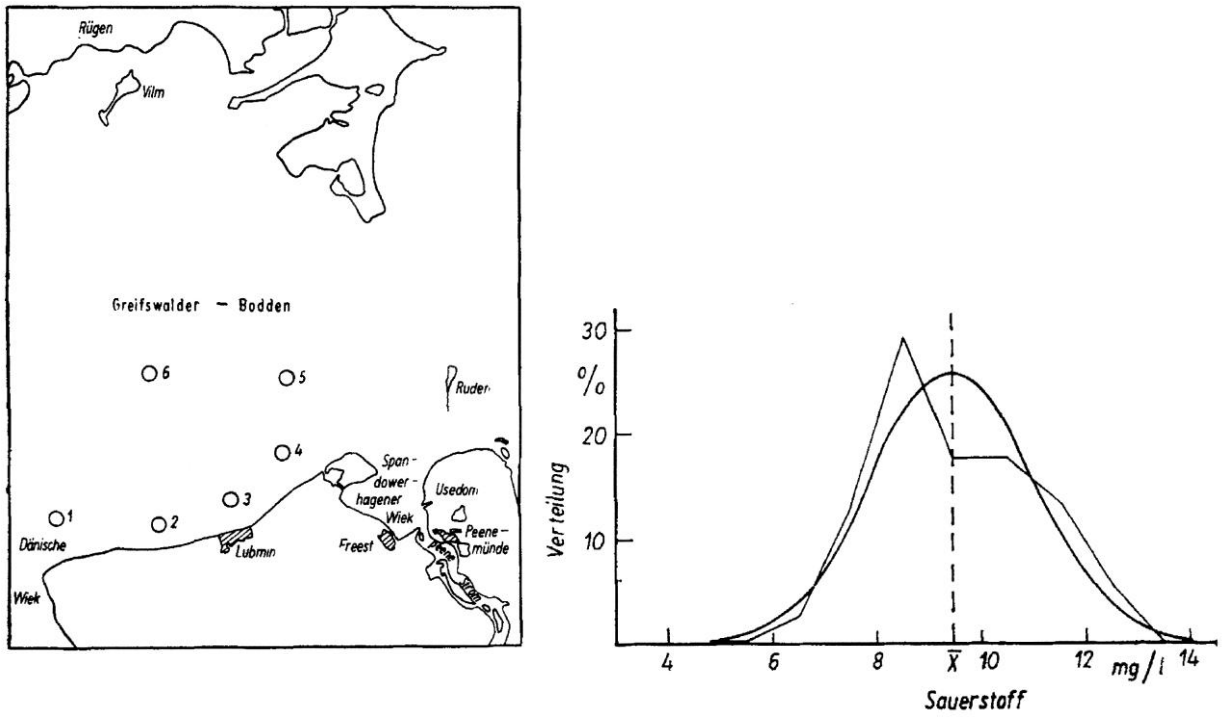


Abb. C.5: Positionen der von Schoknecht (1973) in den Jahren 1966 – 1971 untersuchten Stationen vor Lubmin (links) sowie ein Vergleich der empirischen Verteilung des Sauerstoffgehaltes mit der Normalverteilung des Sauerstoffgehaltes im Greifswalder Bodden (rechts). Aus Schoknecht (1973).

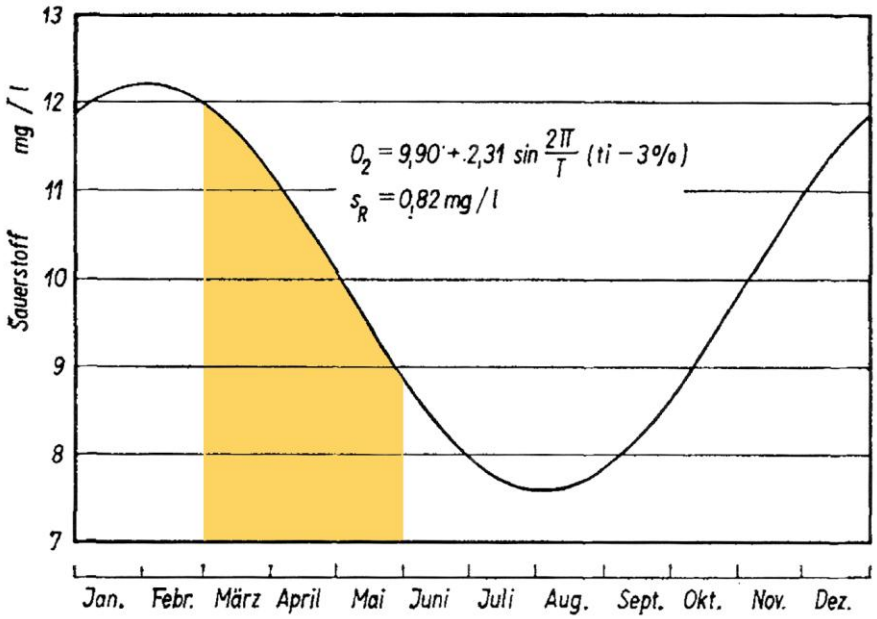


Abb. C.6: Ausgleichkurven der Sauerstoffganglinien im Greifswalder Bodden vor Lubmin in den Jahren 1966 – 1971. Der Zeitraum, welcher von frühjahrslaichenden Heringen für die Eiablage intensiv genutzt wird (März bis Mai) ist gelb hervorgehoben. Aus Schoknecht (1973), verändert.

Sauerstoffmangelsituationen können auch in dem normalerweise gut durchmischten flachen Greifswalder Bodden auftreten, zumeist aber nur lokal und zeitlich sehr begrenzt. Kritische Sauerstoffgehalte wurden im Zeitraum 2003-2006 auch im südlichen Greifswalder Bodden gemessen (LUNG 2008).

Das IOW betrachtet in seinem Gutachten (Burchard & Schernewski 2008) einen möglichen Sauerstoffmangel im Einflussbereich der Kühlwasserfahne unter einem Maximallastszenario aller geplanten Kraftwerke am Standort Lubmin im Zusammenhang mit einer Schichtung des Wasserkörpers. IOW konstatiert, dass im Frühjahr hohe Sauerstoffkonzentrationen um 10,5 g O_2/m^3 vorliegen. Zu dieser Jahreszeit herrschen starke, häufig wechselnde Winde vor, die im Modell stets nach einigen Tagen die Wassersäule durchmischen und das Bodenwasser mit Sauerstoff versorgen. Dieses Ergebnis stimme nach IOW mit der UVU (Froelich & Sporbeck 2007, S. 189) überein. Die Modellergebnisse zeigen jedoch eine erhöhte Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Anoxie im Bereich um die Einleitestelle sowie in Teilen des westlichen Greifswalder Boddens aufgrund von Schichtung. Auch verwendet das Modell nur die physikalischen Bedingungen des Jahres 2002 und untersuchte nur sommerliche Bedingungen (1. Juni-15. Sept. 2002), so dass sich IOW nicht zu einer abschließenden Bewertung der Wahrscheinlichkeit eines Auftretens hypoxischer Bedingungen durch die Kühlwasser-einleitung in der Lage sah.

C.3.1.3 Nährstoffe

Die Ostsee ist besonders stark von Eutrophierung betroffen, vor allem bedingt durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen im Einzugsbereich und den geringen Wasseraustausch mit dem offenen Atlantik.

Aufgrund eines höheren Nährstoffangebots kann es nicht nur zu einem verstärkten Algenwachstum im Frühjahr, sondern zusätzlich auch im Sommer kommen. Betroffen sind sowohl planktische Algen (die, wenn sie nicht weggefressen werden, sedimentieren und in den tieferen Becken anoxische Bedingungen befördern können), als auch benthische. Das vermehrte Auftreten benthischer Algen ist sowohl geeignet, die Laichhabitate des Herings durch Überwachsung physikalisch zu beeinträchtigen, als auch durch abgesonderte Toxine eine vergiftende Wirkung auf den Laich haben können (Aneer 1987).

Breitburg (2002) stellt fest, dass überall auf der Welt Ereignisse dokumentiert wurden, in welchen durch die Eutrophierung von Küstengewässern ein massenhaftes Fischsterben infolge von mangelnder Sauerstoffversorgung ausgelöst wurde. Andererseits gibt es auch Fälle, in denen ein erhöhtes Nährstoffangebot das Fischaufkommen begünstigt hat. Abhängig von den geographischen Gegebenheiten scheint es küstennahe Habitate zu geben, welche besser als andere in der Lage sind, trotz zeitweiligem Sauerstoffmangel gute Lebensbedingungen für Fische zu bieten.

Während der Laufzeit des KKW Lubmin, zu Beginn der 1980er Jahre, stellte Subklew (1991) einen beständigen Zufluss großer Mengen organischen Materials aus dem Kühlwasserkanal des Kraftwerks in den Greifswalder Bodden fest. Nach Berechnungen des Autors wurden zu der Betriebszeit des Kraftwerks jährlich 240 t organisches Material in den Bodden gespült. Dies führte zu einer Ablagerung von verfilzten, fädigen Grünalgen, welche unter Einschluss unterschiedlichster Organismen zunächst die vorherrschende Vegetation verdrängten und im Herbst vom Wind zu großen, faulenden Tangansammlungen zusammengeschoben wurden. Der „*hochproduktive Kühlwasserkanal*“ beherbergte ein Biotop, welches sich die dortige reichliche Nähr- und Sauerstoffversorgung zunutze machte. Dieses Biotop reagierte aber empfindlich auf ein Ausbleiben der hohen Strömungsgeschwindigkeiten und neigte als ganzes System dazu „*biologisch umzukippen*“. So „*entsteht eine schwarze, stinkige Schwefelwasserstoff-Brühe, die in den Bodden fließt.*“ Der Autor wies dem KKW Lubmin einen „nicht zu übersehenden Anteil an der schleichenden Verschmutzung des Greifswalder Boddens“ zu. Es ist nicht klar, ob dieser Effekt nur lokale Auswirklungen auf den unmittelbaren Bereich des Kühlwasserauslasses hatte.

In der UVU (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 11) wird dazu festgestellt, 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.**“ Laut des IOW-Gutachtens (Burchard & Schernewski 2008) “*müsse in diesem Zusammenhang zwischen dem Nahbereich (Kühlwasserfahne) und den Fernbereich (zentraler Bodden) unterschieden werden. Im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen seien* **erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper** *zu erwarten.* **Verstärkte Algenblüten** *seien im Nahbereich dagegen* **nicht** *zu erwarten*“. Laut Angaben im IOW-Gutachten (Burchard & Schnernewski, 2008) zeigten die angewandten Modelle im zentralen Greifswalder Bodden keine wesentlichen Veränderungen von Nährstoff-konzentrationen und Phytoplankton durch die Kraftwerksaktivität (Nährstoffe, Kühlwasser, Umleitung).

C.3.1.4 Schadstoffe

Einige im Wasser gelöste oder als Kleinstpartikel vorkommende Schwermetalle sind in mäßigen Dosen essentielle Elemente für den Aufbau und die Funktion biologischer Strukturen, so beispielsweise Kupfer (Cu) oder Zink (Zn), deren Giftigkeit erst ab einer bestimmten Konzentration auftritt. Andere Metalle, wie Cadmium (Cd), haben kaum bekannten Nutzen für Lebewesen oder sind sogar, wie Quecksilber (Hg), grundsätzlich giftig (Senocak 1995). Auch die schädliche Dosis kann stark variieren. So treten Missbildungen an Fischembryonen ab einer Cd-Konzentration von etwa 80 µg/l auf, bei Hg führen bereits Konzentrationen von 10 µg/l zu Schädigungen (von Westernhagen 1988). Die negative Wirkung von Cu auf die Überlebensrate von Heringseiern ist 800-mal stärker als die von Cd (von Westernhagen et al. 1979).

Die Schadwirkung von im Wasser befindlichen Giftstoffen auf den Hering betrifft vor allem die Entwicklung von Embryo und Larve. Die Spanne der möglichen Auswirkungen reicht von Änderungen des Verhaltens und Einschränkung der Aktivität über verschieden schwere Missbildungen der Fische bis hin zum Absterben von Eiern oder Larven. In der Literatur wird vielfach zwischen lethalen und sublethalen Giftwirkungen unterschieden, von Westernhagen (1988) betont aber, dass es den Sachverhalt besser träfe, von „akut bzw. nicht akut lethal“ zu sprechen.

McKim (1977) gibt in seiner zusammenfassenden Studie einen Überblick über die Wirkungen unterschiedlich starker Schadstoff-Konzentration und versucht für wichtige Stoffe die maximal akzeptable Giftkonzentration (MATC) bezüglich ihrer Auswirkungen auf die Entwicklung von Fischen zu finden.

Pohl et al. (2008) stellen in ihrem Bericht zur Schwermetallsituation der Ostsee im Jahre 2007 eine leichte Zunahme von Schwermetall-Partikeln (Cd, Cu und Zn) aber ein Rückgang der gelösten Metall-Konzentrationen fest. Insgesamt würde die Schwermetallbelastung der Ostsee keinen deutlichen Veränderungen unterworfen sein und erreiche kein gesundheits-gefährdendes Niveau.

Tab. C.3: Schwermetalle mit toxischer Wirkung auf den Hering und seine Entwicklungsstadien

Element	MATC (µg/l) 1)	Gelöste Konzentration (ng/kg) 2)	Partikuläre Konzentration (ng/l) 2)	Konzentration in Heringsleber (µg/g TG) 3)
Cadmium	1,7 – 3,4	10 – 16	0,3 – 1,4	0,15 – 3,53
Kupfer	9,5 – 17,4	200 – 600	< 10	2,6 – 39,0
Blei	58 – 119	40 – 150 4)	10 – 20	—
Zinn	532 – 1368	200 – 1000	20 – 140	32 – 313
Quecksilber	0,29 – 0,93 5)	—	0,2 – 0,8	0,07 – 0,19

1) Maximal akzeptable Giftkonzentration (MATC), angegeben für größenvergleichbaren *Salvelinus fontenalis*; nach McKim (1977).

2) Westliche Ostsee, nach Pohl et al. (2008).

3) Deutsche Ostseeküste, nach Senocak (1995).

4) Ungewöhnlich hohe Bleikonzentration von Maximalwerten bis zu 200 ng/kg, die Autoren schließen eine Probenkontamination nicht aus.

5) Angegeben für Methylquecksilber, vorherrschende Hg-Form, welche durch marine Fische aufgenommen wird (Braune 1987).

Nach Angaben in der Stellungnahme des LUNG (LUNG 2009) zum geplanten Steinkohlewerk, ergaben Untersuchungen des Landesamtes für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern in Heringen aus Küstengewässern des Landes im Jahre 1996 mittlere Quecksilber-Gehalte von 49 µg/kg Frischgewicht und 2005 im Mittel 39 µg/kg Frischgewicht.

Nach LUNG (2009) liegen die aktuellen Schwermetallkonzentrationen im Greifswalder Bodden mehr oder weniger deutlich unterhalb der Umweltqualitätsnormen und eine Verschlechterung des gegenwärtig als gut bewerteten chemischen Zustands sei wegen des Verdünnungseffektes unwahrscheinlich. LUNG stellt weiter fest, dass die Wirkketten von der Emissionsquelle über die Wassersäule und/oder das Sediment bis in die Nahrungskette weitgehend unerforscht seien und es auch nicht zu erwarten sei, dass sich der Stand der Wissenschaft hier kurzfristig entscheidend verbessere.

C.3.1.5 Trübung / Sedimentation

Durch die relativ hohe Einleitungsgeschwindigkeit des Kühlwassers in den Greifswalder Bodden (30-40 cm s-1) ist eine Aufwirbelung und Verfrachtung des Sediments im Ausstrombereich wahrscheinlich. Auch eine Erhöhung des Schiffsverkehrs infolge von Kohletransporten zum Kraftwerk und der beim Umladen der Kohle entstehende Staub, der in den Greifswalder Bodden eingetragen werden kann, stellen eine mögliche Beeinträchtigung der Heringslaichplätze im Nahbereich dar.

C.3.2 Auswirkung der Temperatur

C.3.2.1 Auswirkung der Temperatur auf Eiablage und Embryonalentwicklung

Absoluter Temperaturbereich. Als untere Grenze für das Laichen der Ostseeheringe wird im Allgemeinen der Bereich von 3 – 4°C angegeben (Klinkhardt 1996). Ein erstes Auftreten von größeren Laichmengen erfolgt im GWB bei 4°C (Klinkhardt 1985). Die Temperaturspanne, in der Heringe laichen, steht in Beziehung zu den saisonalen Anforderungen des Bestandes. In der nordöstlichen Ostsee laichen Frühjahrsheringe bei 5°C – 13°C, Herbstlaicher dagegen bei 9°C – 17°C (Ojaveer 1981). Blaxter (1956) nimmt an, dass die bevorzugte Laichtemperatur der Frühjahrslaicher 5°C – 8°C und die Laichtemperatur der Herbstlaicher 9°C – 14°C beträgt. Extremwerte für eine erfolgreiche Eientwicklung finden sich bei Riedel (1957). Demnach können Heringseier, bei 0°C – 1°C in Eis verpackt, die Reise von Schottland nach Südafrika überstehen, um nach einer Inkubationszeit von 50 Tagen mit einer Länge von 7 – 9 mm zu schlüpfen. In einem Temperaturbereich von 14°C – 19°C dauert die Inkubationszeit nur 6 bis 8 Tage, die Länge der geschlüpften Larven beträgt 5 bis 6 mm.

Variabilität der Temperatur während der Eientwicklung. Durch Registrierung der Herztätigkeit von Embryonen des Herings kann der Beginn des ersten Herzschlages gemessen werden. Bei der Inkubation von frühjahrslaichenden Heringen der westlichen Ostsee, die bei einer Salinität von 15 und einer Temperatur von 8°C ± 0,2°C gehalten wurden, bewirkt eine Erhöhung der Temperatur um 2°C ein verfrühtes Einsetzen des Herzschlags (4. statt 5. Tag) und einen Erhöhung der Herzfrequenz. Überführt man 8 Tage alte Embryonen direkt von 10°C kaltem Wasser in 14°C warmes Wasser, so beginnt das Herz nach sprunghaftem Anstieg zu undulieren, und die meisten Individuen gehen zu Grunde (Rosenthal 1967).

Kiemer (1990) untersuchte diese Frage nach einem Einfluss von Temperaturschwankungen experimentell, indem er Heringseier alle 12 bzw. 24 Stunden regelmäßigen Temperaturschwankungen mit einer Amplitude von max. 11°C aussetzte. Dabei zeigten Larven, die aus Eiern am äußersten Rand der Inkubationsanlage schlüpften, wo die größten Temperaturamplituden auftraten, die geringsten Längenmittelwerte. Je größer also die Temperaturamplituden waren, denen die Embryonen ausgesetzt waren, desto kürzer waren im Mittelwert die frisch geschlüpften Larven. Ein Einfluss der undulierenden Temperatur auf die Entwicklungsgeschwindigkeit wurde nicht nachgewiesen.

Dauer der Embryonalentwicklung. Eine etablierte Darstellung des Einflusses konstanter Temperaturen auf die verschiedenen Entwicklungsstadien vor und nach dem Schlupf verwendet die Einheit "Tagesgrade", mit deren Hilfe die Ei-Entwicklungszeit als Zeitraum in Tagen oder als „physiologische Zeit“ (oder „Wärmesumme“) angegeben wird (Petereit 2004).

Durch temperaturabhängige Experimente mit Heringseiern konnte Westernhagen (1988) nachweisen, dass diese bei ansteigender Temperatur eine Abnahme der Tagesgradzahl, mithin also eine raschere Entwicklung nicht nur in Tagen, sondern auch in Bezug auf die aufgenommene "Wärme-summe" stattfindet.
Eine Übersicht über die Verhältnisse beim Hering gibt Abb. C.7.

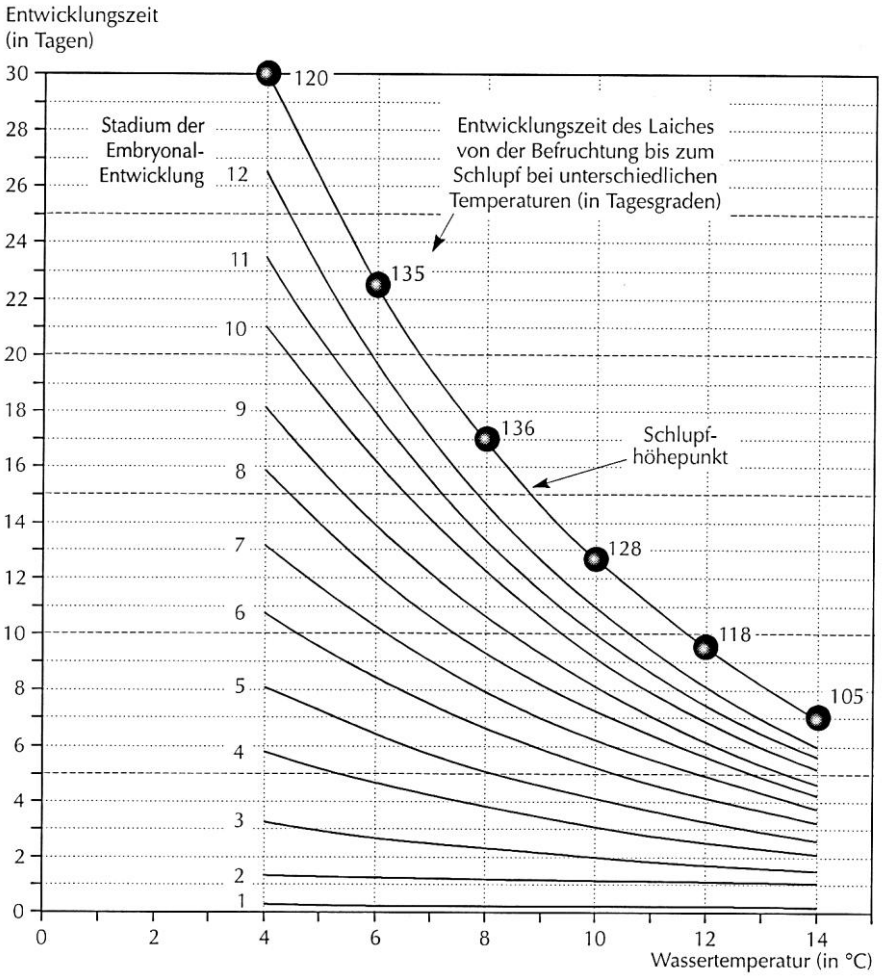


Abb. C.7: Entwicklungszeit von Heringseiern bis zu einem definierten ontogenetischen Stadium bzw. bis zum Schlupf bei verschiedenen Temperaturen. Die Abbildung findet auch als Normogramm zur Altersbestimmung von Heringslaich Verwendung. Aus Klinkhardt (1996)

Aus dem Diagramm von Klinkhardt (1996) kann abgelesen werden, dass eine Erhöhung der Temperatur von 4°C auf 6°C zu einer Reduktion der Entwicklungszeit um ca. 1 Woche (von 30 Tagen auf 22,5 Tage) führt, die gleiche Temperaturdifferenz bei höheren Temperaturen, z. B. bei einer Erhöhung von 12°C auf 14°C, nur zu einer Beschleunigung der Entwicklung um 2,5 Tage führt. Je geringer die Umgebungstemperatur ist, umso stärker wirkt sich eine Temperaturdifferenz auf die Wachstumsgeschwindigkeit aus.

C.3.2.2 Auswirkung der Temperatur auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven

Wie oben bereits zitiert, führt eine Temperaturerhöhung um 2°C von 4°C auf 6°C führt dazu, dass Heringslarven etwa eine Woche früher schlüpfen (Klinkhardt 1996). Die Überlebenszeit einer Heringslarve nach dem Schlupf bis zum Hungertod wird bei einer Erhöhung der Wassertemperatur um 3°C, z. B. von 5°C auf 8°C, signifikant von 20 auf 15 Tage, verkürzt (Blaxter & Hempel 1963). Insgesamt führt die Temperaturerhöhung zu einer Beschleunigung und Verkürzung der Entwicklungszeit der Heringslarven, insbesondere zu Beginn der Laichsaison.

Bei sehr niedrigen Temperaturen unterbleibt die Keimentwicklung, Blaxter (1956) berechnet für Frühjahrslaicher und Herbstlaicher aus britischen Gewässern die theoretische Temperatur, in denen schlupfbereiter Heringslarven in ihrer Entwicklung "einfrieren" sollten ("*biological zero temperature*") mit +1,3°C. Als untere lethale Temperatur, bei der 50 % aller Individuen innerhalb von 24 Stunden sterben, ermittelte Blaxter (1960) -0,8°C bis -1,8°C. Im Greifswalder Bodden erfolgt der Schlupf bei wesentlich höheren Temperaturen. Dabei ist die Schlupfzeitspanne neben dem Grad der Verklebung des demersalen Laiches in starkem Maße abhängig von der Umgebungstemperatur des Wasserkörpers (Klinkhardt 1986). Bereits in der Embryogenese von Heringen zeigten Versuche bei 5°C, 8°C und 12°C einen Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Myoblasten (Johnston 1993).

Die obere Grenze, bei der im Sommer ein erfolgreicher Schlupf möglich ist, kann nicht klar definiert werden. Zwar weisen Blaxter und Hempel (1961) darauf hin, dass die Schlupfrate von Heringslarven bei 14°C schlechter ist, als bei 5°C – 11°C, allerdings sind von den Autoren keine Untersuchungen bei Temperaturen > 14°C unternommen worden. Die geringen Befruchtungsraten (62 % – 67 %) und Schlupfraten (39 % – 52 %) lassen außerdem vermuten, dass bei dieser frühen Studie keine optimalen Entwicklungsbedingungen im Experiment vorlagen. An Frühjahrslaichern und Herbstlaichern aus britischen Gewässern ermittelte Blaxter (1956) die lethale Obergrenze, bei der 50 % der frisch geschlüpften Larven starben. Diese Grenztemperatur betrug 22°C – 24°C und entsprach damit annähernd dem oberen Grenzwert von lachsartigen Fischen.

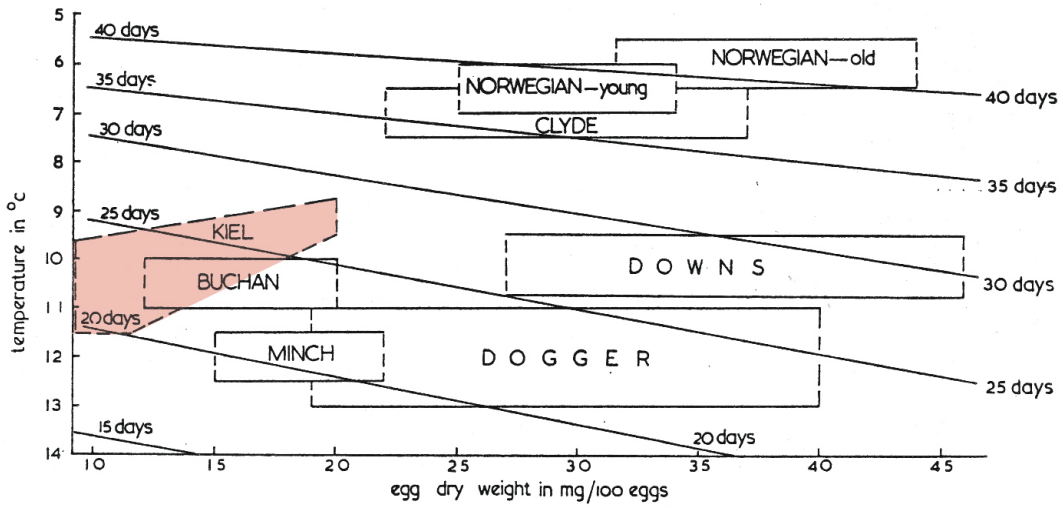


Abb. C.8: Tage zwischen der Befruchtung und dem "*point of no return*", an dem ohne Nahrungsaufnahme der Hungertod für die geschlüpfte Larve unumgänglich ist, für verschiedene Heringsgruppen. Der Toleranzbereich des Herings der westlichen Ostsee (im Diagramm "Kiel") ist rot hervorgehoben. Aus Blaxter & Hempel 1963, verändert.

Tage zwischen der Befruchtung und dem "*point of no return*", an dem ohne Nahrungsaufnahme der Hungertod für die geschlüpfte Larve unumgänglich ist, für verschiedene Heringsgruppen. Der Toleranzbereich des Herings der westlichen Ostsee (im Diagramm "Kiel") ist rot hervorgehoben. Aus Blaxter & Hempel 1963, verändert.

Busch et al. (1996) stellten bei Untersuchungen im Greifswalder Bodden an aufeinanderfolgender Laichgänge (Eiablagen zu unterschiedlichen Zeiten in der Laichsaison) von Heringslarven fest, dass diese bei Wassertemperaturen von oberhalb von 9°C das Dottersackvolumen nicht so effizient in Wachstum umsetzen konnten, wie unterhalb von 9°C. Die Untersuchungsdaten deuteten nach Angabe der Autoren darauf hin, dass oberhalb von 16°C kein Längenwachstum der Larven mehr möglich sein könnte. Außerdem stellten sie fest, dass der kritische Punkt für die Sterblichkeit der Larven nicht durch den Beginn der Nahrungsaufnahme markiert ist, sondern durch den Zeitpunkt an dem der gesamte Dottervorrat verbraucht ist. Denn während nur 6,2 % aller geschlüpften Larven bis zum Zeitpunkt des ersten Fressens gestorben waren, starben 50 % aller geschlüpften Larven bis zu dem Zeitpunkt, an dem sie ihren Dottervorrat aufgebraucht hatten. Dabei hatten – je nach Laichgang – bereits 60 bis 90 % dieser Larven bereits mit der Nahrungsaufnahme begonnen. In der bislang vorliegenden Literatur werden die Wachstumsraten für Heringslarven vor allem für den Bereich von 1 – 12°C untersucht. Im Greifswalder Bodden, in der Ostsee und in der Nordsee erreichen die Temperaturen allerdings 20,5°C. Deshalb beschreiben Oeberst et al. (2009a) ein Verfahren, um aus den wöchentlichen Messungen von Larvenlängen während der Frühjahrsperiode und der Messung der Temperaturen und anderer Parameter

(Salzgehalt, Dichte) des Wasserkörpers im Greifswalder Bodden zwischen 1992 und 2006 die Abhängigkeiten des Wachstums zu diesen äußeren Faktoren zu quantifizieren und statistisch zu sichern. Durch die Anwendung eines multiplen linearen Regressionsmodells konnten die Autoren nachweisen, dass andere Faktoren als die Wassertemperatur, also Salinität, Dichte, Kalendertag etc. keinen signifikanten Einfluss auf das Wachstum der Larven haben. Dabei wurde angenommen, dass der Kalendertag hauptsächlich den Zeitablauf des Zooplanktons bestimmt, da die Zooplanktonproduktion der Phytoplanktonproduktion folgt, die ihrerseits von der Sonneneinstrahlung abhängt. Die tägliche Wachstumsgeschwindigkeit der Larven nach dem Schlupf ist abhängig von der Temperatur des Wasserkörpers. Die Daten werden von Oeberst et al. (2009a) so interpretiert, dass mehr als 50% der Variabilität alleine durch die Schwankungen der Temperatur erklärt werden können. Für den Bereich bis ca. 10°C folgen die Ergebnisse der Wachstumsdaten von Oeberst et al. (2009a) den Werten anderer Autoren, oberhalb von 10°C zeigen die Heringslarven dagegen ein schnelleres Wachstum. Oeberst et al. (2009a) kommen zu dem Schluss, dass die Larven des "Rügenherings" tolerant gegenüber relativ hohen Temperaturen seien, die zumindest bis 17,5°C, keinen negativen Effekt auf deren mittleres tägliches Wachstum hätten.

C.3.2.3 Auswirkung der Temperatur auf das Nahrungsangebot der Heringslarven

Eine Temperaturerhöhung, wie sie durch einen Kühlwassereinstrom bei Lubmin entsteht, kann die Zusammensetzung der Hauptnahrung der Heringslarven verändern. Postel et al. (1988) konnten für den Greifswalder Bodden zeigen, dass die Konzentration der Heringsnahrung, die überwiegend aus Nauplien- und Copepoditstadien besteht, für den Übergang der Larven in die aktiv fressende Ernährungsweise und für das nachfolgende Larvenwachstum eine wichtige Rolle spielen. Die von den Autoren aus verschiedenen Werten errechnete theoretische kritische Dichte an Nahrung (> 6000 Nauplien pro m^3) wird nach ihren Berechnungen im südlichen Greifswalder Bodden bei einer Wassertemperatur von ca. 10°C überschritten. Allerdings ist die notwendige Nahrungsdichte von der Länge der Larven abhängig. Während 10 – 111 mm lange Heringslarven 4 – 8 Nauplien pro Liter benötigen, um nicht zu hungern, reichen größeren Larven von 13 – 14 mm Körperlänge bereits 2 – 4 Nauplien je Liter (Rosenthal & Hempel 1971). Postel et al. (1988) stellten fest, dass 1988 in einem Wasserkörper von > 14°C die für Heringslarven optimale Konzentrationen von ca. 200 000 Krebsen pro m^3 erreicht werden. Ein thermischer Einfluss des Kühlwassers des Lubminer Atomkraftwerkes auf einzelne Gattungen der Kleinkrebse war zu Beginn der Laichsaison 1988 nachweisbar, wurde zum Juni hin durch Vermischung aufgehoben.

C.3.2.4 Auswirkung erhöhter Temperaturen auf Freßfeinde

Im Greifswalder Bodden kommt es in strengen Wintern aufgrund der geringen Mächtigkeit des Wasserkörpers und seines reduzierten Salzgehaltes immer wieder zu Eisbildung, die in strengen Wintern zu einer geschlossenen Eisdecke führen kann. An der Messstation Landtiefrinne, die wenige Seemeilen vor dem Eingang zum Greifswalder Bodden liegt, wurden zwischen 1979 und 2000 in 62 % aller Jahre Eis gemessen, das vornehmlich zwischen Mitte Januar und Mitte März auftrat (BSH 2009). In Jahren mit Eisvorkommen konnte an durchschnittlich 41 Tagen Eis festgestellt werden. Innerhalb des Greifswalder Boddens liegt die Häufigkeit des Auftretens von Eis in den Jahren 1961 – 1990 bei über 70 % (Sporbeck 2008).

Durch die Einleitung des warmen Kühlwassers kommt es in eisreichen Wintern zu einer größeren eisfreien Fläche, die aus einem weiten Einzugsbereich Wasservögeln anlockt (Leipe & Sellin 1983, Sellin 1989). Der Autor beschreibt, dass die Kühlwassereinleitung an der Lubminer Küste zu einer gravierenden Veränderung der Eissituation führt.

> "Selbst bei den extremen Frösten der Winter 1978/79 bzw. 1984/85 blieben im Bereich der Kühlwassereinleitung in Abhängigkeit von den Windverhältnissen große Flächen eisfrei. Besonders drastisch war die Eislage Ende Februar 1985. Während der gesamte Greifswalder Bodden eine bis zu 40 cm starke Eisdecke aufwies, war bei Lubmin eine eisfreie Fläche von über 1000 ha zu beobachten, was zu einer gegenüber dem langjährigen Mittelwert enormen Wasservogelkonzentration führte."

In welcher Weise eine fehlende Eisbedeckung vor Lubmin oder ein generell erwärmter Wasserkörper im Frühjahr zu einer Konzentration von aquatischen Fressfeinden des Herings führen könnte, ist nicht bekannt. Zu allen anderen Jahreszeiten dürfte der Einfluss einer erhöhten Temperatur auf die Heringspredatoren wegen der Abwesenheit von Heringen marginal sein.

C.3.3 Auswirkungen des Sauerstoffgehaltes

C.3.3.1 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf das Laichsubstrat

Bedingt durch die sehr flache Gestalt des Greifswalder Boddens ist der Sauerstoffgehalt innerhalb der Wassersäule relativ homogen, es findet also eine kontinuierliche Durchmischung statt (Schnese 1973, Kell 1989). Nur bei hohen Temperaturen, welche in der Regel mit windarmen Wetterlagen zusammenfallen, können die Durchmischungsprozesse, bei denen sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Tiefe transportiert wird, zum Erliegen kommen.

C.3.3.2 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Eiablage und Embryonalentwicklung

Unter Normalbedingungen entwickeln sich die Eier und Larven des Herings im Greifswalder Bodden in einem Wasserkörper, der von der Oberfläche bis zum Boden mit Sauerstoff gesättigt ist. Dabei treten unter Normalbedingungen selten Werte unter 80 % Sättigung auf.

Tab. C.4: Werte der Sauerstoffsättigung im Greifswalder Bodden, zumeist gemessen in unmittelbarer Nähe des Laichsubstrates während der Laichperiode.

Quelle	Meßzeitraum	Durchschnitt	Min.	Anmerkungen
Schnese (1973)	1963 – 1965	99,4 %	-	ganzjährig
Schoknecht (1973)	1966 − 1971	87,2 %	-	ganzjährig
Klinkhardt & Biester (1984)	April 1982	≥ 100 %	90,6 %	in 5 m Tiefe
Klinkhardt (1986)	April – Juni 1982	86,4 bis 128,0 %	86,4 %	
Klinkhardt (1986)	Laichsaison 1983	89,1 - 18,2 %	89,1 %	
Pilz (1986)	April 1985	108 %	93 %	
Pilz (1986)	April 1985	119 %	104 %	am Boden 95%
Scabell (1988)	April − Juni 1987	≥ 100 %	ca. 85 %	
Scabell (1988)	April – Juni 1987	ca. 95 %	ca. 80 %	

Im Abschnitt C.2.5 "Potentielle natürliche Schädigungen des Laiches" wurde bereits darauf hingewiesen, dass es bei der natürlichen Laichablage zu Verklumpungen auf dem Laich-substrat kommen kann, welche die Sauerstoffaufnahme der zuunterst oder zuinnerst liegenden Heringseier behindern und zu einer erhöhten Absterberate unter den Eiern führen. Bereits Hempel & Schubert (1969) weisen darauf hin, dass die Mortalität der Heringseier von der obersten zu untersten Schicht hin zunimmt, und beobachten, dass die Anzahl der Missbildungen in der gleichen Weise steigt.

Hempel (1962) zeigt, dass eine Verringerung des Sauerstoffgehaltes im Wasser das Schlüpfen der unterversorgten Heringslarven anregt. Durch das Schlüpfen vieler Embryonen wird zusätzlicher Sauerstoff verbraucht, dessen sinkender Partialdruck letztlich zu weiteren Schlupfakten, zu einem Massenschlüpfen und einer weiteren starken Sauerstoffzehrung führen kann.

Blaxter konnte bereits 1956 experimentell nachweisen, dass von Heringseiern, die in einer dichten, einschichtigen Lage liegen, nur Tiere aus der Peripherie der "Laichscheibe" der

Ablage das Augenstadium schlüpfen. Je größer diese "Laichscheibe" ist, umso weniger Eier werden erfolgreich ausgebrütet. Blaxter schreibt:

> "Developing eggs give a low percentage hatching when crowded together. This suggests that the surface area factor may be the more important"

Aus den Messungen von Forschungstauchern und Larvenfängen ist bekannt, dass bereits kurze Reduktionen im Sauerstoffgehalt zu einer Schädigung des Heringslaiches führen. Klinkhardt und Biester (1984) beobachten, dass im April 1982 in den ersten 5 Tagen der Embryonalentwicklung kein großer Unterschied zwischen ein- und mehrschichtigem Laich festzustellen ist. Im Verlauf der weiteren Eientwicklung steigt der Anteil toter Eier und missgebildeter Embryonen im dünnschichtigen Laich auf ca. 15 %, im dickschichtigen Laich (etwa 5 Lagen) auf mehr als 60 %. Die unterste Lage des geschichteten Laiches weist einen besonders hohen Anteil an abgestorbenen Eiern auf. Klinkhardt und Biester (1984) sehen den Grund in einer suboptimalen Sauerstoffversorgung, zumal Sauerstoffmangel auch zum Schlüpfen kleinerer Larven führt.

In Experimenten wurde der Sauerstoffbedarf von Heringseiern und den sich daraus entwickelnden Embryonen gemessen. Der Bedarf an Sauerstoff beträgt in den ersten Tagen der Eientwicklung pro Individuum etwa 20 – 30 ng O_2 pro Stunde und steigt exponentiell (Kiørboe & Mohlenberg 1987). Dies gilt auch, wenn beim wachsenden Keim nur der Sauerstoffverbrauch für den Zuwachs um eine konstante Gewichtseinheit berechnet wird (Abb. C.9). Mit wachsender Größe werden die Transportwege im Keim länger, und der Sauerstoffverbrauch steigt weiter an. Insgesamt können nur ca. 25 % des verbrauchten Sauerstoffes in somatische Wachstumsprozesse investiert werden (Kiørboe & Mohlenberg 1987).

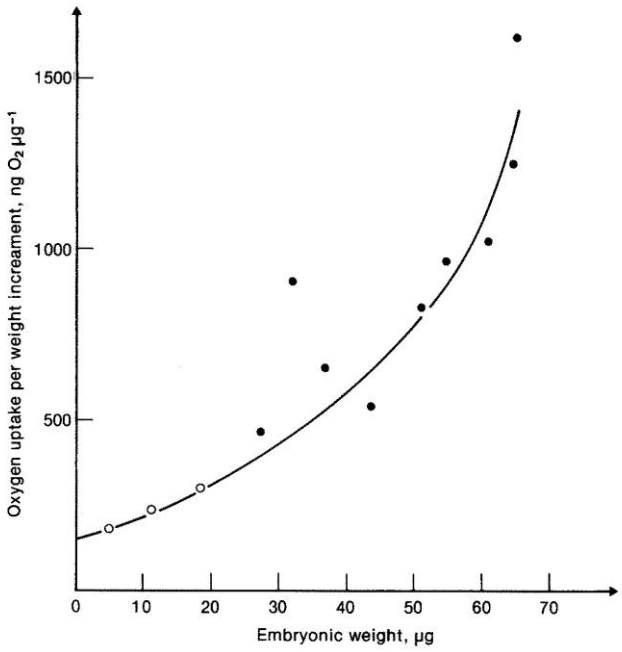


Abb. C.9: Sauerstoffaufnahme in Bezug auf den inkrementellen Zuwachs von embryonaler Masse in den ersten 15 Tagen der Entwicklung bei frühjahrslaichenden Heringen aus der westlichen Ostsee. Aus Kiørboe & Mohlenberg (1987).

Laich und Larven reagieren empfindlicher auf Sauerstoffmangel als juvenile oder erwachsene Fische. Puttler (1972) unternahm Inkubationsversuche mit Eiern (diese wurden einschichtig auf Glasplatten aufgebracht), und fand:

> "Je dichter die Eier lagen, umso geringer war der Schlüpferfolg, und umso länger war die Dauer des Schlüpfens. Grund hierfür ist eine schlechtere Versorgung mit Sauerstoff, die eine Entwicklungsverzögerung bewirkt."

Braum (1973) untersuchte experimentell die Einflüsse eines chronischen exogenen Sauerstoffmangels auf die Embryogenese des Herings. Die Eier wurden von Frühjahrs- und Herbstlaichern der Ostsee gewonnen, am Fangort oder im Labor künstlich befruchtet und bei insgesamt 6 verschiedenen O2-Partialdrücken unter kontinuierlichem Wasseraustausch erbrütet. Der Effekt eines chronischen Sauerstoffmangels auf die Morphogenese zeigt sich in Anomalien, die bereits während der Epibolie entstehen, langlebigen Missbildungen, die zu einer kurzen, gedrungenen Gestalt führen, zu toten Larven in der Eihülle und geschlüpften Larven mit geringerer Körperlänge.
Zwischen der Körperlänge geschlüpfter Heringslarven und dem Sauerstoffgehalt während der Inkubation ist eine Beziehung deutlich; bei einem Sauerstoffgehalt unter 50 % nimmt die Größe der geschlüpften Larven ab (Abb. C.10). Der Schlüpfzeitpunkt verlängert sich mit

abnehmendem Sauerstoffgehalt. Die Kontrollgruppen (100 % Sauerstoffsättigung) schlüpfen stets 15 bis 17 Tage nach der Befruchtung, Eier aus niederen Sauerstoffstufen schlüpfen bis zu 4 Tage später (Braum 1973).

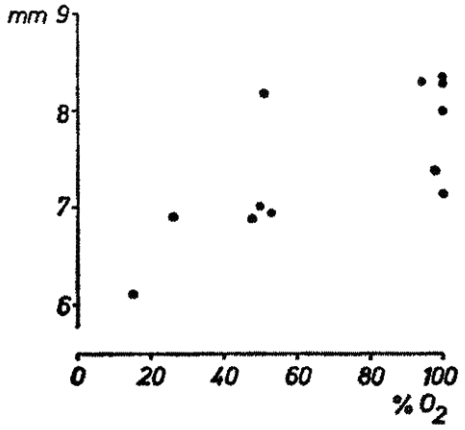


Abb. C.10: Körperlängen geschlüpften Larven (n = 415), die bei verschiedenem Sauerstoffgehalt erbrütet wurden, aus Braum (1973).

C.3.3.3 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven

Breitburg (2002) betont, dass Fischeier und Fischlarven besonders empfindlich auf Sauerstoffmangel reagieren, da sie anders als adulte Fische Zonen niedriger Sauerstoffkonzentration nicht meiden können. Experimente von Silva & Tytler (1973) an Heringen ermöglichten es, die L50-Dosis für Larven verschiedener Altersstufen festzulegen. Die L50-Dosis ist die Wirkdosis, bei der die Hälfte aller Individuen (50%) verstirbt. Beim Hering starben 50 % der 7 Wochen alten Larven bei 2,7 mg O2/l und 50 % der 2 Wochen alten Larven bei 3,1 mg O2/l. Der Sauerstoffverbrauch steigt mit der Temperatur und der Größe des Embryos bzw. der Heringslarve (Almatar 1984, Kiørboe & Mohlenberg 1987). Die Sauerstoffaufnahme ändert sich, wenn die Larven kurze Perioden ohne Nahrungsaufnahme erleben (Ming-Cheng & Batty 1995).

Ältere Heringlarven beginnen ca. 6 Wochen nach dem Schlupf mit der Schwarmbildung (Rosenthal 1968a) und können bei einer Längen von 20 mm (zumindest theoretisch) mehr als 1 km am Tag zurücklegen (Rosenthal 1968a). Nach der Metamorphose können sie aktiv Zonen mit einer suboptimalen Sauerstoffversorgung verlassen. Chapman & McKenzie (2009) konnte zeigen, dass Heringe auf eine zunehmende Sauerstoffarmut mit einer Erhöhung der

Schwimmgeschwindigkeit reagieren. Dabei erhöht sich die Geschwindigkeit bei einer Sauerstoffreduktion innerhalb weniger Minuten. Der Effekt ist bei einer Reduktion der Sauerstoffgehaltes auf 50 % – 60 % nachweisbar.

C.3.3.4 Auswirkung des Sauerstoffgehaltes auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven

Veränderungen im Sauerstoffgehalt können (wie Temperaturänderungen, siehe C.3.2.3) kaum gravierende Auswirkungen auf aktiv schwimmende Larven haben, sofern eine Reduktion des Sauerstoffgehaltes einen kleinen Bereich umfasst und die Larven Gelegenheit haben, auszuweichen.

Allerdings können durch eine Sauerstoffreduzierung bestimmte Verhaltensänderungen induziert werden. Heringe reagieren auf eine zunehmende Sauerstoffarmut z.B. mit einer Erhöhung der Schwimmgeschwindigkeit. Die Geschwindigkeit erhöht sich dabei innerhalb weniger Minuten, nachdem der Sauerstoffabfall eingetreten ist. Der Effekt ist bei einer Reduktion des Sauerstoffgehaltes auf 50 % – 60 % nachweisbar (Chapman & McKenzie 2009). Sollte es vor dem Ufer Lubmin, z. B. bei unbeständigen Windlagen, durch veränderlichen Wasserströmungen zu einem häufigen Wechsel der Sauerstoffgehaltes im Wasser kommen, ist nicht auszuschließen, dass Heringslarven, auch wenn sie aktiv schwimmen könnten, einem erhöhten physiologischen Stress ausgesetzt sein könnten.

C.3.4 Auswirkungen von Nährstoffen

C.3.4.1 Auswirkung von Nährstoffen auf das Laichsubstrat

Der frühjahrslaichende Hering der westlichen Ostsee bevorzugt zur Eiablage Pflanzen. Auf Weichböden wurden kaum Heringseier nachgewiesen (Klinkhardt & Biester 1984; Kääriä et al. 1988, Rajasilta et al. 1989). Eine Veränderung der Vegetation küstennaher Gewässer stellt somit ein Risiko für die Reproduktion des Herings dar.

Nach Aneer (1985) haben sich filamentöse Grünalgen (Gen. *Cladophora* oder *Pilayella littoralis*) im letzten Drittel des 20. Jahrhunderts in der Ostsee stark vermehrt, teilweise um das 10fache. Dabei wurden andere Arten verdrängt, wie die Braunalge *Fucus vesiculosus*, die durch ihr flächiges Vorkommen dichte Eiaggregationen begünstigt (Pilz 1986). Von einer Verdrängung der ursprünglichen Pflanzengesellschaften durch *Cladophora*-Bestände in stark belasteten Gewässern berichtet auch Lindner (1978) nach Untersuchungen in der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Die Verdrängung dürfte im Wesentlichen durch eine Zunahme von Nährstoffen verursacht sein, deren Gehalt im Meerwasser sich zwischen 1965 und 1976 verdoppelte und dann weiter anstieg (Aneer 1985). Kääriä et al. (1988) wiesen nach, dass der Rückgang der Heringsfang-Erträge in den Küstengewässern Südwest-Finnlands direkt mit deren zunehmendem Nährstoffgehalt zusammenfiel.

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

Das Gutachten des IOW (Burchard & Schernewski 2008) konstatiert, dass in diesem Zusammenhang zwischen dem Nahbereich (Kühlwasserfahne) und dem Fernbereich (zentraler Bodden) unterschieden werden müsse. Zwar hätten im zentralen Greifswalder Bodden die Modelle keine wesentlichen Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton durch die Kraftwerksaktivität gezeigt. Aber im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen seien erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper zu erwarten. Dagegen seien verstärkte Algenblüten im Nahbereich nicht zu erwarten.

C.3.5 Auswirkungen von Trübung / Sedimentation

C.3.5.1 Auswirkung einer veränderten Trübung und Sedimentation auf das Laichsubstrat

Neben dem Eintrag von biologischem Material, der zu einer Erhöhung des Nährstoffangebots führen kann, ist auch die Einleitung von anorganischem Feinmaterial mit Risiken für die Fischproduktion verbunden. In Finnland wurde nachgewiesen, dass eine deutlich erhöhte Dichte an Schwebstoffen zur Veränderung des Bodensubstrats in Richtung Weichböden und somit zu einer Verringerung der potentiellen Laichplätze des Herings führt (Kääriä et al. 1988, Rajasilta et al. 2006). Sowohl ein erhöhter Eintrag als auch eine starke Aufwirbelung von Schwebstoffen ist somit für den Reproduktionserfolg des Herings negativ.
Rosenthal (1971) weist darauf hin, wie schwerwiegend die Auswirkungen von abgelagertem Feinmaterial auf den Heringslaich sein könnten. Eine erhöhte Dichte von Schwebteilchen kann zur Ablagerung eines Teilchenfilms auf dem Heringslaich und so zur Verringerung des Gasaustausches der Eier führen. Dies bedingt eine deutlich erhöhte Mortalitäts- und Missbildungsrate der Embryonen (Braum 1973). Rosenthal (1971) berichtet in einem Gutachten betreffs der Verklappung von ungiftigen Rückständen der Aluminium-Verhüttung in die Nordsee, dass das eingetragene Material zu massiven physikalischen Schädigungen des Heringslaichs führt, vor allem durch Unterbindung der Atmung.

C.3.5.2 Auswirkung von Trübung und Sedimentation auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven

Schlickähnliches Substrat kann den Schlund der geschlüpften Larven verstopfen und ihre Nahrungsaufnahme behindern (Rosenthal 1971).
Kiørboe et al. (1981) konnten allerdings experimentell keinerlei Korrelation zwischen der Menge an suspensiertem Sediment im Wasser und dem Schlupferfolg von Heringen nachweisen. Die Autoren betonen aber, dass in ihrer Studie die Sauerstoffsättigung 100 % betrug, und weisen darauf hin, dass in vielen Fällen erhöhte Sedimentaufwirbelung mit einer Reduzierung des verfügbaren Sauerstoffs einhergeht.

C.3.5.3 Auswirkung von Trübung und Sedimentation auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven

Heringslarven orientieren sich beim Beutefang optisch. Eine starke Trübung des Wassers kann sich negativ auf ihren Jagderfolg und somit auf ihren Ernährungsstatus auswirken. Johnston und Wildish (1982) wiesen experimentell nach, dass der Jagderfolg von Heringslarven bei zunehmender Trübung des Wassers durch suspendierte Sedimente deutlich sinkt (Abb. C.11). Larven von 14 mm Länge fraßen in klarem Wasser 10 Krebse der Gattung *Artemia* pro Stunde, bei 4 mg/l Substrat waren es weniger als 6 Krebse, bei noch stärkerer Trübung (8 mg/l und 20 mg/l) sank die Zahl der erbeuteten Krebse auf unter 4 bzw. auf 3.

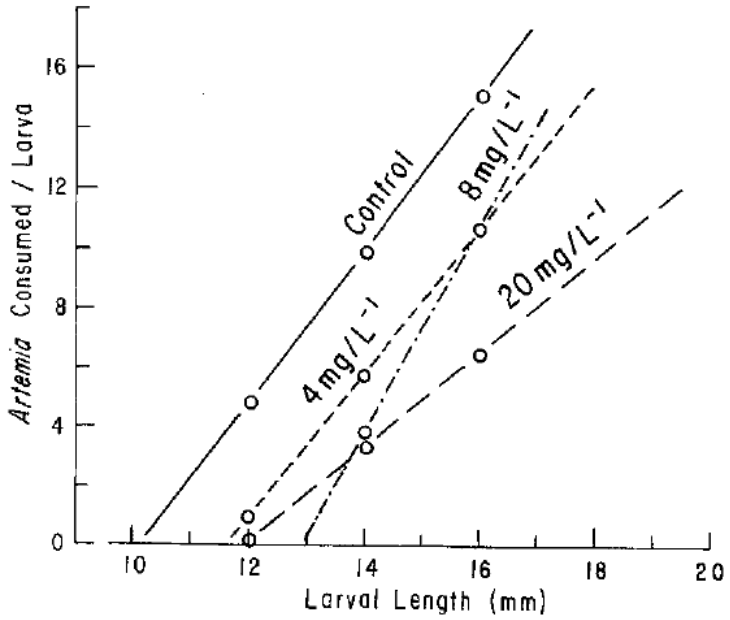


Abb. C.11: Verzehr von *Artemia*-Individuen pro Stunde durch Heringslarven unterschiedlicher Länge und bei verschieden starker Trübung des Wassers (Kontrolle = klares Wasser; 4 mg Substrat gelöst pro l Wasser; 8 bzw. 20 mg/l) Aus Johnston & Wildish (1982).

Bei ähnlichen Experimenten mit dem pazifischen Hering *C. pallasii* stieg die Zahl der konsumierten Kleinkrebse pro Heringslarve und Stunde allerdings zunächst mit einsetzender Trübung des Wassers stark an, verringerte sich aber mit zunehmender Sedimentmenge wieder (Boehlert & Morgan 1985). Die Autoren führten dies auf eine verbesserte Kontrastwirkung der unpigmentierten Beuteorganismen zurück, welche den Heringslarven die Lokalisation zunächst erleichterte.

Nach Fox et al. (1999) wird die maximale Wassertiefe, in der Heringslarven visuell in der Lage sind ihre Beuteorganismen zu erkennen, durch Trübung um bis zu 50 % reduziert.

C.3.6 Auswirkungen von Schadstoffen

C.3.6.1 Auswirkung von Schadstoffen auf den adulten Laicherbestand

Heringe nehmen größere Mengen von Schadstoffen wie Quecksilber über das Wasser als auch über die Nahrung auf. Entweder erfolgt die Akkumulation direkt über die Hautoberfläche oder über die Kiemen (Senocak 1995). Insofern ist der adulte Hering auch dann einer Schadwirkung von Giften ausgesetzt, wenn er während des Ablaichens keine oder weniger Nahrung zu sich nimmt. .

Adulte Heringe und Heringslarven bevorzugen ein leicht basisches Milieu. Bei Messungen im Greifswalder Bodden wurden während der Laichsaison leicht basische pH-Werte von 8,5 gemessen, die Schwankungen waren gering (Klinkhardt & Biester 1985). Für die Jahre 1982 und 1983 gibt Klinkhardt (1986) pH-Werte von 7,87 – 8,85 (1982) und 8,15 – 8,60 (1983) als typische Schwankungsbreite an. Pilz (1986) maß im April 1982 einen mittleren pH-Wert von 8,5 und im April 1986 einen Durchschnittswert von 9,2.

Aus den Antragsunterlagen geht hervor, dass es bei der Einleitung des Kühlwassers zu einer Versauerung des Greifswalder Boddens im Nahbereich kommen kann. Dass diese Veränderungen das Einwanderungsverhalten und die Laichplatzwahl der laichreifen Heringe beeinflussen würden, kann auf Grund der vorliegenden Referenzen nicht ausgeschlossen werden.

C.3.6.2 Auswirkung von Schadstoffen auf Eiablage und Embryonalentwicklung

Selbst geringe Konzentrationen von Schwermetallen, Erdölkomponenten oder Pestiziden kann die Anzahl der Eier in den Ovarien der Muttertiere um bis zu 80 % reduzieren (von Westernhagen, 1988).

Auch eine Befruchtung in kontaminiertem Wasser kann erheblich behindert werden. Kinne & Rosenthal (1967) stellten fest, dass der Anteil der befruchteten Eier auf 46 % gegenüber 82 % sank, wenn sich Schwefelverbindungen wie $FeSO_4$ und H_2SO_4 in einer Verdünnung von 1:16 000 im Wasser befanden. Nach Rosenthal & Alderdice (1976) haben chlorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe keinen messbaren Einfluss auf die Befruchtung, allerdings waren Schwermetalle wie Cadmium in der Lage, die Membranen der befruchteten Eier zu schädigen.

Eine Erniedrigung des pH-Wertes, die beispielsweise durch Sulfate hervorgerufen wird, kann zu einer Reduktion der Wasseraufnahme des Eies führen (von Westernhagen 1988). Blaxter (1956) verweist auf Kelley (1946), der bei Pazifischen Heringen angegeben hat, dass ein leicht "saurer" pH-Bereich unter 7,0 zu Entwicklungsverzögerungen in der Embryonal-entwicklung bzw. zum Schlupf von verkrüppelten Larven führt. Ein leicht basischer pH-Wert von 10,0 führt dagegen zu keiner Entwicklungsbeeinträchtigung.

C.3.6.3 Auswirkung von Schadstoffen auf Schlupf und Entwicklung der Heringslarven

Grundsätzlich manifestieren sich sämtliche Schadwirkungen bestimmter Substanzen in einer Reduzierung der Schlupferfolgsrate. Vor allem Metalle wie Cadmium (Cd) können letale Schädigungen des Embryos hervorrufen und so die Schlupfrate mitunter drastisch reduzieren. Nach Rosenthal & Sperling (1974) ist ab einer Cd-Konzentration von 0,1 ppm die Schlupfrate messbar reduziert, wenn sie auch bis zu einer Konzentration von 5 ppm relativ hoch bleibt. Die Rate derjenigen Heringslarven, welche schwere Fehlbildungen an den Kiemen und am Kiefer aufweisen, ist bei einer Belastung von 0,05 ppm Zink (Zn) im Wasser deutlich gegenüber einer unbelasteten Kontrollgruppe erhöht. Eine korrekte Ausbildung des Kiemenapparates ist für die Nahrungsaufnahme unerlässlich (Flüchter 1962). Ab einer Zn-Belastung von 6,0 ppm beträgt die Missbildungsrate 100 % (Somasundaram et al. 1984).
Eine Steigerung des Schadeffekts kann durch die Kombination verschiedener Metalle hervorgerufen werden (von Westernhagen et al. 1979).
Die Aufnahme von Schwermetallen durch die Eier wird auch von der Salinität des Wassers beeinflusst. Bei Cd ist die Belastung höher je niedriger der Salzgehalt des Wassers ist (Dethlefsen et al. 1975).
Auch die im Erdöl enthaltenen Kohlenwasserstoffe können in höheren Konzentrationen (5 ml/l) die Schlupfrate auf 0 reduzieren (Linden 1978). Nach von Westernhagen (1988) können aromatische Kohlenwasserstoffe die Phosphorilierung von ADP blockieren, und so zu Missbildungen schon in der frühen Embryonalphase führen (von Westernhagen 1988). Der Autor spricht von einer typischen „Öl-Larve“, welche stark missgebildet aus mit Erdöl-Bestandteilen oder Derivaten kontaminierten Eiern schlüpft.
Neben Erbgutschädigungen können auch eine Erhöhung der Herzschlagfrequenz und unregelmäßige Muskelkontraktionen des Embryos eine durch Gifteinwirkung hervorgerufene Schadwirkung kennzeichnen (Rosenthal & Alderdice 1976).

C.3.6.4 Auswirkung von Schadstoffen auf Verhalten und Ökologie der Heringslarven

Auch toxische Schwefelverbindungen können in Konzentrationen, in denen keine erhöhte Larvensterblichkeit auftritt, dennoch deutliche Verhaltensänderungen hervorrufen, wie ein Ausbleiben der Entwicklung von Beutefangverhalten, welches ihre Überlebenswahrscheinlichkeit in der freien Natur stark reduziert (Kinne & Rosenthal 1967). Grundsätzlich ist bei Larven, welche aus unter Gifteinwirkung gestandenen Eiern schlüpfen, die Aktivität deutlich reduziert (von Westernhagen 1988).

C.3.7 Zusammenwirkung mehrerer Stressoren

Wechselwirkungen oder Wirkketten zwischen einzelnen Stressoren, die in den vorgestellten wissenschaftlichen Publikationen einzeln betrachtet wurden, sind zwar nicht unwahrscheinlich, können aber durch die vorliegende Literatur auch nicht eindeutig belegt werden.

Ein Beispiel ist das Zusammenwirkungen von Temperaturerhöhung, Eutrophierung, Sauerstoffmangel, Massensterben von Organismen mit nachfolgender Belastung des Laichsubstrates und des Laiches durch weitere Sauerstoffzehrung und Detritus. So bewertet die UVU (Froelich & Sporbeck, 2007, S. 11) die **zusätzlichen Nährstofffrachten** durch das geplante Vorhaben „*im Gesamtzusammenhang für das Ökosystem Greifswalder Bodden […] unter Berücksichtigung der Aufwärmung des Greifswalder Boddens durch Kühlwassereintrag kritisch.*“. Im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen seien **erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper** zu erwarten (Froelich & Sporbeck, 2007). Es ist nach diesen Aussagen nicht unwahrscheinlich, dass die Kombination erhöhter Temperaturen und Nährstofffrachten im Nahbereich zu negativen Auswirkungen für die Makrophyten als Laichsubstrat und auch direkt auf die Entwicklung des Heringslaiches führen wird.

Auch wenn das Zusammenwirken mehrerer Stressoren im Rahmen dieser Literaturstudie aus zeitlichen Gründen nicht ausführlicher behandelt wird, sollte es aber nach Beginn der Kühlwassereinleitung in Form einer unabhängigen, betriebsbegleitenden Forschung, angepasst an die besonderen Situation im Greifswalder Bodden und den hier geplanten Kraftwerkstyp, evaluiert werden.

C.3.7.1 Auswirkung der Temperatur und Nährstoffe auf das Laichsubstrat

Die Entwicklung von Phytoplankton ist im Wesentlichen lichtabhängig; die erste „Algenblüte“ entsteht mit den ansteigenden Frühjahrstemperaturen im März und April (Thieme 1981). Mit zunehmender Eutrophierung des Boddens können erhöhte Wassertemperaturen einen negativen Einfluss auf die für das Laichgeschäft des Herings unentbehrlichen Makrophyten haben: Hohe Temperaturen begünstigen insbesondere bei hohem Nährstoffgehalt eine rasche Vermehrung von Phytoplankton (siehe Abschnitt C.3.4.1). Die hohe Biomasse an Phytoplankton kann zu einer Sauerstoffzehrung und damit zu einer veränderten mikrobiellen Aktivität führen, die Anoxien am Grund verursachen kann. Erschwerend kommt hinzu, dass laut LUNG (2009) der Makrophytenbestand im Greifswalder Bodden „durch die Eutrophierung bereits sehr stark geschädigt“ sei und „durch die Abwärmebelastung im Nahbereich mit Sicherheit weitere Schäden an der Großalgenflora zu erwarten seien.

C.4 weitere Betrachtungen

C.4.1 Langfristige Veränderungen des Laichmodus

Wissenschaftliche Daten über den Beginn und das Ende des Laichgeschäftes aus der Zeit vor einem Einsetzen der globalen Erwärmung sind spärlich, aber vorhanden. Von 1928 bis 1931 wurden von Altnöder (1930, 1932) im Herbst zahlreiche Heringslarven in der Ostsee gefangen. In den Jahren 1958 und 1959 wurden von Waldmann (1961) von April bis Juli monatliche Heringslarven- und Planktonfänge durchgeführt. Bereits damals war das Einsetzen des Laichvorganges beim Hering äußerst variabel. 1958 begann die Laichablage im April und war im Juni beendet, ein Jahr später hatten die Heringe bereits im März abgelaicht, das Maximum der Laichperiode wurde Anfang Mai überschritten.
Bis Ende der 30er Jahre waren herbstlaichende Heringe in der westlichen Ostsee eine regelmäßige Erscheinung. Der Laichvorgang begann bereits im August. Die wesentliche Laichzeit war die zweite Hälfte des Septembers und die erste Hälfte des Oktobers. Die meisten Larven schlüpften im Oktober (Poulsen 1936). Eigene Forschungen des Institutes für Ostseefischerei lassen vermuten, dass - getrieben durch den weltweiten Klimawandel und der damit verbundenen Erwärmung des Wasserkörpers im Greifswalder Bodden - ein Regimewechsel von den heute noch dominierenden Frühjahrslaichern zu herbstlaichenden Heringen in Zukunft nicht ausgeschlossen werden kann.

C.4.2 Auswirkungen des Klimawandels

Der weltweite Klimawandel führt zu Veränderungen in der Ökologie von Fischbeständen und ihren Nahrungsquellen (Walther et al. 2002, Worm et al. 2006, Greene & Pershing 2007), von denen auch der nordatlantische Hering (Brunel & Boucher 2007) und Heringe der Ostsee (Alheit et al. 2005) betroffen sind. Langfristige klimatische Schwankungen, die sich in einer Zunahme der Meeresoberflächentemperatur ausdrücken, prägen die Zusammensetzung der Makrofauna (Kröncke et al. 1998). Die Oberflächentemperatur der Ostsee ist zwischen 1994 und 2000, also innerhalb von 15 Jahren, um ca. 0,8°C gestiegen (Siegel et al. 2006). Blaxter (1992) weist darauf hin, dass eine Temperaturerhöhung zu schwer vorherzusagenden ökologischen Verschiebungen führen könne. ein realistisches Szenario ist eine zeitliche Verschiebung von Heringslarvenschlupf und Frühjahrs–„Algenblüte“, welches Auswirkungen auf die Ernährungslage von Heringslarven und dem Vorkommen ihrer Prädatoren haben dürfte.

Bereits Mitte der 1980er Jahre trafen sich regionale Fischereivertreter aus dem Greifswalder Raum, um die möglichen Gründe für einen Rückgang der Standardlängen beim Frühjahrslaicher der westlichen Ostsee aus den Gewässern rund um Rügen zu diskutieren (Kästner & Brielmann 1991).

Auswertungen historischer Fangdaten sowie des Rügen Heringslarvensurvey (RHLS) von 1977 bis 2006 ergaben, dass der erste Schlupf von Heringslarven im Greifswalder Bodden in den Anfangsjahren der Datenserie Anfang/Mitte April stattfand (Stürmer et al. 2007). In den vergangenen 30 Jahren kam es zu einer Vorverlegung dieses Termins um ca. 2 – 3 Wochen, so dass mit relevanten Schlupfereignissen bereits Mitte März gerechnet werden muss (siehe Abb. C.12).

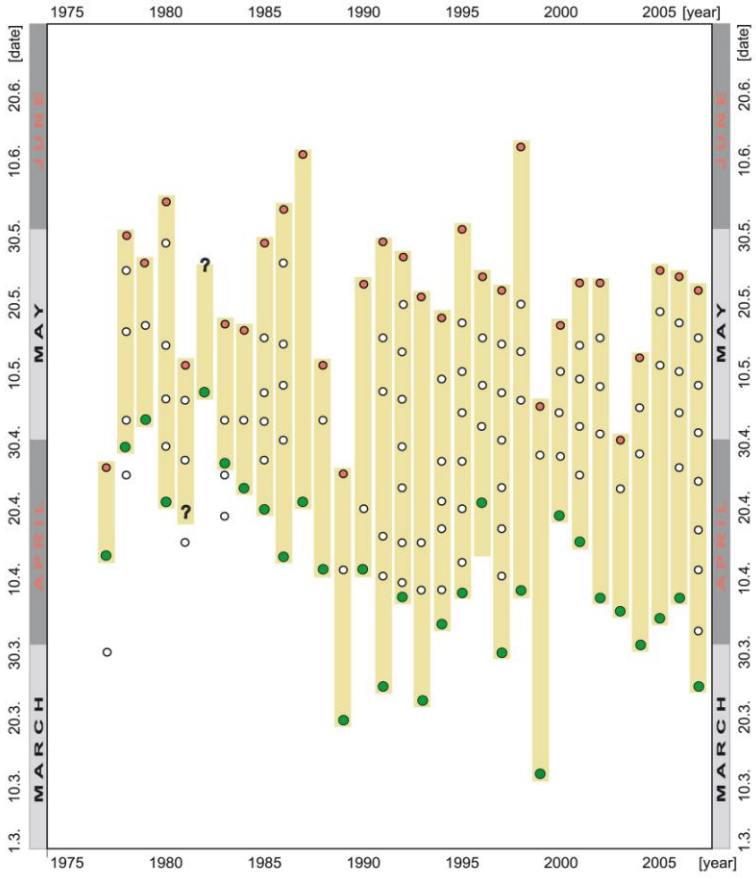


Abb. C.12: Rückberechnung des Laichtermins (grüner Punkt), welcher zum 1. Heranwachsen einer signifikanten Menge von 10 mm langen Heringslarven im Greifswalder Bodden geführt hat, sowie Fangtermin (roter Punkt), an dem zum letzten Mal pro Jahr eine signifikante Menge frisch geschlüpfter Larven gefangen wurde. Stürmer (2007).

Alheit & Hagen (1996) beschreiben mögliche Zusammenhänge zwischen dem Auftreten sehr vieler Heringe im Skagerrak, den Maxima des Bohuslän-Herings, und Wetterereignissen in Europa. Seit dem 10. Jahrhundert wurden neun dieser "Bohuslän-Perioden" beschrieben, die meist einhergehen mit einer starken Eisdecke über Island, einem harten Winter in Westeuropa mit extrem niedrigen Luft- und Wassertemperaturen, der Reduktion westlicher Winde und einem Minimum südwestlicher Winde über England (Alheit & Hagen 1997). Die Autoren vermuten, dass diese Variationen des Klimas die verschiedenen Herings-Perioden bestimmen.
Nach Auffassung in der Stellungnahme des LUNG zum geplanten Steinkohlekraftwerk (LUNG 2009), in der auch auf die Veränderungen der klimatischen Verhältnisse in der Region eingegangen wird, „*dürften sich diese Klimaveränderungen insbesondere in flachen Küstengewässern wie dem Greifswalder Bodden u.a. in steigenden Wassertemperaturen niederschlagen*“. Es seien „*an nahezu allen Messstellen des Greifswalder Boddens und des Peenestroms neue Höchstwerte gemessen worden*“. Dabei sei „*zu berücksichtigen, dass die Messungen üblicherweise nur monatlich erfolgen, so dass die Erfassung von Extremwerten stark eingeschränkt*“ sei.

Eine zusätzliche Temperaturerhöhung durch die Kühlwassereinleitung könnte den Effekt der globalen Erwärmung und seine Auswirkungen auf die Reproduktion der Heringe im Greifswalder Bodden verstärken.

C.5 Zusammenfassung

Aus den vorliegenden 184 wissenschaftlichen Publikationen, welche Aspekte der Reproduktion der Heringsbestände der westlichen Ostsee, aber auch aus anderen Meeresgebieten, behandeln, konnten die kritischen Bereiche möglicher Stressoren für die Reproduktion der Heringe im Greifswalder Bodden zusammengestellt werden. Als potentieller Stressor wird entsprechend dem Vorsorgeansatz die Abweichung von Temperatur, Sauerstoffsättigung, Nährstoffen und Schadstoffen von den natürlicherweise auftretenden Werten definiert, auch wenn in einigen Fällen die Abweichung gering erscheint.

Mögliche Auswirkungen der Stressoren lassen sich wie folgt zusammenfassen:

A. Eine Erhöhung von Schadstoffen und Trübungsstoffen sowie das Erreichen kritischer Werte von Temperatur und Nährstoffen, verbunden mit einer Erniedrigung des Sauerstoffgehaltes, kann negative Wirkungen für die verschiedenen Phasen der Reproduktion des im Greifswalder Bodden laichenden Herings bedeuten. Das Ausmaß der Wirkung ist dabei von der Veränderung gegenüber dem natürlich vorhandenen Wert und der Überschreitung bestimmter Schwellenwerte abhängig.

B. Diese Schwellenwerte lassen sich nicht in allen Fällen genau quantifizieren. Es wurde aus der Literatur allerdings deutlich, dass bestimmte Stressoren sich im Laufe eines Jahres nicht in gleicher Weise auf die Reproduktion des Herings auswirken. Während bestimmte Lebensabschnitte des Herings relativ robust gegenüber Änderungen des Milieus sind, reagieren Heringe in anderen Entwicklungsschritten ("sensitive Phasen") deutlich empfindlicher auf eine Einwirkung von Stressoren. Diese "sensitive Phase" besteht während der Laichzeit des Herings im Greifswalder Bodden, im Mittel von ca. Ende Februar bis Ende Juni.

Das wechselnde Potential einer Schädigung durch die Summe der untersuchten Stressoren lässt sich wie folgt zusammenfassen:

A. In ihrer Auswirkung auf das **Laichsubstrat**, den **Laichvorgang**, die **Befruchtung**, **Embryogenese**, den **Schlupf** und die **frühen Larvalstadien** kann die Summe der Stressoren eine **erhebliche negative Auswirkung** auf die Heringsreproduktion haben.

B. Auf die Lebensumstände **älterer Larven** zeigt die Summe der Stressoren eine **leicht negative** bzw. potentiell negative Wirkung.

Für die Abschätzung der Gesamtwirkung einer Kühlwassereinleitung in den Greifswalder Bodden sind weitere vier Umstände relevant:

C. Das gleichzeitige Auftreten oder Wechselwirken einzelner Stressoren kann ihre negativen Auswirkungen verstärken. Dies gilt insbesondere für das **Zusammenwirken von Temperaturerhöhung, Eutrophierung, Sauerstoffmangel**, Massensterben von Organismen mit nachfolgender Belastung des Laichsubstrates und des Laiches durch weiterer Sauerstoffzehrung und Detritus.

D. Es ist zu beachten, dass in dieser Literaturstudie zwar die wichtigsten, aber **nicht alle relevanten Stressoren** behandelt werden konnten.

E. Der Heringsbestände der Ostsee unterliegen **langfristigen Zyklen**. Es ist denkbar, dass sich während der Laufzeit des Kraftwerkes das Laichgeschehen aus dem Frühjahr in den Herbst verlagert. Mögliche Folgen wurden bislang nicht berücksichtigt.

F. Der Klimawandel hat in den vergangenen 15 Jahren zu einer Erhöhung der Oberflächentemperatur der Ostsee um 0,8°C geführt. Ein negativer Einfluss auf die marine Ichthyofauna erscheint nach den vorliegenden Untersuchungen möglich, auch wenn die Wirkmechanismen bisher nicht aufgeklärt sind. Die Einleitung von Kühlwasser in den Greifswalder Bodden wirkt in die gleiche Richtung und **könnte damit die negative Auswirkungen des Klimawandels verstärken**.

D Bewertung und Empfehlungen

D.1 Einleitung

Die **zentrale Frage** dieses Gutachtens ist, ob die kommerziell genutzten marinen Fischbestände des Greifswalder Boddens (GWB), und hier insbesondere der Bestand des Rügenschen Frühjahrsherings, durch die geplanten Kraftwerke am Standort Lubmin maßgeblich negativ beeinträchtigt werden könnten. Da der GWB das Hauptlaichgebiet des Rügenschen Frühjahrsherings ist, war zu begutachten, ob Heringseier und –larven im Haupteinflussbereich des Kühlwasserausstroms geschädigt werden können und, wenn ja, ob dies einen signifikant negativen Einfluss auf den Bestand des Rügenschen Frühjahrslaicher haben kann.

Folgende **Unterfragen** sollten beantwortet werden:

- Gibt es potentielle Laichgebiete von Hering (im Wesentlichen Makrophyten) im Nahbereich vor Lubmin?
- Haben diese Gebiete im Nahbereich im Verhältnis zu allen weiteren aktuell vorhandenen potentiellen Herings-Laichgebieten im GWB eine erhebliche Bedeutung?
- Werden die Laichgebiete im Nahbereich während des gesamten Laichgeschehens vom laichenden Hering derzeit auch in erheblichem Maße genutzt?
- Hat sich die relative Bedeutung der Laichgebiete im Nahbereich des Kraftwerks in der Vergangenheit geändert, und wenn ja, hat die Bedeutung zu- oder abgenommen?
- Können die wesentlichen Stressoren, die aus dem Abwasser des Kraftwerks resultieren (Erwärmung, Nährstoffe, Sauerstoffmangel, Schadstoffe), einen erheblichen Einfluss auf die Produktivität des Herings und damit auch auf seine fischereiliche Nutzung haben?
- Sind durch den Betrieb der Kraftwerke Einbußen für die kommerzielle Fischerei zu erwarten, und wenn ja, in welcher Höhe?
- Sind andere Fischarten betroffen?
- Wie sind die Auswirkungen der Wärmezufuhr minimierbar?

In diesem Abschnitt D des Berichtes werden die Funde der eigenen Untersuchungen (Abschnitt B) und der Literaturstudie (Abschnitt C) in den Gesamtzusammenhang gesetzt

und hinsichtlich der Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung auf die marinen kommerziell genutzten Fischbestände diskutiert. Zunächst wird die im ersten Teil des Projektes bestimmte Fläche potentiellen Laichsubstrats im Verhältnis zum gesamten Greifswalder Bodden betrachtet, dann auf die verschiedenen Stressoren eingegangen, anschließend die Bewertungsgrundlagen und Limitationen der zu treffenden Aussagen dargestellt. Die zusammenfassende Bewertung wird in Abschnitt D.6 in Form einer Matrix dargestellt, der folgende Abschnitt präsentiert die Schlussfolgerungen und leitet erforderliche Maßnahmen zur Reduzierung des Gefährdungspotentials für den Heringsbestand im Regelbetrieb der Kraftwerke ab. Schließlich werden Vorschläge für ein Monitoringkonzept gemacht.

D.2 Bestimmung der potentiell beeinflussten Laichsubstratfläche

Der Reproduktionserfolg des Herings der westlichen Ostsee ist maßgeblich von der Verfügbarkeit von Laichsubstrat abhängig. Um beurteilen zu können, in wie weit die Reproduktion des Herings durch die aus der Kühlwassereinleitung resultierende Temperaturerhöhung beeinträchtigt werden könnte, musste das potentielle Substrat aufgenommen werden.

Mit Hilfe von hoch aufgelösten Luftbildaufnahmen konnte eine aktuelle **Verteilung von Makrophyten** mit relativ hoher Genauigkeit für den gesamten GWB beschrieben und für die unterschiedlichen Tiefenstrata quantifiziert werden. Die Analysen wurden durch Direktbeobachtung (Unterwasservideo und Taucher) verifiziert und ergänzt und die Informationen miteinander verschnitten. Es wurde gezeigt (vergl. Abschnitt B.2), dass die als Laichsubstrat für Hering geeigneten Makrophyten nicht gleichmäßig verteilt sind, sondern vor allem im Flachwasserbereich bis 3 m Tiefe auftreten. Zwei der traditionell wichtigen Laichgebiete am Gahlkower Haken und Freesendorfer Haken (siehe Abb. A.2) sind nach wie vor bedeutsame Laichgebiete, die sich im Einflussbereich erwärmten Kraftwerkabwassers befinden. In der direkten Umgebung des Auslaufkanals von Lubmin sind nur wenige Makrophyten kartiert worden. Die Verteilung der Makrophyten war im Allgemeinen der früherer Untersuchungen zur Horizontal- und Vertikalverteilung ähnlich.

Darüber hinaus wurde die Ausbreitung des Kraftwerkkühlwassers neu modelliert, um spezifische Aussagen treffen zu können über die Wasser- bzw. Wärmeausbreitung während der Herings-Laichzeit im Bodenwasser um Lubmin, in Abhängigkeit von verschiedenen Wetterlagen. Daraus ergaben sich neue Definitionen für den Bereich, in dem der größte Einfluss des Kühlwassers erwartet wird (für die Definition der Nah- und Wirkbereiche siehe Abschnitt A.1).

Gebietsdefinitionen und relative Bedeutung der Gebiete

Als Basis der nachfolgenden Berechnungen wurden drei verschiedene Einflussbereiche des Kühlwassers definiert:

Der von Burchard & Schernewski (2008) definierte **Nahbereich** (Flächenanteil 43,7 km², entspr. 7,6% der Gesamtfläche des GWB und südlichen Strelasundes), der sich auf die Ausbreitung des Oberflächenwassers bezieht und die mittlere Temperaturerhöhung um 0,5°C darstellt, enthält ca. **6% der Makrophyten** des GWB.

Der von Wissenschaftlern des IOW (siehe Abschnitt B.4) für diese Untersuchung neu modellierte **Wirkbereich 1**, in dem an mindestens 10% der Tage des Monats (März 2002) das Wasser im Bodenbereich um mindestens 1°C erwärmt worden wäre (nicht notwendigerweise aufeinander folgende Tage), ist sehr viel kleiner (Flächenanteil 27,8 km², entsprechend 4,8% der Gesamtfläche des GWB) als der ursprünglich vom Burchard & Schernewski (2008) definierte Nahbereich für Oberflächenwasser. Der März wurde ausgewählt, weil in diesem Monat die Hauptlaichzeit des Herings im GWB beginnt und – auch wegen der in der Regel noch kälteren Wassertemperaturen – in diesem Monat der Einfluss einer Wärmeeinleitung besonders hoch sein dürfte. Ein Temperaturanstieg von mindestens 1°C wurde als Bezugsgröße gewählt, da nach den Modellierungen die wichtigen Laichareale nur kurzzeitig und bei bestimmten Wetterlagen (s B.4) um deutlich mehr als 1°C erwärmt werden.

Wirkbereich 2, in dem an mindestens 3,5 Tagen aufeinander folgenden Tagen des März 2002 das Wasser im Bodenbereich durchgehend um mindestens 1°C erwärmt worden wäre, ist noch mal kleiner als der Wirkbereich 1 (Flächenanteil 14,2 km², entspr. 2,5% der Gesamtfläche des GWB). Diese zusätzliche Einschränkung erfolgte, weil nach Literaturangaben eine kurzzeitige Erhöhung der Wassertemperatur selbst um mehr als 1°C keine nachweisbare Wirkung auf die Entwicklung des Heringslaichs hat (siehe Abschnitt C.3.2), die Einwirkdauer also mindestens 3 Tage betragen müsste, um einen negativen Einfluss ableiten zu können.

Die ergänzend definierten Wirkbereiche sind zwar insgesamt kleiner als der Nahbereich, sind aber an der Küste nach Nordosten und Südwesten weiter ausgedehnt. Die wichtigen Laichgebiete am **Gahlkower und Freesendorfer Haken** sind mit eingeschlossen. Dadurch nimmt die relative Bedeutung der Wirkbereiche im Vergleich zum ursprünglichen Nahbereich zu: Während im ursprünglichen Nahbereich etwa 6% der **Makrophyten** des GWB zu finden waren, sind im **Wirkbereich 1 insgesamt 7,2% der Makrophyten enthalten**, was zeigt, dass der so definierte Wirkbereich flächenmäßig zwar viel kleiner, biologisch aber viel bedeutsamer ist. **Im Wirkbereich 2,** dessen Fläche nur halb so groß ist, beträgt der **Makrophytenanteil noch knapp 4%.**

Belaichung. Die Tauchuntersuchungen haben gezeigt, dass der Hering 2009 die Makrophyten im ganzen Greifswalder Bodden als Laichsubstrat annahm und vor allem in Tiefen zwischen 0 und 4 m laichte. Es konnte gezeigt werden, dass etwa 85% der Makrophyten im Wirkbereich 1 tatsächlich intensiv zum Laichen benutzt wurden (vergl. Abschnitt B.3.3, zum Zeitpunkt der Betauchung im April). Laich fand sich teilweise in dicken Matten, auch eine Mehrfachbelaichung wurde teilweise gefunden. Informationen über den Belaichungsgrad außerhalb des Wirkbereiches sind nur anekdotisch verfügbar, da die Betauchung dort nicht synoptisch erfolgen konnte.

Die **Sterblichkeit von Heringslaich** stieg im Untersuchungsjahr 2009 von 8% (Anfang April) auf 50-100% Ende April deutlich an, unabhängig von der geographischen Position, Tiefe und Substrat. Entscheidend für die Mortalität waren die Belaichungsdicke und die Temperatur. Je höher beide Faktoren waren, desto höher wurde auch die Sterblichkeit. Die Temperatur wirkte maßgeblich mittels Begünstigung der Wachstumsbedingungen für Pilze und schnell wachsende fädige Algen als Oberflächenbesiedler (auf Laichsubstrat und auf den Eiern selbst). Ab Mitte Mai hatten diese Algen die gesamten möglichen Laichsubstrate überwachsen und verhinderten dort ein weiteres Laichen.

Der Anteil des Laichsubstrates im Nahbereich übersteigt 5% am gesamten Laichsubstrat im Greifswalder Bodden. Beide Wirkbereiche haben überproportionalen Anteil am zu Verfügung stehenden Laichsubstrat im GWB.

Es gibt keine statistisch signifikanten Nachweise, dass das Laichsubstrat im Bereich der Kühlwassereinleitung mehr oder weniger zum Laichen genutzt worden sei als im übrigen GWB, oder dass die Mortalität von Heringslaich in diesem Gebiet verschieden wäre vom gesamten GWB.

D.3 Stressoren

Nachdem festgestellt ist, dass die von der Kühlwassereinleitung betroffene Fläche potentiell nicht unerheblichen Einfluss auf den Reproduktionserfolg des Herings der westlichen Ostsee hat, wurden die Stressoren Temperatur(-erhöhung), Sauerstoffmangel, Nährstoffe, pH, Trübung/Schwebstoffe, Schadstoffe und andere Stressoren unter zu Hilfenahme der Literaturstudie (vergl. Abschnitt C) bewertet. Insbesondere wird versucht zu verdeutlichen, welche der vielen potentiellen Auswirkungen verschiedenster Stressoren tatsächlich nennenswerte Bedeutung auf den im GWB laichenden Heringsbestand hat. Dabei ist zu beachten, dass Stressoren auf verschiedene Phasen des Reproduktionszyklus wirken können (die Effekte sind daher getrennt dargestellt), und sich gegenseitig beeinflussen oder verstärken können.

D.3.1 Bedeutung einer Temperaturerhöhung

Die physikalischen und ökologischen Auswirkungen einer Kühlwassereinleitung am Standort Lubmin wurde in Burchard & Schernewski (2008) quantifiziert. Die genehmigten GuD-Kraftwerke und das beantragte Steinkohlekraftwerk würden demnach unter Maximallast (entsprechend dem *worst case* Szenario von Buckmann, 2007) 3590 – 3950 MW Wärme-energie in den GWB einleiten. Diess führt zu einer Erwärmung des Kühlwassers um 7,5 °C am Ort der Einleitung. Je Sekunde könnten maximal 125 Kubikmeter Kühlwasser mit Δ t = 7,5 °C in den Greifswalder Bodden geleitet werden.
Nach Schnese (1968, zit. in Sellin 1989) hätte die Wärmegesamtbelastung des GWB bei vollem Ausbau des AKW „Bruno Leuschner“ (8 Reaktorblöcke) am Standort Lubmin etwa 10% der Gesamtwärmeeinstrahlung in den GWB durch die Sonne betragen. Die projektierten Kraftwerke in Lubmin werden Wärme in vergleichbarer Größenordnung in den GWB emittieren. Leider sind Erfahrungen mit den Einleitungen des KKW nur begrenzt zur Bewertung verwendbar. LUNG (2009) schreibt dazu: „Zu den Auswirkungen des KKW „Leuschner“ am Standort Lubmin auf das Ökosystem Greifswalder Bodden liegen aus der Vergangenheit sporadische, zeitlich begrenzte Untersuchungen vor. Langfristig angelegte, systematische wissenschaftliche Untersuchungen wurden bisher nicht gemacht. Das lässt einfache Analogieschlüsse in Bezug auf die Bewertung der Auswirkungen der geplanten Kühlwassereinleitungen auf die biologischen Qualitätskomponenten nicht zu“.

Schon wegen des hohen absoluten Betrages, aber auch wegen der in Abschnitt C dargestellten besonderen Bedeutung der Temperatur auf den Laicherfolg ist wahrscheinlich, dass eine Erhöhung der Temperatur (und der Varianz) einen herausragenden Einfluss auf die Heringsreproduktion hat. Eine Temperaturerhöhung kann verschiedene Auswirkungen haben.

Effekt 1: Beschleunigung der Eientwicklung und früherer Schlupf

Kleine Heringslarven treten regelmäßig ab Kalenderwoche 15 (Anfang April) in den Netzfängen des vTI-OSF auf (vergl. Abschnitt B.3.1). Um auf den Schlupfzeitpunkt zurückrechnen zu können, wurde der N10-Index, also die Abundanz von Heringslarven, die in einer Kalenderwoche 10 mm Länge erreichen, ermittelt. Diese Larven werden von Ende März bis Ende Juni gefunden, in größeren Mengen ab April (20% des jährlichen Larvenaufkommens dieser Länge) und dem Maximum im Mai (35%, Abb. D.1). Danach fällt die relative Häufigkeit der N10-Larven schnell ab. Ab Mitte Juni finden sich kaum noch N10-Larven im GWB (Basis: Daten des vTI-OSF aus dem Rügen-Heringslarvensurvey 1992 bis 2008, etwa 8800 Plankton-Stationen, vergl. B.3.1).

Diese Rückextrapolation auf den Schlupfzeitpunkt der 10 mm langen Larven ist möglich, da die Wachstumsraten in Abhängigkeit von der Temperatur bekannt sind. Aus der Tagesgradfunktion kann ferner entsprechend der vorherrschenden Wassertemperatur die **Inkubationszeit** der Eier (vergl. C.3.2.1), und daraus der ungefähre Eiablagetermin berechnet werden. Die in Abb. D1 dargestellte unterbrochene Linie beschreibt den Zeitraum, in dem sich die Eier entwickelt haben müssen, um das Auftreten der Larven im Feld zu erklären. Die rückextrapolierte Linie steht allerdings nicht in einem direkten *quantitativen* Verhältnis zur relativen Häufigkeit der Larven: pro Heringslarve sterben unbestimmte Mengen an Eiern zwischen Zeitpunkt der Eiablage und Schlupf, zudem sterben eine unbekannte Zahl an Larven zwischen Schlupf und Erreichen der 10 mm-Länge. Die unterbrochene Linie beschreibt also lediglich den Zeitraum, in dem Heringseier vom Rügenschen Frühjahrshering im GWB im Mittel abgelegt werden und sich zur Schlupfreife entwickeln.

Abb. D.1 zeigt schematisch, dass bereits Mitte Januar vereinzelt Eier bei Temperaturen zwischen 0 und 4°C abgelegt werden. Es ist anzunehmen, dass ein solches Ereignis nur dann auftritt, wenn es im Januar ungewöhnlich warm war. Im Februar ist in einigen sehr warmen Jahren (vor allem 2007 und 2008, mittlere Feb.-Temperaturen 3,2 bzw. 3,1°C, zum Vergleich: Langjahriges Feb.-Mittel 1,69°C) offenbar gelaicht worden, wie die Ergebnisse der Rückrechnung zeigen. 9,4% (2007) und 3,9% (2008) der Larven-Gesamtfänge traten schon in den Kalenderwochen 14-15 auf. In anderen Jahren ist allerdings mit dem Laichen im Februar begonnen worden, ohne dass die Februartemperaturen ungewöhnlich hoch gewesen wären

(z.B. 1997). Es lässt sich also keine eindeutige Korrelation nachweisen zwischen erhöhter Februar-Wassertemperatur im GWB und dem Auftreten von ersten Larvenfängen im März. Aus dem häufigeren Auftreten der Larven im April lässt sich rückrechnen, dass der erste größere Laichschub Ende Februar erfolgt. Der Hauptlaichmonat ist dann der März, bei Wassertemperaturen ab im Mittel 2°C (in der Spanne 0–5°C), vermutlich immer dann, wenn die Temperatur 3-4°C erreicht hat. März wurde daher auch als Monat für die Ableitung der Wirkbereiche 1 und 2 gewählt.

In der zweiten Maihälfte geht die Menge gelaichter Eier schnell zurück und endet einen Monat später ganz. Die Wassertemperatur beträgt dann 8-15°C, so dass sich aus der Rückextrapolation gefangener Larven ergibt, dass ab einer mittleren Temperatur von 14° entweder das Laichen weitgehend eingestellt wird, oder dass sich der Laich nicht mehr in erheblichem Umfang entwickelt. Ob die Wassertemperatur für diesen Vorgang ursächlich verantwortlich ist oder andere intrinsische oder extrinsische Faktoren (etwa wegen Überwachsung der Eier durch Pilze und fädige Algen, oder wegen eines Nahrungsmangels für kleine Larven) eine Rolle spielen, kann derzeit nicht abschließend geklärt werden.

Für die weitere Betrachtung des potentiellen Einflusses der Kühlwassereinleitung auf die lokalen Laichgründe wird angenommen, dass die Wassertemperatur gleichmäßig und für die ganze Fläche des Nah-/Wirkbereiches um 1°C erhöht wird. Diese Annahme erscheint eher realistisch (siehe Abschnitt D.4). Für diese Berechnungen wird zwischen Oberflächen- und Bodenwasser nicht unterschieden, da die Temperaturschichtung im GWB natürlicherweise sehr gering ist (siehe Abschnitt C.3.1.1). In Abb. D.2 ist die Temperaturkurve aus Abb. D.1 um 1°C versetzt (unterbrochene Linie). Es zeigt sich, dass die dann auftretenden Wasser-temperaturen noch innerhalb der einfachen Standardabweichung der derzeitigen Wasser-temperatur liegen, d.h. also im Bereich der jetzigen Variabilität. Allerdings ist wahrscheinlich, dass auch die Variabilität durch die Emission einer erheblichen Wärmemenge an einem bestimmten Ort stark zunimmt (vergl. Abschnitt D.4 und D.5), diese Zunahme der Variabilität kann aber derzeit nicht quantifiziert werden. Sie könnte aber einen erheblichen Einfluss auf den Reproduktionserfolg des Herings im Nahbereich haben.

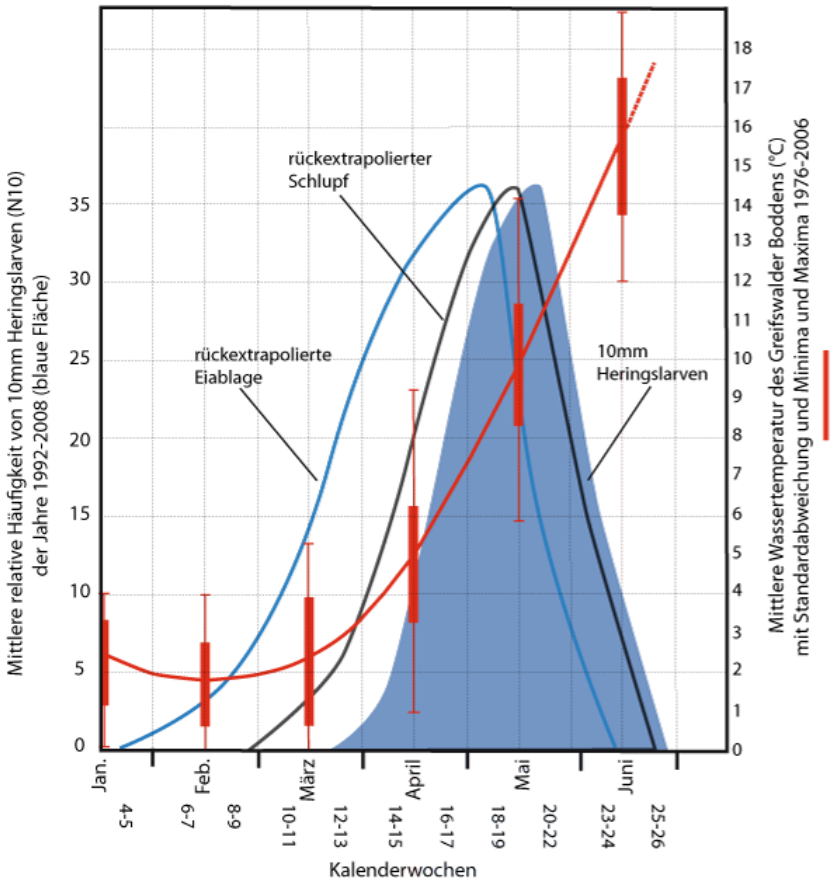


Abb. D.1: Relative Häufigkeit von 10mm-langen Heringslarven (N10) im Greifswalder Bodden im Mittel der Jahre 1992-2008 (blau gefüllte Fläche), schematisch. Angegeben ist ferner der Zeitpunkt der Eiablage (blau durchgezogene Linie) und der Schlupfzeitpunkt der Heringslarven (schwarze durchgezogene Linie), Die Inkubationszeiten der Eier (Eiablage bis Schlupf) und Larven-Wachstumsgeschwindigkeiten für die jeweiligen Kalenderwochen sind durch Rückextrapolation vom Auftreten der N10-Larven abgeleitet, für die Eier basierend auf den Tagesgradfunktionen nach Klinkhardt (1996) und für das Larvenwachstum nach Hakala (2003). Verwendet wurde die mittlere Oberflächentemperatur des GWB der Jahre 1976-2006, dargestellt als rote Linie (mit Standardabweichung und Minima/Maxima der Monatsmittelwerte) (Quellen: vTI-OSF, LUNG 2009, BSH pers. Mittlg., sowie Oberflächentemperaturschätzungen von Feistel et. al. 2008b).

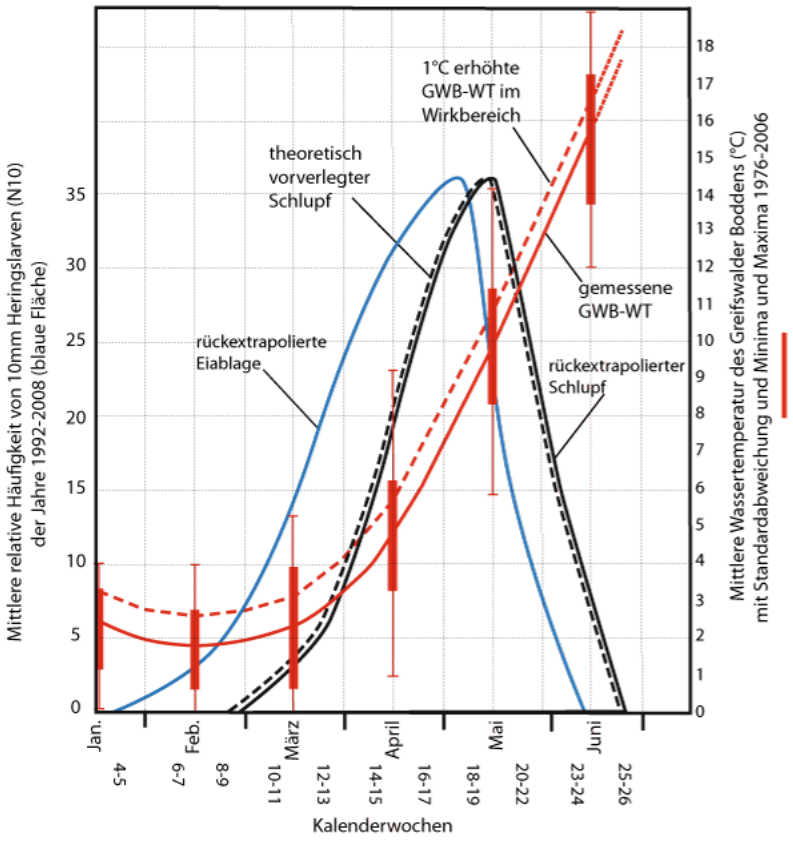


Abb. D.2: Temperaturverlauf des Wasserkörpers im GWB (Oberfläche und Boden) (durchgezogene Linie rot, einschl. Standardabweichung der Temperaturmonatsmittel 1976-2008 und Minima/Maxima der Monatsmittelwerte. Um 1°C versetzte Temperaturkurve rot gestrichelt. Rückextrapolierter Schlupfzeitpunkt von Heringslarven im GWB (durchgezogene Linie entspricht der schwarzen aus Abb. D.1.). Die schwarze, gestrichelte Linie zeigt die zeitliche Vorverlagerung des Schlupfzeitpunktes im gesamten Wirkbereich um etwa 4 Tage (März) bzw. 2 Tage (Mai), wenn die Wassertemperatur konstant, d.h. für alle Monate durchgehend und im gesamten Wirkbereich gleichmäßig um 1°C erhöht würde.

Aus der angenommenen 1°C Erwärmung im Wirkbereich 1 und 2 ergibt sich aus den Tagesgradkurven (Abb. C.7), dass die Inkubationszeit der Eier und damit der mittleren Schlupfzeitpunkts vorverlegt würde. Diese Vorverlegung beträgt im März etwa 4 Tage und im Mai etwa 2 Tage. *Diese Beschleunigung der Eientwicklung auf der begrenzten Fläche des Wirkbereiches allein wird als nicht erheblich für die Reproduktion des Herings bewertet.*

Effekt 2: Begrenzung der Periode erfolgreicher Ei- und Larvenentwicklung

Die Temperatur, bei der die Laichaktivität stark abnimmt oder sich nicht mehr erfolgreich Larven aus dem abgelegten Laich entwickeln (also unphysiologische Bedingungen erreicht sind), wird in der Literatur für Frühjahrslaicher mit 13-17°C angegeben. Aus Abb. D.2. ergibt sich, dass der reale Temperaturbereich, bei der im GWB das Laichen zum Erliegen kommt, durchaus in einem weiten zeitlichen Bereich liegen kann. Eine durch das Kraftwerk bedingte

Erhöhung der Wassertemperatur im Mai führt demzufolge dazu, dass die Grenze zum unphysiologischen Temperaturbereich früher erreicht würde. Bei einer Temperaturerhöhung um konstant und gleichmäßig 1°C würde die hypothetische Grenze im Wirkbereich 1 etwa 2 Tage früher erreicht werden. Hier ist anzunehmen, dass die erhöhte Variabilität und kumulative Effekte mehrerer Stressoren einen deutlich höheren Einfluss haben (siehe unten), *eine Temperaturerhöhung um 1°C allein wird als nicht signifikant reproduktionshemmend angesehen.*

Darüber hinaus ergibt sich möglicherweise eine Auswirkung durch eine zeitliche Verschiebung der **Synchronisation** zwischen Larvenentwicklung und dem Zeitpunkt der ersten Futteraufnahme. In der frühen Lebensphase unmittelbar nach dem Schlupf zehrt die Larve im Wesentlichen von ihrem Dottersack, während Kiefer und Darm sich ausbilden. Am Ende dieser Phase, wenn der Dottersack weitgehend aufgebraucht ist, beginnt die Nahrungsaufnahme. Bis der Dottersack ganz aufgezehrt ist, muss die Larve erfolgreich Beute gemacht haben, sonst verhungert sie. Das Zeitfenster, in dem die Larve Beute machen kann, auf diese aber noch nicht völlig angewiesen ist, beträgt wenige Tage. Die Geschwindigkeit, mit der die physiologischen Wachstums- und Differenzierungsprozesse ablaufen ist u.a. auch temperaturabhängig. Je höher die Umgebungstemperatur ist, desto schneller laufen diese Prozesse ab, wobei das Zeitfenster entsprechend kleiner wird. Die Überlebenszeit einer Heringslarve nach dem Schlupf bis zum Hungertod wird bei einer Erhöhung der Wassertemperatur um 3°C, z. B. von 5°C auf 8°C, signifikant von 20 auf 15 Tage, verkürzt. Insgesamt führt die Temperaturerhöhung im Wirkbereich zu einer Beschleunigung und Verkürzung der Entwicklungszeit der Heringslarven, insbesondere zu Beginn der Laichsaison. Ob die Erwärmung auf diesen Prozess aber wirklich eine bedeutsame negative Auswirkung haben wird, kann ohne fundierte Daten nicht entschieden werden. Eine Desynchronisierung zwischen Auftreten von Heringslarven und Nahrungsorganismen wird als eine der möglichen Hypothesen für die nachlassende Rekrutierung des hier betroffenen Heringsbestandes diskutiert (vergl. A.3.3), *eine Temperaturerhöhung könnte hier selbst bei geringem absoluten Betrag einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der im Wirkbereich geschlüpften Larven haben*. Allerdings sind Larven schon bald nach dem Schlupf motil und können passiv oder aktiv den Schlupfort und damit den Wirkbereich verlassen (also u.U. bereits vor dem Zeitpunkt der ersten Nahrungsaufnahme).

Effekt 3: Zusätzlicher physiologischer Stress durch erhöhte Variabilität der Temperatur

Aus der vorhandenen Literatur ist ersichtlich (C.4.3.4.), dass auch wesentlich stärkere Temperaturfluktuationen als die hier angenommenen 1°C im Labor nicht letal auf die Herings-Embryogenese an sich auswirken. Erst bei Schwankungen von max. 11°C im 12 und 24h Rhythmus waren im Experiment geschlüpfte Heringslarven im Mittel kleiner. *Eine*

wiederkehrende kurzfristige Temperaturänderung in der Größenordnung von 1°C im Wirkbereich wird deswegen als unkritisch für den Gesamtbestand angesehen.

Effekt 4: Einflüsse auf adulte Heringe und Räuber sowie auf das Habitat

In welcher Weise eine durch die Einleitung warmen Wassers **fehlende Eisbedeckung** vor Lubmin oder ein generell erwärmter Wasserkörper im Winter zu einer Konzentration von Fressfeinden des Herings führen könnte (insbesondere von laichfressenden Seevögeln) *ist nicht bekannt.*

Durch die Einleitung des Kühlwassers in den Sommermonaten ist zu erwarten, dass nach dem Kraftwerksbau absolute Temperaturmaxima im Wasserkörper vor Lubmin zu beobachten sein werden. Bei der Einleitung von Kühlwasser mit Δ t = 7,5 °C im Sommer in einen Wasserkörper, der bereits annähernd 20 °C erreicht hat, werden Maximaltemperaturen von > 22 °C erreicht, welche von Heringen zwar kurzzeitig toleriert werden können, aber vermutlich gemieden werden. Da sich in den Sommermonaten kaum adulte Heringe im Greifswalder Bodden aufhalten und diese Tiere zudem aktiv einen Bereich mit erhöhter Temperatur verlassen können, dürfte *einer Erhöhung der Wassertemperatur im Sommer durch die Kühlwassereinleitung keine oder nur eine sehr geringe* **Auswirkung auf die adulten Heringe** *haben.*

Eine erhöhte Temperatur kann, vor allem in Verbindung mit einem erhöhten Nährstoffeintrag und einer daraus resultierenden Förderung des Kleinalgenwachstums, zu einer **Veränderung des Phytals** führen und so das für den Heringslaich zur Verfügung stehende Substrat in der Fläche oder der Qualität reduzieren. *Dieser Effekt wird so lange als unbedeutend bewertet, wie sich die in Abschnitt D.5 beschriebenen Randbedingungen nicht verändern, also die Wirkung auf den Wirkbereich beschränkt bleibt und die relative Bedeutung der südlichen Laichgebiete im Greifswalder Bodden nicht zunimmt.*

Zusammenfassung: Temperaturerhöhung

In der Summe kann schon für eine 1°C-Erwärmung im Wirkbereich eine negative Wirkung auf den Reproduktionserfolg angenommen werden. Allerdings trifft dies für die Betrachtung isolierter Effekte kaum zu, wird aber durch kumulative Effekte immer wahrscheinlicher. Außerdem muss beachtet werden, dass im Regelbetrieb bei natürlichen Bedingungen auch höhere Temperaturen über längere Zeiträume auf den Heringslaich einwirken werden.

Insgesamt wird die Größenordnung der Auswirkung als noch akzeptabel bewertet, wenn die Energiezufuhr nach Betrag und Varianz die hier angenommene Größenordnung nicht überschreitet, und wenn sich weder die Ausdehnung des Wirkbereiches noch die Bedeutung der Laichplätze in diesem Bereich signifikant verändern.

D.3.2 Sauerstoffmangel (Hypoxie)

Der Antragsteller DONG-Energy hat versichert (Woydt pers. Komm.), dass außer dem für die Rauchgaswäsche verwendeten Wasser (ca. 1 Mio m^3/a) kein sauerstofffreies oder technisch sauerstoffreduziertes Wasser eingeleitet wird. Bei einer Gesamt- Abwassereinleitung von 125 m^3 pro Sekunde ergeben sich 0,032 m^3 sauerstofffreies Wasser s^{-1}, das dem Strom ausfließenden (i.d.R. aufgrund der thermischen Behandlung mit Sauerstoff übersättigten) Kühlwassers beigemischt wird, also weniger als 0,03% der Gesamteinleitung.
In der UVU wird jedoch festgestellt, dass die prognostizierte Kühlwasserfahne zu Sauerstoffminderungssituationen führen kann, was sekundär zu Stress bei Fischen und temporären Absterbvorgängen von Makrozoobenthos hervorrufen kann.
Eine gravierende Auswirkung dürfte die Umleitung großer Wassermengen aus der Spandowerhagener Wiek in den GWB haben. Im Abwasserkanal des KKW Lubmin kam es während des Regelbetriebes zu einer starken Veränderung der Biozönose und mitunter zu stark hypoxischen oder anoxischen Bedingungen (siehe Abschnitt C.3.1.3), vermutlich immer dann, wenn der Durchstrom wegen Minderung der Kraftwerksleistung reduziert wurde. Der Kühlwasserausstrom aus den geplanten Kraftwerken kann durch die Einbringung großer Mengen an Nährstoffen sowohl aus dem Kraftwerk, vor allem aber aus der Spandowerhagener Wiek im Sommer zu Sauerstoffmangelsituationen vor allem im Ausflussbereich führen. Ob ähnliche Situationen auch während der Laichzeit des Herings im März bis Mai im Wirkbereich auftreten können, ist unklar. Die Sauerstoffverhältnisse sind seit Mitte der 1990er Jahre überwiegend zufriedenstellend, mit Sauerstoffsättigungen von selten weniger als 80%. Das könnte sich im Nahbereich allerdings ändern, wenn die Nährstofffracht durch die Kühlwassereinleitung erheblich erhöht wird (s.u.).
Für das Frühjahr stellen Burchard & Schernewski (2008) zusammenfassend fest, dass (im Nahbereich) hohe Sauerstoffsättigungskonzentrationen um 10,5 g/O_2m^3 vorliegen. Zu dieser Jahreszeit (*ibid*) herrschen im „realistischen Jahresgang des Maximallastszenarios (SKW + 2 GuD)“ starke, häufig wechselnde Winde vor, die stets nach einigen Tagen die Wassersäule durchmischen und das Bodenwasser mit Sauerstoff versorgen.

Effekt 1: Einflüsse auf die Ei- und Larvenentwicklung

Sauerstoff hat für die Entwicklung von Eiern des Herings eine herausragende Bedeutung. Der Sauerstoffbedarf der Gelege hängt jedoch stark von der Umgebungstemperatur und der Schichtdicke des Laiches ab. Heringslarven sind potentiell mobil und daher weniger empfindlich gegen lokale Hypoxie. Sollte es vor dem Ufer Lubmin, z. B. bei unbeständigen Windlagen, durch veränderliche Wasserströmungen zu einem häufigen Wechsel des

Sauerstoffgehaltes im Wasser kommen, ist jedoch nicht auszuschließen, dass Heringslarven, auch wenn sie aktiv schwimmen, einem erhöhten physiologischen Stress ausgesetzt sein könnten.
Eine definitive Untergrenze für den Sauerstoffgehalt, bei welchem eine Schädigung des Heringslaiches oder der Heringslarven eintritt, kann nicht genannt werden. Jegliche Unterversorgung mit Sauerstoff erhöht die Mortalität auf den Laichplätzen im südlichen Greifswalder Bodden.
Eine Verringerung des Sauerstoffgehaltes im Wasserkörper kann das Schlüpfen der unterversorgten Heringslarven anregen. Durch das Schlüpfen vieler Embryonen wird zusätzlicher Sauerstoff verbraucht, dessen sinkender Partialdruck letztlich zu weiteren Schlupfakten, letztlich zu einem Massenschlüpfen und einer weiteren starken Sauerstoffzehrung führen kann, vermutlich allerdings nur dann, wenn die Eier in dickeren Lagen abgelegt sind (wie sie im Frühjahr 2009 im Wirkbereich vorgefunden wurden).
Der natürliche Sauerstoffgehalt im Gewässer liegt im Allgemeinen über 85 % und sollte durch Kühlwassereinleitungen, Eintrag von Nährstoffen aus dem Abwasserkanal und der Spandowerhagener Wiek sowie temperaturbedingte Schichtungen nicht unterschritten werden, um eine Gefährdung der Heringslaichentwicklung nicht zu gefährden.

Effekt 2: Einflüsse auf das Laichsubstrat und Aufwuchs
Hyp- oder anoxische Bedingungen am Boden im Wirkbereich oder darüber können prinzipiell zu Veränderungen des Vorkommens von **Makrophyten** als Laichsubstrat führen, auch im Sommer, also außerhalb der Laichsaison. Es ist nicht auszuschließen, dass dies im Folgejahr zur Laichzeit zu einem verminderten Angebot an Laichsubstrat führt. Ob und inwieweit dies tatsächlich der Fall ist, kann nicht qualifiziert beurteilt werden.

Zusammenfassung: Reduzierung des Sauerstoffgehaltes
Auf der Basis der vorhandenen Daten wird eine Reduzierung des Sauerstoffgehaltes zur Laichzeit des Herings als potentielles Problem angesehen, in erster Linie bedingt durch den erwarteten erhöhten Nährstoffeintrag in den GWB. Die Auswirkungen auf den Heringslaich können jedoch im Rahmen dieses Gutachtens nicht quantifiziert werden. Das Auftreten hypoxischer Bedingungen auf den Laichplätzen ist zu Anfang und zur Hochzeit des Laichgeschehens eher unwahrscheinlich.

D.3.3 Nährstoffe

Die Gutachter der Antragstellerin stellen in der UVU fest (Froelich & Sporbeck, 2007), dass sich durch die Entnahme und Einleitung von Kühlwasser aus dem Peenestrom „ [ ] die Frachten insgesamt nicht verändern [und] [ ] für das Gesamtsystem GWB keine Beeinträchtigungen zu erwarten [sind]. Burchard & Schernewski (2008) schränken ein, dass diese Aussage durchaus für das Gesamtsystem GWB gelten könne, aber nicht zwangsläufig auch für den Nahbereich oder den hier definierten Wirkbereich gleichermaßen gültig sein müsse. Denn 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). Es müsse also zwischen dem Nahbereich (Kühlwasserfahne) und dem Fernbereich (zentraler Bodden) unterschieden werden. Im unmittelbaren Nahbereich der Kraftwerksemissionen seien erhebliche Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton im Wasserkörper zu erwarten. Verstärkte Algenblüten seien aber im Nahbereich nicht zu erwarten. Im zentralen Greifswalder Bodden zeigen die Modelle dagegen keine wesentlichen Veränderungen von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplankton durch die Kraftwerksaktivität (Nährstoffe, Kühlwasser, Umleitung).

Während die direkte Auswirkung einer erhöhten Nährstoffeintrages auf den Hering zu vernachlässigen sein dürfte, könnten durch Wechselwirkungen mit den Stressoren Temperatur und Hypoxie kritische Zustände insbesondere für den Heringslaich auftreten. So ist nicht auszuschließen, dass eine Erhöhung der Temperatur im Wirkbereich vor allem in Verbindung mit Nährstoffeintrag und Eutrophierung zu einer Veränderung des Phytals führen und so das Laichsubstrat im südlichen GWB verändern kann. Durch den vermehrten Nährstoffeintrag und das dadurch induzierte verstärkte Wachstum von Aufwuchsalgen und Pilzen und die hierdurch verursachte Überlagerung der Eier kann es vor allem gegen Ende der Laichzeit zu erhöhten Mortalitäten führen. Durch Nährstoffeinträge induzierte verstärkte Produktion planktische Algen können bei der Sedimentation auf Heringslaich zu einer weiteren Verknappung von Sauerstoff in den Eiern führen.

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).

Der Stressor Nährstoffeintrag hat keine erkennbare direkte Wirkung auf die Entwicklung des Heringsnachwuchses, kann aber kumulativ mit den Stressoren

Temperatur und Sauerstoffarmut zusammenwirken und dann die Mortalität von Heringseiern zum Ende der Laichsaison auch über die Wirkbereiche hinaus erhöhen.

D.3.4 pH (Versauerung)

Heringseier benötigen zur Entwicklung ein leicht basisches Milieu. Schon eine leichte Versauerung unter einen pH von 7 führt zu Verzögerungen in der Embryogenese (C.4.3.5). Aus den Antragsunterlagen geht hervor, dass es bei der Einleitung des Kühlwassers zu einer Versauerung des Nahbereichs durch Schwefelverbindungen kommen kann. Die Bioakkumulation solcher Verbindungen über einen längeren Zeitraum ist möglich. Es fehlen allerdings Daten, um abzuschätzen, welche pH-Änderungen sich im Wirkbereich ergeben. Dass diese Veränderungen das Einwanderungs- und Laichverhalten der reifen Heringe stark beeinflussen würde, kann auf Grund der vorliegenden Referenzen nicht verifiziert werden. ***Sollte es zu einer Versauerung im Wirkbereich z.B. durch die Einleitung von Schwefel-verbindungen kommen können, müsste dies zu gesonderter Beachtung und Evaluierung führen.***

D.3.5 Trübung, Schwebstoffe

Ein erhöhter Eintrag und eine starke Aufwirbelung von Sediment stellen beide gleichermaßen ein Gefährdungspotential für den Reproduktionserfolg des Herings dar.
Ein starke Sedimentation kann den Meeresboden im Uferbereich dergestalt verändern, dass grobe Schotterflächen und gemischte Sand- und Steinbereiche in gleichförmige Weichböden umgewandelt werden, die beispielsweise für *Zostera* als Besiedler sandiger Böden ungeeignet ist. Dadurch reduziert sich möglicherweise die Möglichkeit von Makrophyten, dichte Bestände auszubilden, welche als Laichsubstrat für den Hering essentiell sind. Kritisch wird die Schwebstofffracht vor allem dann, wenn die Sedimentationsrate höher ist als der Zuwachs der Makrophyten. Dann kann es schnell zur Überschichtung und zum Absterben der Makrophyten kommen.
Bei starker Aufwirbelung des Bodensubstrates während des Frühjahrs und der anschließenden Bedeckung des Heringslaichs mit einer Schicht aus Feinmaterial ist mit der Ausbildung eines sauerstoffarmen Milieus unter diesen Schichten zu rechnen, ähnlich wie bei massenhaftem Absinken von Detritus. Dies experimentell zu simulieren ist schwierig, jedoch lassen einige diesbezügliche Daten den Schluss zu, dass Sedimentation eine ernste Gefahr für das Laichgeschäft des Herings ist. Es wird hier allerdings nicht davon ausgegangen, dass es durch den Einstrom des Kühlwassers zu einer erheblichen Aufwirbelung des Bodensubstrats

und dadurch zu einem großräumigen Absterben des Phytals oder des Laichs kommt. In diesem Zusammenhang ist die Beschattung der Makrophyten durch Aufwuchs, Epiphytenwachstum auf den Thalli der Makrophyten und Bestrahlungsverminderung durch Phytoplankton als wesentlich gravierender einzustufen.
Auch für die Larven, die ihre Beute optisch erfassen, ist Trübung von nicht unwesentlicher Bedeutung (siehe Abschnitt C.4.5.7.). Einigen Untersuchungen zufolge werden Heringslarven durch erhöhte Sedimentation in ihrer Nahrungsaufnahme beeinträchtigt, andere Arbeiten legen zumindest für moderate Erhöhungen der Partikelfracht das Gegenteil.
Die langjährigen Daten des LUNG (2009) zeigen, dass das umgeleitete mit Trübstoffen angereicherte Wasser aus dem Peenestrom zu Zeiten des Betriebs des KKW „Leuschner“ am Standort Lubmin zu einer Verschlechterung des Lichtklimas und zu einer zusätzlichen Nährstoffbelastung führte. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Beschaffenheitsunterschiede zwischen Peenestrom und Greifswalder Bodden heute geringer sind.

Eine erhöhte Sedimentation hat Auswirkungen insbesondere auf das Angebot von Laichsubstrat und die Mortalität von Heringslaich. Ohne Mengenangaben, Sedimentationsraten und Verbreitungsmodellierungen kann nicht abgeschätzt werden, ob Schweb- und Trübstoffe, die durch die Kühlwassereinleitung induziert werden, ein konkretes Risiko für die Reproduktion des Herings im GWB darstellen.

D.3.6 Schadstoffe

Definitionsgemäß sind die Auswirkungen von Schadstoffen immer negativer Natur. Die konkreten Wirkungen auf die Reproduktion des Herings hängen von der Art des Schadstoffs, seiner Konzentration und dem Zeitpunkt und der Dauer seiner Einwirkung ab. Gerade in der Embryonal- und Larvalphase ist der Hering sehr anfällig für Giftstoffe. Die Eier können absterben oder die Embryonen stark missgestaltet schlüpfen. Die Larven können in ihrer Aktivität oder ihrer Widerstandsfähigkeit eingeschränkt sein und Verhaltensanomalien zeigen. In Abschnitt C.3.1.4. ist dargestellt worden, dass die einzelnen Gifte unterschiedlich auf die Heringseier oder –embryonen wirken. So ist beispielsweise Kupfer etwa 800 mal wirksamer auf die Mortalitätsraten von Heringseiern als Cadmium.
Die in dieser Studie besonders betrachteten Schadstoffe sind Metalle und Metallverbindungen, wie Cadmium, Methyl-Quecksilber oder Kupfer, welche in der zur Stromerzeugung benötigten Kohle enthalten sind und als gelöste oder partikuläre Substanzen in die Ostsee gelangen.

Im Gutachten des LUNG (2009) zu Problemen der Wasserbeschaffenheit im Greifswalder Bodden im Zusammenhang mit dem hier behandelten Vorhaben wird festgestellt, dass nicht auszuschließen sei, dass in Zeiten mit geringem Wasseraustausch und mit Windlagen, die eine längere Verweilzeit der Kraftwerksabwässer im Nahbereich der Abwassereinleitung ermöglichen, es vereinzelt zum Erreichen oder Überschreiten der zulässigen Höchstkonzentrationen von Schadstoffen kommen könne. Dies bezieht sich auf die zu erwartenden Hauptkomponenten Quecksilber, Cadmium, Blei, Nickel, Chrom, Kupfer und Zink.
Für Cd, Cu, Pb, Zn, und Hg liegen Werte für maximal akzeptierbare Konzentrationen für die Fischentwicklung im Allgemeinen vor, die in C.3.1.4. zusammengetragen wurden und hier für den Hering als gültig angenommen werden. Die Daten von LUNG (2009) zeigen, dass vor allem Quecksilber ein ernstzunehmendes Problem darstellen kann und insbesondere im Nahbereich Grenzwerte erreicht oder überschritten werden können. In der UVU wird spezifiziert, dass unter der Annahme des ungünstigsten Falls (8760 Betriebsstunden volle Ausschöpfung des um 50% abgesenkten Emissionsgrenzwerts) es zu vorhabensbedingter Emission von maximal 500 kg Quecksilber im Jahr kommt. Das gros dieser Emissionen wird jedoch in die Luft entlassen und ist damit für den Nahbereich unrelevant. Die Gesamtfrachten (ebenfalls unter der Annahme des ungünstigsten Falls), die mit den Abwässern eingeleitet werden, sind 6,3 kg Hg, 11,3 kg Cd, 22,5 kg Pb und 182,7 kg Ni, vor allem aus der Rauchgasentschwefelung.
Trotz der vergleichsweise geringen absoluten Schadstoffmenge ist zu beachten, dass viele der emittierten Verbindungen im Sediment oder durch Bioakkumulation in der Nahrungskette angereichert werden können. Die Schadstofffreisetzung hätte dann u.U. erst nach vielen Jahren eine messbare, dann aber kaum mehr reversible Wirkung auf die Meeresumwelt.
Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, haben schon in geringsten Dosen für Heringslaich und –larven entwicklungsrelevante Wirkungen, die durch Verdriftung nicht auf den Wirk- oder Nahbereich beschränkt sind und durch Akkumulationen noch nach vielen Jahren toxische Grenzen erreichen können. Anders als die meisten anderen Stressoren sind Wirkungen von Schadstoffen in der Regel nicht in überschaubarer Zeit reversibel. Ihr Eintrag ist daher unter allen Umständen zu minimieren.

D.3.7 Andere Risikoquellen

Für eine direkte Erhöhung der Mortalität von Heringslarven im Zusammenhang mit der Kühlwassernutzung wird durch die Wasserentnahme in der Spandowerhagener Wiek verursacht. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass Larven, die die Pumpwerke mit dem angesaugten Wasser passieren, diesen Prozess überleben. Das vTI-OSF beprobt ab 2009 im Rahmen des Rügen-Heringlarvensurveys wöchentlich eine Station in der Spandowerhagener Wiek. Es wurden 2009 Heringslarven zwischen 0 und 3 Larven m^{-3} auf dieser Station gefunden. Die Zeitserie ist noch zu kurz, um fundierte Aussagen zur Bedeutung dieser Bucht im Verhältnis zum gesamten GWB für den Larvenaufwuchs zu machen.

D.4 Bewertungsgrundlage

Für die abschließende, gemeinsame Bewertung der eigenen Befunde und der Ergebnisse der Literaturstudie zu Wirkungen verschiedener Stressoren auf die Reproduktion des Herings und die quantitative Abschätzung möglicher Auswirkungen auf die kommerzielle Heringsfischerei können verschiedene Ansätze gewählt werden.
Einerseits kann versucht werden, ein möglichst realistisches Szenario zu entwerfen, wenn hierzu ausreichende Daten vorliegen. Im vorliegenden Fall ist erstens die Variabilität der Umweltbedingungen und der Heringsrekrutierung so hoch, zweitens die Möglichkeit der Quantifizierung der Wirkung einzelner, mehr noch aber der gemeinsamen Wirkung der Stressoren so gering, dass dieser Ansatz nicht befriedigend durchführbar war.
Andererseits könnte streng dem Vorsorgeansatz gefolgt werden, der im Bereich des Managements fischereilich genutzter mariner Ressourcen in Europäisches Recht umgesetzt und damit verbindlich ist (FAO 1995). Nach dem Vorsorgeansatz können Unsicherheiten nicht ignoriert werden, sondern müssen mit der maximal denkbaren negativen Auswirkung in Managemententscheidungen berücksichtigt werden – eine Fischerei kann demzufolge also bei Unkenntnis über die Dynamik des Bestandes und die Auswirkungen der Fischerei auf die Umwelt im Grunde nicht durchgeführt werden. Übertragen auf die vorliegende Untersuchung würde dies bedeuten, dass eine Einleitung von Stressoren in den Greifswalder Bodden bei einem anzunehmenden potentiellen Einfluss auf den international genutzten Heringsbestand nur dann erfolgen darf, wenn eine negative Auswirkung ausgeschlossen werden kann. Dieser Ansatz entspricht einem *worst case*-Szenario.

In der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie wird im Artikel 3, Absatz 8 die „durch menschliches Handeln direkt oder indirekt bewirkte Zuführung von Stoffen oder Energie in die

Meeresumwelt, aus der sich abträgliche Wirkungen wie eine Schädigung der lebenden Ressourcen und der Meeresökosysteme ... ergeben können als Verschmutzung“ bezeichnet. Der Anhang I der Meeresstrategie-Richtlinie enthält Deskriptoren zur Festlegung des guten Umweltzustandes. Dazu heißt es im 11. Absatz: „Die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, bewegt sich in einem Rahmen, der sich nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirkt.“ (LUNG 2009)

Für diese Studie wurde ein Mittelweg gewählt: Wenn ausreichend verlässliche Daten zur Verfügung standen, wurde versucht, einen realistischen Ansatz zu wählen – in diesem Fall also z.B. bei der Bestimmung der Fläche des Laichhabitats, die von der Kühlwasserfahne betroffen sein könnte. Wenn die Daten dagegen unzureichend waren, wie im Fall der kumulativen Wirkung mehrerer Stressoren, wurde dem Vorsorgeansatz entsprechend ein *worst case*-Szenario angenommen, also z.B. ein Totalausfall der Reproduktion im betroffenen Gebiet.
Im Ergebnis erscheint dieser Ansatz insgesamt nicht über-pessimistisch. So sind Wirkbereich 1 und 2 sind definiert u.a. als der Bereich, in dem die Temperatur um mindestens 1°C für mindestens den angegebenen Zeitraum erhöht wird. Diese Definition beinhaltet theoretisch jede Temperatur zwischen 1°C und der Maximaltemperatur im Ausfluss des Kühlwassers, also +7,5°C. Auch wenn die Modellrechnungen zeigen (Abschnitt B.4), dass Erwärmungen wesentlich über 1°C im Laichgebiet im Wirkbereich 2 nur in einem kleinen Teil zu erwarten sind, könnte die Temperatur auch über mehr als durchgehend 3,5 Tage wesentlich höher als 1°C sein, z.B. 4-5°C, und die Wirkung der verschiedenen Stressoren sich gegenseitig verstärken. Für diese Betrachtung wird daher angenommen, dass der Heringslaich im definierten Gebiet quantitativ abstirbt, und zwar über die gesamte Laichperiode. Ein solches Szenario ist, wie die Tauchuntersuchungen aus dem Jahr 2009 belegen, zumindest zum Ende der Laichzeit im Mai nicht unrealistisch.

D.5 Randbedingungen und Unsicherheiten

Alle Ergebnisse dieser Studie sind unter bestimmten Annahmen für Randbedingungen erzielt worden und sind daher auch nur unter diesen Randbedingungen gültig. Eine Abweichung von diesen Randbedingungen kann zu völlig anderen Ergebnissen und Bewertungen führen, und ggfs. muss die Bewertung bei Hinweisen auf veränderte Rahmenbedingungen wiederholt werden.
Für die Definition des Nah- und der Wirkbereiche wurden ausschließlich Wetter- und Umweltdaten aus dem Jahr 2002 verwendet. Bei abweichenden Umweltbedingungen sind

deutlich veränderte Ausbreitungsmuster und Einwirkzeiten und damit auch geänderte Nah- und Wirkbereichdefinitionen denkbar. Das Laichhabitat, das vom Kühlwasser betroffen ist, kann daher einen kleineren, aber auch einen größeren Anteil am gesamten Laichhabitat einnehmen.

Der Anteil des Laichsubstrats im Wirkbereich am Gesamtlaichsubstrat im GWB wurde nur für 2009 bestimmt, langjährige Mittelwerte standen nicht zur Verfügung. Zwar zeigen die historischen Daten keine wesentlichen Veränderungen der Macrophytenverteilung im GWB in den letzten 15 Jahren, die methodische Unschärfe in der Substratidentifikation liegt aber auch bei 10-20%. Es gibt Hinweise, dass 2009 zumindest für den Parameter Sichttiefe ein besonderes Jahr war (die Sichttiefe war im ganzen Verlauf der Laichperiode ungewöhnlich hoch). Es gibt Hinweise, dass dieses Jahr eher günstig für die Heringsreproduktion war – fundierte Aussagen dazu sind im Herbst möglich wenn der Reproduktionsindex N20 bestimmt ist.

Im Rahmen dieser Untersuchung sind zwar Hinweise aufgetreten, dass die Bedeutung der einzelnen Laichgebiete innerhalb des GWB unterschiedlich sein könnte, da die Datenaufnahme aber nicht synoptisch erfolgen konnte, wurden die Daten nicht verwendet und von einer homogenen Nutzung der Habitate und Mortalität der Eier im GWB ausgegangen. Es ist denkbar, dass einzelne Gebiete in verschiedenen Jahren unterschiedlich wichtig sind. Eine Zunahme der relativen Bedeutung z.B. der südlichen Gebiete (durch Nutzung oder Überlebensrate), für die viele Ursachen denkbar sind, würde natürlich auch den Einfluss der Abwasserfahne auf die Heringsreproduktion erhöhen.

Der GWB ist derzeit das wichtigste Laichgebiet für den betrachteten Heringsbestand. Ein Laichen findet jedoch auch in anderen Küstenregionen der westlichen Ostsee statt. Die relative Bedeutung des GWB für die Gesamtrekrutierung kann zwar eingeschätzt aber nicht genau bestimmt werden. Es ist nicht unwahrscheinlich, dass die Bedeutung der einzelnen Laichgebiete veränderlich ist – bei einer nachlassenden Bedeutung würde auch der Einfluss der Kühlwassereinleitung auf die Reproduktion sinken. Andererseits ist die Verfügbarkeit von geeigneten Retentionsgebieten (vergl. Abschnitt C.3) in der westlichen Ostsee begrenzt, Hering kann also nicht einfach ausweichen, wenn die Laichbedingungen in einem Gebiet unvorteilhafter werden sollten. Auch ist unklar, welche Bedeutung die in den letzten 5 Jahren stark nachlassende Rekrutierung des Bestandes für die Wichtigkeit des GWB als Laichgebiet hat. Es ist sowohl denkbar, dass Herbstlaicher, die in der offenen Ostsee laichen an Bedeutung gewinnen, als auch, dass sich der schrumpfende Bestand auf das wichtigste Laichgebiet zurückzieht – dann würde auch die Bedeutung des Wirkbereichs steigen.

Nicht berücksichtigt wurde in dieser Studie die potentielle Auswirkung des Klimawandels. Es gibt zahlreiche Hinweise darauf, dass in absehbarer Zeit mit klimatisch bedingten additiven Wärmeeffekten zu rechnen ist. Obwohl diese Effekte also wahrscheinlich und möglich sind,

wurde für die vorliegende Betrachtung kein Klimaszenario entworfen, in dem modelliert wird, ab wann mit additiven Effekten von Klimaerwärmung und Warmwassereinleitung zu rechnen ist. Diese Betrachtungen sind nicht Gegenstand der Studie, sie können aber ggf. das vorliegende Szenario relativieren, ändern oder ungültig machen.
Ein weiterer Aspekt ist die Reversibilität auftretender Umweltveränderungen. Die Auswirkungen des Kraftwerkabwassers werden – bis auf solche durch akkumulierende Schadstoffe wie Schwermetalle und Schwefelverbindungen – aus fischereilicher Sicht als zumindest mittelfristig reversibel eingeschätzt. Selbst die Wirkung erhöhter Nährstofffrachten oder Temperaturen, die kurzfristig zu einem vollständigen Absterben des Heringslaichs oder der Larven im Gebiet führen können, ist auf maximal einige Jahre oder Jahrzehnte beschränkt. Zerstörte Gebiete können wiederbesiedelt werden, und der Ausfall von Teilen der Rekrutierung dürfte sich nach wenigen Jahren im Gesamtbestand ausgleichen, wenn solche Ereignisse nur selten und nicht kontinuierlich oder mehrfach über mehrere Jahre auftreten. Aus diesem Grund sahen wir es nicht für notwendig an, auch für die Gebietsbeschreibung ausschließlich *worst case*-Szenarien zu verwenden, wie dies nach dem Vorsorgeansatz eigentlich opportun gewesen wäre.

D.6 Quantifizierung der potentiellen Auswirkung der Kühlwassereinleitung auf die Nutzung kommerzieller Fischbestände

Hering

In den vorangegangenen Abschnitten konnte gezeigt werden, dass die Einleitung der Abwässer der geplanten Kraftwerke insbesondere auf den Bestand des frühjahrslaichenden Herings, und hier insbesondere auf den Rekrutierungserfolg, nicht unerhebliche Auswirkungen haben kann. Dabei hat die gemeinsame Wirkung mehrerer Stressoren mit einiger Sicherheit größere Bedeutung als die einzelner Faktoren. Die sich addierende und teilweise gegenseitig verstärkende Wirkung verschiedener Stressoren ist in der Summe von Bedeutung für die Reproduktion des Herings, selbst wenn die Wirkung der isolierten Stressoren unter den in D.5 beschriebenen Randbedingungen und bei Einhaltung der in UVU bzw. Nachlieferung den der Antragstellerin definierten Grenzwerte unterkritisch erscheint.
Als Zusammenstellung der Ergebnisse der Literaturstudie und der Betrachtungen in diesem Abschnitt D wird in der nachfolgenden Tabelle eine Abschätzung der Einwirkung der einzelnen Stressoren sowie das Zusammenwirken einiger Stressoren auf den gesamten Ablauf der Heringsreproduktion vorgenommen. Die Wirkung wird je Stressor und Entwicklungsperiode durch Symbole ausgedrückt.

Tab. D.1: Definition der verwendeten Symbole

Symbol	überwiegende Wirkung durch den Stressor
+	positiv
0	keine/nicht vorhanden
–	negativ
?	unklar bzw. positiv und negativ

Tab. D.2: Tabellarische Darstellung der Wirkung einzelner Stressoren, sowie der Zusammenwirkung mehrerer Stressoren während einer spezifischen Entwicklungsphase des Herings im Greifswalder Bodden:

Stressoren / Entwicklungsphase des Herings	Δ t	Δ O_2	Δ Nähr	Δ Schad	Δ Trüb	∑ Stress.
Adulter Laicherbestand	0	0	0	–	0	?
Verfügbarkeit des Laichsubstrates	0	0	–	0	–	–
Eiablage und Embryonalentwicklung	–	–	–	–	–	–
Schlupf und Entwicklung	–	–	0	–	–	–
Nahrungsangebot	–	?	+	0	?	–
Fressfeinde	?	0	0	0	0	?
Verhalten und Ökologie	?	–	0	–	–	–

Unter den in Abschnitt D.4 und D.5 erläuterten Annahmen und Ansätzen wird nun in Kombination des als moderat bis realistisch angenommenen definierten Flächenbereichs und dem *„worst case-Szenario“* für die Auswirkung auf die Heringsreproduktion versucht abzuleiten, wie groß der Einfluss auf den Bestand und die kommerzielle internationale Fischerei sein könnte. Die potentiellen Ertragseinbussen berechnen sich aus den minimalen und maximalen Fangerträgen aus dem Bestand (vorhergesagte Anlandungen 2009 und mittlere Anlandungen aus dem Bestand vom Anfang der kurzen Zeitserie in den 1990er Jahren, nur Anlandungen für den menschlichen Konsum), aus der proportionalen Reduzierung dieser Fangmenge bei einem angenommenen Ausfall von 4 oder 7% der Laichhabitatfläche (Anteil Makrophyten im Wirkbereich 2 bzw. 1 an der Gesamtfläche der Makrophyten im GWB, dem Hauptlaichgebiet dieses Bestandes), und einem mittleren Anlande-Erlös von 11 ct/kg Hering vmK:

Auswirkung	Anlandungen Gesamtbestand	4% Reduzierung	7% Reduzierung	Finanzieller Verlust (bei 11 ct/kg)
min (nur menschl. Konsum)	65.000 t (2009)	-2600 t	-4500 t	290.000 bis 500.000 €/a
max	190.000 t (Anf. 1990er)	-7600 t	-13.300 t	840.000 bis 1.460.000 €/a

Bei potentiellen Anlandeverlusten von 2600 bis 13.300 t entgehen der internationalen Fischerei danach zwischen 0,29 und 1,46 Mio Euro Erlös aus der Primäranlandung. Ausbleibende Erträge in der Wertschöpfungskette sind nicht berücksichtigt, sie können aber ein Vielfaches des Primärerlöses betragen.
Es wird erneut darauf hingewiesen, dass diese Berechnungen nur valide sind unter den engen in Abschnitt D.5 beschriebenen Randbedingungen, und dass die Auswirkungen auf den Greifswalder Bodden durch eine phasenweise höhere Temperatur, Sedimentation oder Sauerstoffarmut selbst im Regelbetrieb erheblich höher sein können als hier angenommen. Andererseits ist eine 100%ige Mortalität allen Heringslaichs im Wirkbereich eher unwahrscheinlich, und die direkte Übersetzung des Anteils an einem (wenn auch dem mit Abstand wichtigstem) Laichgebiet in eine Reduzierung der fischbaren Biomasse ist mit Hinblick auf die hohe Variabilität der Rekrutierung dieses Bestandes eine eher grobe Pauschalierung – andere Laichgebiete tragen ebenfalls zum Bestand bei, deren Einfluss kann aber derzeit nicht genau quantifiziert werden. Der hierdurch eingeführte Fehler dürfte in der Größenordnung von 20% liegen, und damit im Bereich der Unsicherheiten aller anderen Parameter, vom Anlandepreis über die Definition des relevanten Gebietes bis zur Bestimmung der mit Laichsubstrat bedeckten Fläche.
Aus unserer Sicht geben die hier angegebenen Zahlen bei allen Unsicherheiten und unvermeidlichen Annahmen eine in der Größenordnung realistische Verlustrechnung an, keinesfalls eine über-pessimistische. Auch ist zu beachten, dass der Frühjahrslaichende Heringsbestand der westlichen Ostsee in früheren Jahren erheblich höhere Entnahmemengen ertragen hat als Anfang der 1990er Jahre. Ob solche Fangmengen in Zukunft wieder realisierbar sein werden und der finanzielle Verlust bei Ausfall der Rekrutierung im Wirkbereich der Kühlwassereinleitung damit erheblich steigt, ist nicht vorhersagbar.

Andere Fischarten

Dorsch. Der GWB ist für den Dorsch kein genutztes Laichgebiet, da der Salzgehalt zu gering ist. Eine Beeinträchtigung des Laichgeschäfts des Dorsches durch die Einleitung von

Kühlwasser durch das Kraftwerk ist somit sehr unwahrscheinlich. Eine wirtschaftliche Beeinträchtigung des Dorschfangs der deutschen Küstenfischerei wäre gering, da die deutschen Dorschfänge im GWB minimal sind.

Flunder. Der GWB ist für die Flunder als Laichgebiet nicht von maßgeblicher Bedeutung. Die Fänge der Flunder im GWB sind nicht unerheblich. Vor dem Hintergrund der Gesamtverbreitung der Flunder in der Ostsee ist der GWB jedoch unbedeutend, der Nahbereich des Kraftwerks nach Fläche minimal und kann vernachlässigt werden.

Hornhecht. Der Hornhecht spielt für die Fischerei im GWB eine nicht unerhebliche Rolle, die Fänge liegen in der Größenordnung der Flunder. In der Gesamtbetrachtung ist der Einflussbereich des Kraftwerkabwassers im Verhältnis zum Gesamtlaichgebiet des Hornhechts außerordentlich gering und kann vernachlässigt werden, die Auswirkungen des erwärmten Kraftwerkabwassers werden eher als positiv gewertet, vorausgesetzt, dass das erwärmte Wasser im Nahbereich nicht die Laichhabitate des Hornhechts im Eulitoral schädigt.

Scholle und andere Fischarten. Fischereilich spielen die Scholle, Glattbutt, Steinbutt und Kliesche im GWB kaum eine Rolle und können hier vernachlässigt werden.

D.7 Schlussfolgerungen und Maßnahmen zur Minimierung potentieller Einflüsse der Kühlwassereinleitung auf die kommerziell genutzten marinen Fischbestände im Regelbetrieb der Kraftwerke

Die Felduntersuchungen zur Verteilung von Makrophyten und Laichgebieten des Herings im Wirkungsbereich der Kühlwassereinleitung sowie die Analyse der verfügbaren Literatur haben ergeben, dass durch das Vorhaben nennenswerte Auswirkungen auf die Reproduktion des Rügenschen Frühjahrsherings auftreten können. Das Risiko besteht dabei nicht nur in einem vorhabensbedingten Anstieg der Wassertemperatur über den Laichgebieten im südlichen Greifswalder Bodden, sondern auch in der Einleitung von Nähr- und Schadstoffen während des Betriebes. Das größte Risiko geht unter den definierten Randbedingungen von additiven Wirkungen von Stressoren auf die gesamte frühe Lebensgeschichte des Herings aus, die einzeln und für bestimmte Lebensphasen betrachtet, unterkritisch erscheinen.
Die Gesamtwirkung der durch die Abwassereinleitung auftretenden Stressoren lässt sich begrenzen:

- auf den Zeitraum der Ei- und Larvenentwicklung des Herings im Greifswalder Bodden (Februar bis Juni) – hier erscheint insbesondere der spätere Teil dieser Periode wegen der höheren Wahrscheinlichkeit des Auftretens von

Sauerstoffmangel und des Erreichens physiologisch kritischer Temperaturen bedeutsam, also April bis Anfang Juni.

- auf die Phase der Entwicklung der Eier bis zum Erreichen eines Entwicklungsstadiums, in dem die Larve aktiv unvorteilhaften Bedingungen ausweichen kann.

Für alle übrigen Lebensphasen des Herings (ab spätem Larvenstadium bis Adultus) und Monate des Jahres (Juli bis Anfang Februar) sind aus fischereibiologischer Sicht keine erheblichen Auswirkungen des Kraftwerkbetriebes zu erwarten.
Das Risiko für den Erhalt der Produktivität des Rügenschen Frühjahrsherings besteht darin, dass die Tiere nicht einfach ihre seit Jahrhunderten genutzten Laichplätze aus dem betroffenen Gebiet hinaus in andere Gebiete verlegen können.
Eine Möglichkeit, die beschriebenen Einflüsse zu minimieren, wäre ein Verzicht auf die Kühlwassereinleitung durch Bau eines Kühlturms. Für den Heringsbestand der westlichen Ostsee wäre dies sicherlich die beste Lösung, diese Option steht hier aber nicht zur Diskussion. Deshalb bleibt als mögliche Maßnahmen lediglich die Verringerung der Kraftwerksleistung und damit des Wasserausstroms, wenn Temperatur-, Sauerstoff- und/oder Schadstoffgrenzwerte erreicht werden. Um das Risiko der Einschränkung der Reproduktivität des Heringsbestandes so weit wie möglich zu minimieren, sollten mit der Genehmigung **Auflagen** erteilt werden.
Dazu gehört vor allem die kurzfristig mögliche Begrenzung der Einleittemperatur des Kühlwassers während des Regelbetriebes, sollte dieses notwendig werden. Vor dem Hintergrund des Vorsorgeansatzes kann die Begrenzung der Einleittemperatur und damit die Reduzierung der Wärmelast ein geeignetes Regulativ darstellen, um Auswirkungen des Vorhabens zu minimieren; dabei wird allerdings vorausgesetzt, dass die maximale Einleittemperatur auch während des Betriebes des Kraftwerkes verringert werden kann, sollte das Monitoring dieses notwendig erscheinen lassen. Das Monitoring sollte bereits vor Beginn der Errichtung der Kraftwerke einsetzen, um belastbare Basisdaten zu erhalten. Das Messnetzwerk muss so gestaltet sein, dass es annähernd in Echtzeit Daten zur Verteilung des Kühlwassers und der physikochemischen Parameter im Wirkbereich des Kühlwasserauslasses liefert. Schwellenwerte für die Umweltparameter müssen definiert werden und Übereinkommen erzielt werden, ab welchen Schwellenwerten eine Minderung des Abwasserausstroms durch die entsprechende Regulierung der Kraftwerkleistung erfolgen sollte. Das Monitoringprogramm sollte zeitlich und räumlich so hoch auflösend sein, dass es so zeitnah Information liefert, dass durch Reduzierung der Kraftwerksleistung Schaden von der Umwelt und Ressource abgewendet werden kann, und folgende Parameter betrachten:

- Wärmelast: Der Wärmeeintrag sollte reduziert werden, wenn die Messstellen anzeigen, dass ein Wasserkörper die mit Makrophyten bewachsenen Gebiete des Wirkbereichs erreicht, der zu einer Erhöhung der Temperatur um mehr als 1°C für mehr als 3,5 Tage oder zu einer Erwärmung um mehr als 3°C für einen kürzeren Zeitraum führt. Sollten sich (durch das Monitoringprogramm belegt) grundsätzlich andere Ausbreitungsmuster des Kühlwassers im Laufe der Jahre ergeben, oder sich die biologischen und/oder klimatischen Rahmenbedingungen grundsätzlich ändern, sollte eine Nachevaluierung erfolgen.
- Sauerstoff: ggf. Verringerung der Kühlwasserfracht, wenn sich zeigt, dass hypoxische Bedingungen am Boden in der Nähe erreicht werden. Details und Schwellenwerte sollten mit der Genehmigung gesondert definiert werden, gemäß dem Vorschlag des LUNG (2009): „bei Absinken der Sauerstoff-konzentrationen unter den Wert von 6 mg/l sind ebenfalls Maßnahmen zur Verminderung der thermischen Belastung erforderlich."

Auch ohne Erreichen von Schwellenwerten besteht neben der Temperatur der größte Einfluss in dem zu erwartenden erheblichen Nährstoffeintrag. Eine präventive und kontinuierliche Reduzierung dieser Nährstoffeinträge in den GWB, aber vor allem auch in die Oder als kompensatorische Maßnahme, ist zu empfehlen.
In Hinsicht auf Schwermetalle und vor allem Quecksilber wie auch organische Toxine kann nur empfohlen werden, die gesetzlichen Höchstwerte mittels durch den Antragsteller zugesagten Bestverfügbarer Technologie (BVT) möglichst weit zu unterschreiten.
Hinsichtlich der Fischereien auf andere Fischarten (Dorsch, Flunder, Scholle, Hornhecht etc.) konnten keine Fakten ermittelt werden, die befürchten lassen, dass die kommerzielle Fischerei negative Auswirkungen zu erwarten hat.

Von dem Betrieb des Kraftwerks werden keinen unmittelbaren negativen Auswirkungen auf die Fischerei erwartet. Die Hauptwirkung der Abwassereinleitung wird für die Rekrutierung des Rügenschen Frühjahrsherings erwartet, die im schlechtesten Fall auf eine Reduzierung der Nachwuchsproduktion zwischen 4 und 7% geschätzt wird. Im Vergleich zur hohen natürlichen Variabilität der Rekrutierung ist eine solche Auswirkung zwar erheblich, aber weder katastrophal noch irreversibel. Aus den Ergebnissen dieser Studie lassen sich daher mit Blick auf die kommerzielle Fischerei und die Biologie mariner genutzter Fischarten keine Verweigerungsgründe für die Errichtung des Kraftwerks ableiten, wohl aber Empfehlungen, um die potentiellen Auswirkungen der Kühlwasser
einleitung und insbesondere die Kumulierung der Wirkung von Stressoren auf Heringslaich und Larvenentwicklung zu minimieren.

D.8 Vorschläge für ein Monitoringkonzept

Die hier beschriebenen Szenarien beruhen auf einer Reihe von Daten und begründeten Annahmen. Diese bilden die Basis der Beurteilung (s.o.) und setzen gleichzeitig die biologischen Rahmenbedingungen in Hinsicht auf die kommerziellen Fischbestände für einen möglichen Betrieb. Es ist sicherzustellen, dass die hier beschriebenen möglichen Schwellenwerte eingehalten werden. Für einzelne Parameter (z. B. pH) sind Grenzwerte noch zu definieren. Das Einhalten der Grenzwerte sollte durch ein feinmaschiges Monitoring sichergestellt werden. Dieses Monitoring sollte einige Jahre vor Beginn des Kraftwerkbetriebes beginnen, um entsprechende Referenzwerte des ursprünglichen Zustandes zu erhalten.

Ein Monitoringkonzept, dass geeignet ist, während der Betriebsphase der Kraftwerke gemäß dem Vorsorgeansatz Schäden am Ökosystem des Greifswalder Boddens im Allgemeinen und der Reproduktion des Herings im Besonderen zu vermeiden und dazu frühzeitig und vorausschauend Veränderungen entsprechender Parameter erfassen zu können, sollte folgende Bestandteile umfassen:

- Nutzung moderner Messtechnik für die Errichtung eines räumlich und zeitlich engmaschigen Netzwerkes aus Stationen zur Erfassung der wichtigsten abiotischen und biotischen Umweltparameter, die durch den Betrieb der Kraftwerke und hier vor allem die Einleitung von Wärme, Nähr- und Schadstoffen durch das Kühlwasser und dessen Ausbreitung im Greifswalder Bodden beeinflusst werden.
- Implementierung wissenschaftlich fundierter und statistisch absicherbarer Monitoringmaßnahmen, um zuverlässige Daten für Aussagen über mögliche Veränderungen zu erhalten.
- Erfassung der Ausbreitung des Kühlwasserabflusses mit seiner **Wärmelast** in weiten Teilen des Greifswalder Boddens und über das ganze Jahr durch ein entsprechend engmaschiges Netz von Messstellen. Vergleich der aktuellen Temperaturdaten während des Betriebes mit den Simulationen aus Antragsunterlagen und IOW-Gutachten.
- zeitlich hochauflösendes Monitoring von **Sauerstoff**, in Kombination mit der Nährstofffracht im Wirkbereich 1 und 2 sowie in angrenzenden Bereichen von von März bis Juni.
- Monitoring der Nährstoffeffekte und Trübung/Sichttiefe im Bereich des Kühlwasserausstroms (Nahbereich bzw. Wirkbereiche 1 und 2), da erhebliche

Veränderungen von **Nährstoffkonzentrationen** und Phytoplankton im Wasserkörper zu erwarten sind.

- Monitoring der **Schwermetall-, Quecksilber und Toxinkonzentrationen** im Wasser, Benthos, Heringslaich und Heringslarven.
- Monitoring von pH und Sulfaten, um die bereits in den Antragsunterlagen angekündigte **Versauerung durch den Eintrag von Sulfaten** aus der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) zusammen mit den anderen Faktoren erfassen zu können. Sollte es zu einer nachgewiesenen Versauerung im Wirkbereich kommen können, müsste dies zu gesonderter Beachtung und Evaluierung und ggf. zu entsprechenden betriebsbedingten Maßnahmen führen. Hier wäre ein Forschungsprojekt angeraten, das die aus den REA-Abwässern vorhergesagte Versauerung im Zusammenhang mit der durch den Klimawandel postulierten Erniedrigung der pH-Werte in den Küstengewässern und deren Folgen für die Umwelt und die Ökosysteme untersucht.
- Regelmäßige **Erfassung der Makrophyten** im Greifswalder Bodden als potentielle Laichgebiete und der Nutzung dieser Gebiete durch den laichenden Hering, vor allem in den Wirkbereichen 1 und 2. Eine auftretende Veränderung der Bedeutung der verschiedenen Laichgebiete im GWB sollte detektierbar sein.
- *real-time* Monitoring der wichtigsten Umweltparameter in Peenestrom und Oderhaff, um rechtzeitig Schäden aus dem Eintrag von Schadstoffen durch den direkten Kühlwasserfluss aus dem Peenestrom in den Bodden verhindern zu können.
- Aufbau einer öffentlich zugänglichen **Datenbank** zur Speicherung und Präsentation der im Rahmen des Monitoring erhobenen Daten.
- **Koordinierung** des Monitoring mit anderen regelmäßig stattfindenden Monitoring- und Messprogrammen, unter anderem im Rahmen der EU Wasser- und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinien.
- Anpassung des Monitoringkonzeptes in regelmäßigen Abständen an neue Erkenntnisse und einen modernen Stand der Technik.

Das vTI-OSF ist gern behilflich, ein Monitoringkonzept weiter zu verfeinern und Kenntnisse über die Ökologie der frühen Lebenstadien des Herings zur Beurteilung zur Verfügung zu stellen.

E Referenzen

Ackerfors, H. (1977) On the winter spring-spawning herring in the Kattegat. Meddelande frân Havsfiskelaboriet Layskil.

Alheit, J., Hagen, E. (1997) Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. Fish. Oceanogr., **6**: 130-139.

Alheit, J., Möllmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P. (2005) Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. ICES J. Mar. Sci., **62**: 1205-1215.

Alheit, J., Hagen, E. (1996) The Bohuslän herring periods: are they controlled by climate variations or local phenomena? ICES Baltic Fish Committee. 1-21.

Almatar, S. (1984) Effects of acute changes in temperature and salinity on the oxygen uptake of larvae of herring (*Clupea harengus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*). Mar. Biol., **80**: 117-124.

Altnöder, K. (1930) Bericht über die Untersuchungsfahrten zur Feststellung des Vorkommens von Herbstheringslarven in den Laichperioden 1928 und 1929. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **5**: 96-111.

Altnöder, K. (1932) Bericht über die III. und IV. Untersuchungsfahrt zur Feststellung des Vorkommens der Herbstheringslarven in den Laichperioden 1930 und 1931. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **6**: 90-106.

Aneer, G., Florell, G., Kautsky, U., Nellbring, S., Sjöstedt, L. (1983) In-situ observations of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) spawning behaviour in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. Mar. Biol., **74**: 105-110.

Aneer, G. (1985) Some Speculations about the Baltic Herring (*Clupea harengus membras*) in Connection with the Eutrophication of the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **42**: 83-90.

Aneer, G. (1987) High natural mortality of Baltic herring (*Clupea harengus*) eggs caused by algal exudates. Mar. Biol., **94**: 163-167.

Anwand, K. (1962) Die Fruchtbarkeit des Frühjahrs- und Herbstheringe aus den Gewässern um Rügen. Z. Fischerei, **11**: 463-473.

Aro, E. (1989) A review of fish migration patterns in the Baltic. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer., **190**: 72-96.

Bagge, O., Thurow, F., Steffensen, E. and Bay, J. (1994) The Baltic Cod. Dana, **10**: 1-28.

Bartels, S., Klüber, U. (1998) Die räumliche Verbreitung des Makrophytobenthos und seine Akkumulation von Nährstoffen und Schwermetallen. Teil 1: Erfassung des

Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten. Greifsw. Geograph. Arb., **16**: 316–325.

Bartels, S., Klüber, U. (1999) Determination of the submerged macrophyte coverage of Greifswalder Bodden. Limnologica, **29**: 311–313.

Batty, R., Blaxter, J., H., Richard, J., M. (1990) Light intensity and the feeding behaviour of herring, *Clupea harengus*. Mar. Biol., **107**: 383-388.

Biester, E., Jönsson, N., Brielmann, N. (1978) Fischereibiologische Untersuchungen am Rügenschen Frühjahrshering 1975-1977. Wiss. Z. WPU Rostock., **27**: 417-437.

Biester, E. (1979) Der Frühjahrshering Rügens - seine Rolle in der Fischerei der Ostsee und in den Übergangsgebieten zur Nordsee. Dissertation. Universität Rostock. 1-236.

Biester, E. (1989a) Der Hering - wichtigster Wirtschaftsfisch in Vergangenheit und Gegenwart. Meer Mus., **5**: 58-62.

Biester, E. (1989b) The distribution of spring-spawning herring larvae in coastal waters of the German Democratic Republic. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., **190**: 109-112.

Blaxter, J. (1956) Herring Rearing II - The Effect of Temperature and other Factors on Development. Mar. Res., **5**: 2-19.

Blaxter, J. (1960) The effect of extreme temperatures on herring larva. J. mar. biol. Ass. UK., **39**: 605-608.

Blaxter, J., Hempel, G. (1961) Biologische Beobachtungen bei der Aufzucht von Heringsbrut. Helgol. Wiss. Meeresunters., **VII**: 260-283.

Blaxter, J., Hempel, G. (1963) The Influence of Egg Size on Herring Larvae (*Clupea harengus* L.). J. Cons. Explor. Mer, **28**: 211-240.

Blaxter, J. (1992) The effect of temperature on larval fishes. Neth. J. Zool., **42**: 336-357.

Bleil, M., Oeberst, R. (2005) Die Reproduktion von Dorschen (*Gadus morhua* L. und *Gadus morhua callarias*) in der Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der Arkonasee. Inf. Fischereiforsch., **52**: 74-82.

Bleil, M., Oeberst, R., Urrutia, P. (2009) seasonal maturity development of Baltic cod in different spawning areas: importance of the Arkona Sea for the summer spawning cod stock. J. appl. Ichthyol., **25**: 10-17.

Blümel, C., Domin, A., Krause, J.C., Schubert, M., Schiewer, U., Schubert, H. (2002) Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. 5–111.

Bobsien, I., Munkes, B. (2004) Seasonal variation of fish community and habitat structure in an eelgrass bed (*Zostera marina* L.) in the southern Baltic Sea. Rostock. Meersbiol. Beitr., **12**: 39–59.

Böllmann, J. (2000) Kartierung der submersen Vegetation der Dänischen Wiek. Diploma thesis. Universität Greifswald.

Braum, E. (1973) Einflüsse chronischen exogenen Sauerstoffmangels auf die Embryogenese des Herings (*Clupea harengus*). Neth. J. Sea Res., **7**: 363-375.

Braum, E. (1985) Experiments on the Respiration and *in situ* Development of Baltic Herring (*Clupea harengus* L.) Eggs. Int. Revue ges. Hydrobiol., **70**: 87-100.

Braune, B. (1987) Mercury Accumulation in Relation to Size and Age of Atlantic Herring (*Clupea harengus harengus*) from the Southwestern Bay of Fundy, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol., **16**: 311-320.

Breitburg, D. (2002) Effects of Hypoxia, and the Balance between Enrichment, on Coastal Fishes and Fisheries. Estuaries, **25**: 767-781.

Brielmann, N. (1981) Quantitative Untersuchungen an den Larven des Rügenschen Frühjahrsherings (*Clupea harengus* L.) im Greifswalder Bodden und in angrenzenden Gewässern. Diplomarbeit. Universität Rostock. 1-142.

Brielmann, N. (1985) Untersuchungen zur Bestandsstruktur des Laichheringsvorkommens Rügens. Dissertation. Universität Rostock. 1-251.

Brunel, T., Boucher, J. (2007) Long-term trends in fish recruitment in the north-east Atlantic related to climate change. Fish. Oceanogr., **16**: 336-349.

Buckmann, K. (2007) Prognose der Ausbreitung von Abwärme aus Kraftwerken in den Greifswalder Bodden. – Bericht i. A. der DONG Energy Kraftwerke Greifswald. Hinrichshagen.

Burchard, H.,, G. Schernewski, O. (2008) Physikalische und ökologische Auswirkungen einer Kühlwasserausbreitung im Greifswalder Bodden – Endbericht, Leibniz-Institut güt Baltic Ostseeforschung Warnemünde, Rostock. 1-145.

Busch, A. (1993) Nahrungsökologische Untersuchungen an den Larven des Rügenschen Frühjahrsherings (*Clupea harengus* L.) im Greifswalder Bodden in den Jahren 1990 bis 1992. Dissertation. Universität Rostock. 1-294.

Busch, A., Jönsson, N., Lorenz, T., Suchau, A., Holst, A. (1996) Mortality in successive cohorts of young Baltic herring larvae. Rostock. Meeresbiolog. Beitr., **4**: 17-31.

BSH (2009) Tiefenwerte des Greifswalder Bodden – Seegrund, Steine und Steinfelder. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Rostock, 2009.

Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. (2006) Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? Oikos, **112**: 638-650.

Chapman, L., McKenzie, D. J. (2009) Behavioural Responses and Ecological Consequences. Fish. Physiol., **27**: 25-77.

Clausen, L.A.W, Bekkevold D, Hatfield E.M.C., Mosegaard H. (2007a) Application and validation of otolith microstructure as a stock identification method in mixed Atlantic herring (*Clupea harengus*) stocks in the North Sea and western Baltic. ICES J. Mar. Sci., **64**, 1-9.

Clausen, L.A.W, C. Ulrich-Rescan, M. van Deurs, and D. Skagen. (2007b). Improved advice for the mixed herring stocks in the Skagerrak and Kattegat. EU Rolling Programme; Fish/2004/03. Final report.

Corten, A. (2001) Herring and Climate. Changes in the distribution of North Sea herring due to climate fluctuations. Rijksuniversiteit Groningen, PhD Thesis, 228pp.

Christke, K. (1996) Remote Sensing and GIS-Technology for Evaluation of Macrophytes in the Greifswalder Bodden. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens., **31 (B7)**: 142–145.

Dethlefsen, V., von Westernhagen, H., Rosenthal, H. (1975) Accumulation of cadmium by embryos of herring, flounder and garpike under different salinity regimes. ICES Baltic Fish Committee. 1-15.

Diaz, R., Breitburg, D. L. (2009) The Hypoxic Environment. Fish. Physiol., **27**: 1-23.

Dickey-Collas, M., Nash, R.D.M. (2006) Review of Rügen herring larvae survey project. Institute for Baltic Sea Fisheries 13-17 November 2006.

Domin, A., Schubert, H., Krause, J.C., Schiewer, U. (2004) Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. Hydrobiologia, **514**: 29–39.

Duarte, C.M., Kirkmann, H. (2001) Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), Global seagrass research methods. Elsevier, Amsterdam: pp. 141–154.

Engelmann, H.D. (1964) Qualitative und quantitative Benthosuntersuchungen im Greifswalder Bodden zur Erfassung der Produktivität. Doctoral thesis. Universität Greifswald: 192pp.

EU (2008) VERORDNUNG (EG) Nr. 1322/2008 DES RATES vom 28. November 2008 zur Festsetzung der Fangmöglichkeiten und begleitenden Fangbedingungen für bestimmte Fischbestände und Bestandsgruppen in der Ostsee (2009). Amtsblatt der Europäischen Union L 345/I.

EU (2009) VERORDNUNG (EG) Nr. 43/2009 DES RATES vom 16. Januar 2009 zur Festsetzung der Fangmöglichkeiten und begleitenden Fangbedingungen für bestimmte Fischbestände und Bestandsgruppen in den Gemeinschaftsgewässern sowie für Gemeinschaftsschiffe in Gewässern mit Fangbeschränkungen (2009). Amtsblatt der Europäischen Union L 22/I.

FAO (1995) Code of conduct for responsible fisheries. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome: 112pp.

Feistel, R., Nausch, G. and Wasmund, N., Eds. (2008a) State and evolution of the Baltic Sea, 1952 – 2005. A detailed 50-year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment. Hoboken: Wiley-Interscience. 1-703.

Feistel, N., Feistel, S., Nausch, G., Szaron, G., Lysiak-Pastuszak, E., Ærtebjerg, G. (2008b) BALTIC: Monthly time series 1900-2005. IN: State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. A Detailed 50-year Survey of the Meterology and Climate, Physics, Chemistry, Biology and Marine Environment. Eds: R. Feistel, G. Nausch, and N. Wasmund. Wiley Interscience, pp. 311-332.

Flüchter, J. (1962) Funktionsanatomische Untersuchungen am Kieferapparat der Heringslarven. K. Mitt. a. d. Inst. f. Fischereibiol. Uni HH. 12: 1-12.

Florin, A.B. (2005) Flatfish in the Baltic sea – a review of biology and fishery with focus on Swedish conditions. Finfo 2005: 14.

Florin, A.-B., Höglund, J. (2008) Population structure of flounder (*Platichthys flesus*) in the Baltic Sea: differences among demersal and pelagic spawners. Heredity, **101**: 27-38.

Fox, C., Harrop, R., Wimpenny, A. (1999) Feeding ecology of herring (*Clupea harengus*) larvae in the turbid Blackwater Estuary. Mar. Biol., **134**: 353-365.

Froelich & Sporbeck GmbH & Co. KG (2007) Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum Planungsvorhaben „Errichtung und Betrieb des Steinkohlekraftwerks Greifswald, Untersuchung im Auftrag der DONG-Energy. 667pp.

Fuchs, F. (1985) Einschätzung der Laichaktivität des Rügenschen Frühjahrshering (*Clupea harengus*) im nordöstlichen Greifswalder Bodden. Diplomarbeit. Universität Rostock. 1-66.

Geisel, T., Meßner, U. (1989) Flora und Fauna des Greifswalder Boddens. Meer Mus., **5**: 44–51.

Geisel, T. (1986) Pflanzensoziologische Untersuchung am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diploma thesis. University of Rostock, Rostock: 95pp.

Gosselck, F., Schabelon, H. (2007) Aktueller Zustand und historische Entwicklung des Makrozoobenthos und des Makrophytobenthos des Oderästuars - Ein Überblick. IKZM-Oder Berichte, 36: 1–37.

Graham, J. (1981) Monitoring winter mortality and spring Abundance of larval herring, *Clupea harengus*, along coastal Maine (1964 - 77): Summary. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., **178**: 176-178.

Greene, C., Pershing, A. J. (2007) Climate Drives Sea Change. Science, **315**: 107-108.

Gröger, J. (2000) Separation of two herring stocks in the transition zone between Baltic and North Sea, based on logistic regression and meristic characters. Arch. Fish. Mar. Res., **48**: 161-174.

Gröhsler, T. (2003) Zum Hering im Greifswalder Bodden. Meer Mus., **17**: 104-110.

Gurwell, B. (1981) Kornparameter und Gefüge in Schorresedimenten Südostrügens. Petermanns Geogr. Mitt., Gotha – Leipzig, **125**: 97-102.

Gusen, R. (1983) Der lithologische Bau der Schorre von Neu Reddevitz (Greifswalder Bodder). Z. Geol. Wiss. Berlin, **11**: 193-208.

Gusen, R. (1988) Sedimentverteilung und geographischer Bau der Schorre vor Lubmin. Z. angew. Geol., **34**: 86-90.

Hakala, T., Viitasalo, M., Rita, H., Aro, E., Flinkman, J. (2003) Temporal and spatial variation in the growth rates of Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.) larvae during summer. Mar. Biol., **142**: 25-33.

Hammer, C., von Dorrien, C., Ernst, P., Tomas Gröhsler, T., Köster, F., MacKenzie, B., Möllmann, C., Wegner, G., Zimmermann, C. (2008). Fish Stock Development under Hydrographic and Hydrochemical Aspects - the History of Baltic Sea Fisheries and its Management. Chapter 20 in State and Evolution of the Baltic Sea, 1952 – 2005 – A Detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment; Editors R. Feistel, G. Nausch, N. Wasmund.Wiley 2008

Hansen, I., Keul, N., Tornfeldt-Sorensen, J., Erichsen, A., Andersen, J., H. (2007) Baltic Sea oxygen maps. BALANCE Interim Report. **17**: 1-40.

Harder, W. (1952) Zur postembryonalen Entwicklung des Darmes beim Hering (*Clupea harengus* L.). Z. anat. Entwickl. Gesch., **116**: 379-398.

Hempel, G. (1962) Über die biologische Bedeutung der Eigrösse beim Hering (*Clupea harengus* L.). Habilitationsschrift. Universität Hamburg. 1-99.

Hempel, G., Schubert, K. (1969) Sterblichkeitsbestimmungen an einem Eiklumpen des Nordsee-Herings (*Clupea harengus* L.). Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **20**: 79-83.

Hempel, G. (1971) Egg production and egg mortality in herring. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., **160**: 8-11.

Henking, H. (1904) Orientierungsfahrten im Greifswalder Bodden. Mitt. dtsch. Seefisch. –Ver., **11**: 368–394.

Hourston, A., Rosenthal, H. (1976) Viable Hatch from Herring eggs torn loose from substrates by storms. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep., **653**: 1-5.

Hübel, H.-J., Vietinghoff, U., Hubert, M.-L., Rambow-Bartels, S., Korth, B., Westphal, H., Lenk, B. (1995) Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Rostock. Meeresbiol. Beitr., **3**: 5–67.

ICES (1993) Report of the pelagic working group (WGPEL). ICES CM 1993/Assess:17.

ICES (1998) Report of the Herring Assessment Working Group for the Aera South of 62°C. ICES CM 1998/ACFM 14.

ICES (2004) Report of the Herring Assessment Working Group for the Area South of 62°C. ICES CM 2004/ACFM 18.

ICES (2005) Report of the Advisory Committe on Fishery Management, June 2005, 8. ICES ACFM-Report.

ICES (2008) Report of the Working Group for Integrated Assessment of the Baltic Sea (WGIAB). ICES CM 2008/BCC:04.

ICES (2009a) Herring in Division IIIa and Subdivision 22-24 (Western Baltic spring spawners). ICES advice 2009, Book 6: 157-166.

ICES (2009b) Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessments of the Baltic Sea (WGIAB). ICES CM2009/BCC:02.

ICES (2009b) Report of the Herring Assessment Working Group for the Area South of 62°N. ICES HAWG Report 209, ICES CM 2009/ACOM:03.

IfaÖ (2008) Fischereigutachten Greifswalder Bodden. IN: Antragsunterlagen zur Errichtung und Betrieb eines Steinkohlekraftwerks am Standort Lubmin, Kap.14, Anhang 2, Anlage 15.

Illes, T.D., Sinclair, M. (1982) Atlantic Herring: Stock discreteness and Abundance. Science, **215**: 627-633.

Jagow, K. (1915) Die Heringsfischerei an den deutschen Ostseeküsten im Mittelalter. Emil Uhles Archiv Fischereigesch., **1**: 1-45.

Johannsen, A. (1930) On a correlation between the yearly catch of Herring in the Sound and the abundance of Herring Larvae in autumn. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., **65**: 82-83.

Johnston, D., Wildish, D., J. (1982) Effect of Suspended Sediment on Feeding by Larval Herring (*Clupea harengus harengus* L,). Environm. Contam. Toxicol., **29**: 261-267.

Johnston, I. (1993) Temperature influences muscle differentiation and the relative timing of organogenesis in herring (*Clupea harengus*) larvae. Mol. Biol., **116**: 363-379.

Jones, J. (1952) The reactions of fish to water of low oxygen concentration. J. Exp. Biol., **29**: 403-415.

Kääriä, J., Eklund, J., Hallikainen, S., Kääriä, R., Rajasilta, M. (1988) Effects of coastal eutrophication on the spawning grounds of the Baltic herring in the SW Archipelago of Finland. Kieler Meeresforsch. Sonderheft. **6**: 348-356.

Kääriä, J., Rajasilta, M., Kurkilahti, M., Soikkeli, M. (1997) Spawning bed selection by the Baltic herring (Clupea harengus membras) in the Archipelago of SW Finland. ICES J. Mar. Sci., 54 (5): 917–923.

Kändler (1931) Erneuerung und Nutzung des Schollen-und Flunderbestandes im Gebiet der Oderbank. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **6**: 22-61.

Kändler, R., Dutt, S. (1958) Fecundity of Baltic Herring. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer., **143**: 100-108.

Kästner, D., Brielmann, N. (1991) Analysis of the growth of the Ruegen spring spawning herring in the period 1980-1990. ICES Baltic Fish Committee.

Kell, V. (1989) Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. Meer Mus., **5**: 25-35.

Kiemer, M. (1990) Auswirkungen von Kalterbrütung und Temperaturundulation auf die Embyonalentwicklung des Herings, *Clupea harengus*. Diplomarbeit. Universität Hamburg. 1-63.

Kinne, O., Rosenthal, H. (1967) Effects of sulfuric water pollutants on fertilization, embryonic development and larvae of the herring *Clupea harengus*. Mar. Biol., **1**: 65-83.

Kiørboe, T., Mohlenberg, F. (1987) Partitioning of oxygen consumption between maintenance" and "growth" in developing herring *Clupea harengus* (L.) embryos. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., **111**: 99-108.

Klinkhardt, M., Reschke, B. (1980) Bestandszusammensetzung und Bestandsverbreitung des Herings südlich und westlich Rügens. Diplomarbeit. Universität Rostock. 1-159.

Klinkhardt, M.; Reschke, B. (1984) Bestandszusammensetzung und Bestandsverbreitung des Herings südlich und westlich Rügens. Dissertation. Universität Rostock. 1-123

Klinkhardt, M., Biester, E. (1984) Erste Ergebnisse von experimentellen Felduntersuchungen am Laich von Rügenschen Frühjahrsheringen. Fischerei-Forschung., **22**: 76-78.

Klinkhardt, M. (1984) Zum Einfluss des Salzgehaltes auf die Befruchtungsfähigkeit des Laiches der Rügenschen Frühjahrsheringe. Fischerei-Forschung, **22**: 73-75.

Klinkhardt, M., Biester, E. (1985) Untersuchungen zum Ablauf der Frühjahrslaichsaison 1982 und 1983 der Rügenheringe (*Clupea harengus* L.) auf einem ausgewählten Laichplatz des Greifswalder Boddens. Fischerei-Forschung, **23**: 41-48.

Klinkhardt, M. (1986) Gedanken zur Abhängigkeit der Laichentwicklung Rügenscher Frühjahrsheringe (*Clupea harengus* L.) von Umweltparametern. Fischerei-Forschung, **24**: 22-27.

Klinkhardt, M. (1986) Ergebnisse von Untersuchungen zur Schlupf- und Dottersackphase der Larven von Rügenschen Frühjahrsheringen (*Clupea harengus* L.). Fischerei-Forschung, **24**: 28-30.

Klinkhardt, M. (1996) Der Hering *Clupea harengus.* Die Neue Brehm-Bücherei 199. Westarp. Wissenschaftenverlagsgesellschaft. 1-230.

Korich, U.G. (1993) Der Makrophytenbestand des Strelasundes und seine Bezüge zu fischereilichen Aspekten. Diploma thesis. Humboldt-Universität zu Berlin.

Krause-Jensen, D., McGlathery, K., Rysgaard, S., Christensen, P.B. (1996) Production within dense mats of the filamentous macroalga Chaetomorpha linum in relation to light and nutrient availability. Mar. Ecol. Prog. Ser., **134**: 207–216.

Krisch, H. (1989) Die Brackwasser - Röhrichte des Greifswalder Boddens. Meer Mus., **5**: 14-24.

Kröncke, I., Dippner, J., W., Heyen, H., Zeiss, B. (1998) Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. Mar. Ecol. Progr. Ser., **167**: 25-36.

Leipe, T., Sellin, D. (1983) Zum Vorkommen von Bergenten (*Aythya marila*) und Eisenten (*Clangula hyemalis*) auf dem Greifswalder Bodden. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburgs., **26**: 34-47.

Leipe, T. (1985) Zur Nahrungsökologie der Eisente (*Clangula hyemalis*) im Greifswalder Bodden. Beitr. Vogelkd., **31**: 121-140.

Linden, O. (1978) Biological effect of Oil on Early Development of the Baltic Herring *Clupea harengus menbras*. Mar. Biol., **45**: 273-283.

Lindner, A. (1978) Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und Zingst (südlich Ostsee). Limnologica (Berlin)., **11**: 229-305.

Lissner, H. (1925) Die Nahrungsaufnahme beim Hering. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **1**: 199-208.

Lönning, S., Solemdal, P. (1979) The relation between thicknss of chorion and specific gravity of eggs from Norwegian and Baltic flatfish populations. Fisk. Dir. Skr. Ser. HavUnders., **16**: 77-88.

LUNG (2008): Bericht über die Aktuelle Bewertung der Gewässergüte und Bewirtschaftungsziele für den Greifswalder Bodden. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow. 21.04.2008. 1-30.

LUNG (2009) Stellungnahme des LUNG zu Problemen der Wasserbeschaffenheit im Greifswalder Bodden im Zusammenhang mit dem geplanten Steinkohlekraftwerk. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow. 04.02.2009. 1-35.

McKim, J. (1977) Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long-term toxicity. J. Fish. Res. Board. Can., **34**: 1148-1154.

Meßner, U. (1986) Untersuchungen an der Phytalfauna des Greifswalder Boddens. Diploma thesis. Universität Rostock, Institute for Aquatic Ecology: 92pp.

Messner, U., Von Oertzen, J.-A. (1990) Recent Changes in the Phytal Zone of Greifswald Bay. Limnologica, **20**: 183–186.

Messner, U., von Oertzen, J.-A. (1991) Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden. Acta Ichth. Pisc., **21**: 135–143.

Meyer, P. (1943) Die Zeesenfischerei auf Hering und Sprotte, ihre Entwicklung und Bedeutung für die Ostseefischerei und ihre Auswirkungen auf den Blankfischbestand der Ostsee. Z. Fischerei, **40**: 455-652.

Ming-Cheng, Y., Batty, R., S. (1995) Effect of Temperature under unfavorable conditions on oxygen uptake of larval herring, *Clupea harengus*. Chin. J. Oceanol. Limnol., **13**.

Mielck, W., Künne, C. (1932) Fischbrut und Plankton – Untersuchungen auf dem Reichsforschungskutter „Poseidon" in der Ostsee, Mai-Juni 1931. Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland, **19**: 1-120.

Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, F., W., Hinrichsen, H., H. (2003) The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. Fish. Oceanogr., **12**: 360-368.

Münter, J. (1863) Über den Hering der pommerschen Küsten und die an denselben sich anschließenden Industriezweige. Arch. Naturgesch., **29**: 281-360.

Munkes, B. (2005) Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. Aquat. Sci., **67**: 372–381.

Munkes, B. (2005) SEAGRASS SYSTEMS - Stability of seagrass systems against anthropogenic impacts. Doctoral thesis. Christian- Albrechts- Universität Kiel: 111pp.

Muus, B.J., Nielsen, J.G. (1999) Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart: 336pp.

Muzinic, S. (1925) Der Rhythmus der Nahrungsaufnahme beim Hering. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **1**: 62-64.

Nash, R., Dickey-Collas, M. (2005) The Influence of life history dynamics and environment on the determination of year class strength in the North Sea herring (*Clupea harengus* L.). Fish. Oceanogr., **14**: 279-291.

Nielsen, J. R., Lundgren, B., Jensen, T. F., Staehr, K. J. (2001) Distribution, density and abundance of the western Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Sound (ICES Subdivision 23) in relation to hydrographical features. Fish. Res., **5:** 235-258.

Nissling, A., Westin, L. (1997) Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Progr. Ser., **152**: 261-271.

Nissling, A., Westin, L., Hjerne, O. (2002) Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Platichthys flesus*) and flounder (*Pleuronectes flesus*) in brackish water Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci., **59**: 93-108.

Nybelin, O. (1929) Heringslarven im Kattegat und in der südlichen Ostsee. Svenksa Hydr.-Biol. Komm. Skr. Ny Ser. Biol., **1**: 3-15.

Oeberst, R., Bleil, M. (2003) Early estimates of recruitment of the Baltic Sea cod stock. Sci. Mar., **67**:181-190.

Oeberst, R., Dickey-Collas, M., Nash, R.D.M., (2009a) Mean daily growth of the herring larvae in relation to temperature over a range of 5-20°C based on weekly repeated cruises in the Greifswalder Bodden. ICES. J. Mar. Sci., **66**: 1696-1701.

Oeberst, R. Klenz, B., Gröhsler, T. Dickey-Collas, M., Nash, R.M., Zimmermann, C. (2009b) When is the year class strength determined in Western Baltic herring? ICES J. Mar. Sci., **66**: 1667-1672.

Ojaveer, E. (1981) Influence of temperature, salinity and reproductive mixing of Baltic herring groups on its embryonal development. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer., **178**: 409-415.

Ojaveer, E., Simm, M. (1975) Effect of Zooplankton Abundance and Temperature on Time and Place of Reproduction of Baltic Herring Groups. Merentutkimuslait. Julk./ Havsforskiningsint. Skr., **239**: 139-145.

Otterlind, G. (1967) Om rödspättans och flundrans vandringsvanor i södra Östersjön. Ostkusten, **10**: 9-14.

Otterlind, G. (1985) Notes on garfish in the Baltic. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet Lysekil, Nr. 311, 5pp.

Patterson, K.R. (1998) Integrated Catch at Age Analysis v.1.4. Scott. Fish. Res. Rep., No. 38.

Pilz, J. (1986) Untersuchung der Mortalität der späten Entwicklungsstadien des Heringslaichs und des Aufkommens der frisch geschlüpften Larven. Diplomarbeit. Universität Rostock. 1-93.

Pliński, M. (1986) Why should phytobenthos also be an element of monitoring? Balt. Sea Environ. Proc., 19: 286–296.

Pohl, C., Hennings, U., Leipe, T. (2008) Die Schwermetallsituation in der Ostsee im Jahre 2007. Meereswiss. Ber., **72**: 95-129.

Postel, A., Postel, L., Handtke, H. (1998) Untersuchungen zur raum- zeitlichen Verteilung der Heringslarvennahrung von April bis Juni 1988 im südlichen Greifswalder Bodden. Fischerei Forsch., **29**: 43-55.

Poulsen, E. (1936) On a correlation between the yearly catch of Herring in the Sound and the abundance of Herring Larvae in autumn. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, **100**: 22-24.

Puttler, G. (1972) Die Abhängigkeit der Eigröße von der Konstitution der Mutter beim Hering (*Clupea harengus* L.) der westlichen Ostsee. Dissertation. 1-87.

Rahmatulla, I., Lennartz, B., Grenzdörffer, G., Bill, R., Schubert, R. (2009) Analysis of spectral signatures of small water bodies (kettle holes) in the agricultural young moraine landscape of North-Eastern Germany. Int. J. Remote Sensing, *in press*.

Rajasilta, M. (1992) Relationship between Food, Fat, sexual Maturation, and Spawning time of Baltic Herring (*Clupea harengus membras*) in the archipelago sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **49**: 644-654.

Rajasilta, M., Eklund, J., Kääriä, J., Ranta-Aho, K. (1989) The deposition and mortality of the eggs of the Baltic herring, *Clupea harengus membras* L., on different substrates in the south-west archipelago of Finland. J. Fish. Biol., **34**: 417-427.

Rajasilta, M., Eklund, J., Hänninen, J., Kurkilahti, M., Kääria, J. (1992a) Spawning of herring (*Clupea harengus membas*) in the Archipelago Sea. Turun Yliopiston Julkaisuja (Ann. Univ. Turkuensis), **81**: 1-20.

Rajasilta, M., Siivonen, M., Wright, J. (1992b) Zooplankton succession, larval cohorts and timing of spawning in herring (*Clupea harengus* L.) in the northern Baltic Sea. in: Turun Yliopiston Julkaisuja (Ann. Univ. Turkuensis). Bd. 81.

Rajasilta, M., Kääriä, J. Laine, P., Pajunen, I. & Soikkeli, M. (1996) Is the spawning of the herring in the northern Baltic influnenced by mild winters? In: A. Andrushaitis (Ed.) Proceedings of the 13th Baltic Marine Biologists Symposium.

Rajasilta, M., Mankki, J., Ranta-Aho, K., Vuorinen, I. (1999) Littoral fish communities in the Archipelago Sea, SW Finland: a preliminary study of changes over 20 years. Hydrobiol., **393**: 253-260.

Rajasilta, M. Eklund, J., Laine, P., Jönsson, N., Lorenz, T. (2006) Intensive Monitoring of Spawning Populations of the Baltic Herring (*Clupea harengus membras* L.) Final Report of the study project ref. N. 96-068, 1997-1999. SEILI Archipelago Res. Inst. Publ. **3**: 1-75.

Rambow, S. (1994) Untersuchungen zur quantitativen Erfassung des Bedeckungsgrades von submersen Makrophyten im nordöstlichen Greifswalder Bodden mit Hilfe der Unterwasservideographie und der Luftbild-Auswertung. Diploma thesis: 112pp.

Rechlin, O. (2000) Fischbestände der Ostsee, ihre Entwicklung seit 1970 und Schlussfolgerungen für ihre fischereiliche Nutzung - Teil 2: Hering. Int. Fischwirtsch. Fischereiforsch., **47**: 25-30.

Reibisch, J. (1904) Über das Vorkommen der als Fischnahrung wichtigsten Tiere im Greifswalder Bodden. Mitt. dtsch. Seefisch.-Ver., **11**: 394–397.

Reinicke, R. (1989) Der Greifswalder Bodden – geographisch-geologischer Überblick, Morphogenese und Küstendynamik. Meer Mus., **5**: 3-7.

Reinicke, R. (2005) Stelasund und Kubitzer Bodden: geographisch-geologische Situation, Morphogenese, Küstendynamik und Nutzung – ein Überblick. Meer Mus., **18**: 7-28.

Reinke, J. (1901) Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. IV. Wissenschaftl. Meeresuntersuch., **5**: 5pp.

Riedel, D. (1957) Der Hering. Die neue Brehm-Bücherei. Verl. Ziemsen Wittenberg. 1-33

Rodway, M., Cooke, F. (2002) Use of fecal analysis to determine seasonal changes in the diet of wintering Harlequin Ducks at a herring spawning site. J. Field Ornithol., **73**: 363-371.

Rosenburg, Palmen (1982)

Rosenthal, H. (1967) Parasites in larvae of the herring (*Clupea harengus* L.) fed with plankton. Mar. Biol., **1**: 10-15.

Rosenthal, H. (1967) Die Herztätigkeit von Heringsembryonen bei verschiedenen Temperaturen. 16: 112-118.

Rosenthal, H. (1968a) Schwimmverhalten und Schwimmgeschwindigkeit bei den Larven des Herings *Clupea harengus*. Helgol. wiss. Meeresunters., **18**: 453-486.

Rosenthal, H. (1968b) Beobachtungen über die Entwicklung des Schwarmverhaltens bei den Larven *Clupea harengus*. Mar. Biol., **2**: 73-76.

Rosenthal, H. (1969a) Untersuchungen über das Beutefangverhalten bei Larven des Herings *Clupea harengus*. Mar. Biol., **3**: 208-221.

Rosenthal, H. (1969b) Verdauungsgeschwindigkeit, Nahrungswahl und nahrungsbedarf bei den Larven des Herings, *Clupea harengus* L. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **20**: 60-69.

Rosenthal, H. (1971) Wirkungen von "Rotschlamm" auf Embryonen und Larven des Herings *Clupea harengus*. Helgol. wiss. Meeresunters., **22**: 366-376.

Rosenthal, H., Gunkel, W. (1967) Wirkungen von Rohöl-Emulgatorgemischen auf marine Fischbrut und deren Nährtiere. Helgol. wiss. Meeresunters. **16**: 315-320.

Rosenthal, H., Fonds, M. (1973) Biological observations during rearing experiments with the garfish, *Belone belone*. Mar. Biol., **21**: 203-213.

Rosenthal, H., Hempel, G. (1970) Experimental studies in feeding and food requirements of herring larvae (*Clupea harengus* L.). Marine Food Chains J. H. Steele 344-364.

Rosenthal, H., Hempel, G. (1971) Experimental estimates of minimum food density for herring larvae. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., **160**: 125-127.

Rosenthal, H., Sperling, K. (1974) Effects of cadmium on development and survival of herring eggs. The early life history of fish J. H. S. Blaxter Springer-Verlag. 383-396.

Rosenthal, H. Alderdice, D. F. (1976) Sublethal effects of environmental stressor, natural and pollutional, on marine fish and larvae. J. Fish. Res. Board. Can., **9**: 2047-2065.

Rosenthal, H., Klumpp, D., Willführ, J. (1988) Influence of sperm density and contact time on herring egg fertilization. J. Appl. Ichthyol., **4**: 79-86.

Ruzzante,D. E., Mariani, S., Bekkevold, D., André, C., Mosegaard, H., Clausen, L.A.W., Gröhsler, T., Dahlgren,W., Hutchinson, W.F., Hatfield, E.M.C., Torstensen, E., Brigham, J., Simmonds, E.J., Laikre, L., Larsson, L.C., Stet, R.J.M., Ryman N., Carvalho, G.R. (2006) Biocomplexity in a highly migratory pelagic marine fish, Atlantic herring. Proc. R. Soc. B **273**: 1459-1464.

Scabell, J., Jönssen, N. (1984) Untersuchungen zum natürlichen Laichverhalten des Rügenschen Frühjahrshering im Greifswalder Bodden. Fischerei-Forschung., **22**: 68-72

Scabell, J. (1988) Der Rügensche Frühjahrshering – Das Laichgeschehen. Dissertation. Universität Rostock. 1-117.

Schnackenbeck, W. (1929) Entwicklungsgeschichtliche und morphologische Untersuchungen am Hering. Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch., **5**: 5-60.

Schiemenz, P. (1898) Über die Zeesenfischerei im Stralsunder Revier. Abh. Dtsch. Seefisch, **3**: 29-109.

Schiewer, U. (2008) Greifswalder Bodden, Wismar-Bucht and Salzhaff. In: Ecology of Baltic Coastal Waters, Schiewer, U. (Ed.). Springer Verlag, Berlin Heidelberg: 87–114.

Schnese, W. (1973) Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) I. die Hydrographie: Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Sestongehalt. Wiss. Z. WPU Rostock. 22.

Schoknecht, G. (1973) Einige Untersuchungsergebnisse über die Wasserbeschaffenheit des Greifswalder Boddens. Acta hydrochim. hydrobiol., **1**: 387-395.

Schubert, H., Blümel, C., Eggert, A., Rieling, T., Schubert, M., Selig, U. (2003) Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO (Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL) sowie zum LUNG Projekt (Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL). University Rostock, Institute for Aquatic Ecology: 183pp.

Schubert, H., Schubert, M., Krause J.C. (2006) Reconstruction of XIXth century submerged vegetation of coastal lagoons of the german Baltic Sea. JŪRA IR APLINKA, 1 (14), 16–27.

Seifert, R. (1938) Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der Brackwasserfauna. Zoomorphol., **34**: 221–271.

Senocak, T. (1995) Schwermetalluntersuchungen an Fischen der deutschen Ostseeküste (Kliesche, *Limanda limanda*; Flunder, *Platichthys flesus*; Hering *Clupea harengus* und Dorsch, *Gadus morhua*). Kieler Meeresforsch. 1-206.

Siegel, H., Gerth, M., Tschersich, G. (2006) Sea surface temperature development of the Baltic Sea in the period 1990 − 2004. Oceanologia., **48**: 119-131.

Silva, de C., Tytler, P. (1973) The influence of reduced environmental oxygen on the metabolism and survival of herring and plaice larvae. Netherlands Journal of Sea Research., **7**: 345-362.

Siwiec, T., Sheldrake, S., Hess, A., Thompson, D., Macchio, L., Duncan, P.B. (2008) Survey Technique for Underwater Digital Photography with Integrated GPS Location Data. In: Brueggeman, P., Pollock, N.W. (Eds.), Diving for Science 2008. Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences 27th Symposium. American Academy of Underwater Sciences (AAUS), Dauphin Island: 159–166.

Smith, S. (2008) Rangatira reef benthic survey and assessment of environmental effects. EAM Environmental Consultants, Napier: 34pp.

Somasundaram, B., King, P., E., Shackley, S., E. (1984) Some morphological effects of zinc upon the yolk- sac larvae of *Clupea harengus* L. J. Fish. Biol. 25: 333-343.

Sporbeck, O. (2008) Errichtung und Betrieb des Steinkohlekraftwerks Greifswald, Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU), Erläuterungsbericht. 1-395.

Stammer, H.J. (1928) Die Fauna der Ryckmündung. Eine Brackwasserstudie. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, **11**: 65pp.

Stigge, H.-J. (1989) Der Wasserkörper Bodden und seine Hdrodynamik. Meer und Museum, **5**: 10-14.

Stürmer, I., Nast, F., Zimmermann, C. (2007) Climate change and variation of hatching onset in Baltic herring (Clupea harengus) – a long-time analysis of spring spawning in the Greifswalder Bodden (ICES area 24) PICES/ICES/NAFO Symposium on Reproductive and Recruitment Processes in Exploited Marine Fish Stocks 1–3 October 2007, Lisbon, Portugal 144.

Subklew, H.-J., 1955. Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischereiwirtschaftlich betrachtet. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, **4**: 545–588.

Subklew, H. (1991) Eintrag von Organismen aus dem Kühlsystem des KKW Lubmin in den Greifswalder Bodden. Naturschutzarbeit in M. - V. **34**: 43-45.

Temming, A. (1989) Migration and mixing of dab (Limanda limanda) in the Baltic. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, **190**: 25-38.

Thieme, T. (1981) Untersuchungen über das Vorkommen und die Verbreitung von Jungheringen des Greifswalder Boddens. Dissertation. Universität Rostock. 1-107.

Velasco, A. (1989) Nahrungsökologische Untersuchung am juvenilen Hering (*Clupea harengus* L.). Diplomarbeit. Universität Rostock. 1-57.

Vietinghoff, U., Hübel, H.J., Westphal, H., Lenk, B., Rambow, S., Korth, B. (1995) Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. - Abschlußbericht für das Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft. Rostock: 162pp.

Vietinghoff, U., Hubert, M.-L., Westphal, H. (1994) Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Universität Rostock: 257pp.

Waldmann, J. (1961) Untersuchungen an Heringslarven und Zooplankton des Greifswalder Boddens in den Jahren 1958 und 1959. Z. Fischerei., **10**: 523-536.

Walther, G., Prost, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C. (2002) Ecological responses to recent climate changes. Nature, **416**: 389-395.

Weber, W. (1971) Die Laichplätze des Herings (*Clupea harengus* L.) der westlichen Ostsee. Kieler Meeresforsch., **27**: 194-208.

Westernhagen, H., Dethlefsen, V., Rosenthal, H. (1979) Combined effects of cadmium, copper and lead on developing herring eggs and larvae. Helgoländer wiss. Meeresunters., 32: 257-278.

Westernhagen, H. (1988) Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. Fish. Physiol., **11**: 253-346.

Williams, E., Quinn, II, T.; J. (2000) Pacific herring, *Clupea pallasi*, recruitment in the Bering Sea and northeast Pacific Ocean, II: relationships to environmental variables and implications for forecasting. Fish. Oceanogr., **9**: 300-315.

Winkler, H. (1988) Bemerkungen zum aktuellen Zustand der Ichtyofauna der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. WPU Rostock 37: 25-29.

Winkler, H. (1989) Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. Meer Mus., **5**: 52-58.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J., Folke, C. (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. Science, **314**: 787-790.

Wu, R. (2009) Effects of Hypoxia on Fish Reproduction and Development. Fish. Physiol., **27**: 79-141.