



Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals

Auswirkungen von Baggergutumlagerungen im Flemhuder
See auf Makroalgen, Plankton und Benthos



Auftraggeber:

ARGE TGP, pu & leguan für die Planungsgruppe zum Ausbau des Nord-Ostsee-Kanals

17. Juni 2011

Auftraggeber: **ARGE TGP, pu & leguan für die Planungsgruppe zum Ausbau des Nord-Ostsee-Kanals**

Titel: **Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals
Auswirkungen von Baggerungen und Baggergutumlagerungen im
Flemhuder See auf Makroalgen, Plankton und Benthos**

Auftragnehmer: **BIOCONSULT**
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Dr. Bastian Schuchardt
Dipl.-Geogr. Peter Rückert
Dr. Michael Schirmer

Datum: 17. Juni 2011

Inhalt

Zusammenfassung	5
1. Anlass und Rahmen	6
1.1 Anlass	6
1.2 Vorliegende Untersuchungen.....	6
2. Betrachtungsraum Flemhuder See	8
3. Bestandssituation	10
3.1 Sediment.....	10
3.2 Sondenparameter.....	10
3.3 Makroalgen.....	10
3.4 Plankton.....	11
3.4.1 Phytoplankton	11
3.4.2 Zooplankton.....	12
3.5 Makrozoobenthos.....	13
3.5.1 Schwebegarnelen	13
3.5.2 Makrozoobenthos Ufer	13
3.5.3 Greiferbeprobung Makrozoobenthos.....	16
3.6 Bedeutung des Betrachtungsraumes als Lebensraum	17
4. Analyse Benthosdaten (Greifer) Flemhuder See	19
4.1 Methoden.....	19
4.2 Ergebnisse.....	20
5. Vorhabensbeschreibung	25
6. Wirkpfade	26
7. Auswirkungen.....	27
7.1 Makrozoobenthos durch Entnahme	27
7.2 Makrozoobenthos durch Überdeckung.....	27
7.3 Makrozoobenthos durch veränderte Sedimentstruktur	28
7.4 Fauna (Plankton, Makrozoobenthos) durch reduzierte Sauerstoff- Konzentrationen.....	29
7.5 Phytoplankton und MZB durch erhöhte Trübung	30
7.6 Makroalgen und MZB durch sedimentierende Schwebstoffe.....	32
7.7 Makroalgen, Plankton und MZB durch freigesetzte Schadstoffe.....	33
7.8 Eutrophierung durch resuspendierte Nährstoffe	34
8. Zusammenfassende Beurteilung	36
Literatur.....	37
Anhang	39

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Das Untersuchungsgebiet: Nord-Ostsee-Kanal und Flemhuder See.....	8
Abb. 2:	Besiedlung der Steine der Ufersicherungen im NOK im Juni 2008 (Teil 1: alle taxonomischen Gruppen; Stationen im Flemhuder See grün unterlegt).....	14
Abb. 3:	Besiedlung der Steine der Ufersicherungen im NOK im Juni 2008 (Teil 3: ausgewählte taxonomischen Gruppen; Stationen im Flemhuder See grün unterlegt).....	14
Abb. 4:	Lage der Untersuchungsstationen (Makrozoobenthos) im Flemhuder See, 2008.....	19
Abb. 5:	Mittlere Benthos-Taxazahl an 3 Stationen im Flemhuder See.....	21
Abb. 6:	Mittlere Benthosabundanz an 3 Untersuchungsstationen im Flemhuder See.....	22
Abb. 7:	Mittlere Benthosbiomasse (Feuchtgewicht) an 3 Untersuchungsstationen im Flemhuder See.....	22
Abb. 8:	Ordinationsdiagramm (MDS) auf der Grundlage der Benthosabundanzen im Flemhuder See. Daten: Greiferebene.....	23
Tab. 1:	Ergebnisse der Anosim-Analyse: Vergleich der Besiedlungsstruktur an den Stationen „near“, „mid“ und „distant“ im Flemhuder See (Abundanzen wurden wurzeltransformiert).....	24

Zusammenfassung

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zur Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) sind auch die Auswirkungen der Baggergutumlagerung im Flemhuder See unter gewässerökologischen Gesichtspunkten abzuschätzen. Mit der Durchführung auf der Grundlage vorliegender Untersuchungen wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR von der ARGE TGP, pu & leguan für das WSA Kiel-Holtenau beauftragt.

Die geplante Umlagerung von 56.000 m³ Sedimenten innerhalb des Flemhuder Sees wird 17,3 % des Seebodens durch Entnahme und Ablagerung direkt betreffen; durch Resuspension von Sedimenten und Nährstoffen wird indirekt der ganze See beeinflusst. Ökologisch relevant sind neben der unmittelbaren Störung der benthischen Infauna v.a. die Aspekte Sauerstoffzehrung und Erhöhung der Trübung.

Es kommt zu direkten Beeinträchtigungen der benthischen Fauna auf den Entnahme- und Ablagerungsstellen (Defaunierung); eine zügige Regeneration ist allerdings innerhalb des ersten Jahres nach Abschluss der Arbeiten zu erwarten, eine vollständige Regeneration ist nach 3 Jahren zu erwarten.

Aufgrund der bauzeitlichen Reduzierung der Sauerstoff-Konzentrationen sind weitere Beeinträchtigungen der benthischen Besiedlung (und der Fischfauna, hier nicht betrachtet) nicht sicher auszuschließen, allerdings vermutlich auch nicht sehr stark. Die phytoplanktische Produktion wird bauzeitlich durch die erhöhte Lichtlimitierung reduziert sein.

Vorsorglich empfehlen wir vor diesem Hintergrund (unter Berücksichtigung der Laichzeit des Ostseeschnäpels) die Durchführung der Umlagerung bei Wassertemperaturen < 15 Grad °C.

1. Anlass und Rahmen

1.1 Anlass

Aufgrund des zunehmenden Schiffsverkehrs und veränderter Schiffsgrößen soll die Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) zwischen den Kanalkilometern 79,9–92,1 angepasst werden. Hierfür soll das Kanalprofil von derzeit 44 m Sohlenbreite auf ca. 70 m erweitert werden. Im Rahmen der Beantragung vorgezogener Teilmaßnahmen ist folgender Vorhabensbestandteil bzgl. der Auswirkungen auf die Umwelt zu beurteilen:

Errichtung der Umschlagsstelle und von Wartestellen am Flemhuder See sowie die zur Befahrbarkeit des Sees mit Schuten notwendige Vertiefung der Fahrbereiche auf 4 m einschließlich der Umlagerung des Nassabtrages innerhalb des Flemhuder Sees.

Mit der Durchführung einer Abschätzung der Auswirkungen auf Makroalgen, Plankton und Benthos auf der Grundlage vorliegender Unterlagen wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR von der ARGE TGP, pu & leguan für das WSA Kiel-Holtenau beauftragt.

1.2 Vorliegende Untersuchungen

- BIOCONSULT (2009) Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals: Bestandsaufnahme Plankton und Benthos 2008. Im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft TGP, Planungsgruppe Umwelt, Leguan

Die Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons erfolgte an 6 Stationen. 5 Stationen wurden in relativ gleichmäßigen Abständen und in räumlicher Nähe zu geplanten Baumaßnahmen im NOK verteilt. Eine Station wurde in die Mitte des Flemhuder Sees gelegt. Die Beprobung fand 5 Mal zwischen März und Oktober 2008 statt.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos sowie der Makroalgen auf der Uferbefestigung erfolgte an 14 Stationen. 12 Stationen wurden im NOK in räumlicher Nähe zu geplanten Baumaßnahmen auf die Nord- sowie Südseite des Kanals gelegt. 2 Stationen wurden an das nördliche und südliche Westufer des Flemhuder Sees gelegt. Die Beprobung fand einmalig im Juni 2008 statt.

Schwebegarnelen und anderes Epibenthos wurden an 10 Stationen im NOK sowie an 3 Stationen im Flemhuder See beprobt. Die Beprobung fand fünfmalig (März–Oktober 2008) statt.

Das Sediment sowie das Endobenthos wurden an den gleichen Stationen wie die Schwebegarnelen einmalig im Juni 2008 beprobt.

Begleitend zu den Untersuchungen wurden während jeder Ausfahrt Sondenmessungen vorgenommen.

- NOWAK (2010): Bericht zur Entnahme und Untersuchung von Proben im Rahmen des Vorhabens „Vertiefung der Fahrrinne des Flemhuder Sees im Zuge der Anpassung der Oststrecke des NOK“. Institut Dr. Nowak im Auftrag der BfG.
- BfG (2010): Vertiefung der Fahrrinne des Flemhuder Sees im Zuge der Anpassung der Oststrecke des NOK. Stellungnahme zur physikalisch/chemischen Beschaffenheit des Baggergutes

2. Betrachtungsraum Flemhuder See

Die im Folgenden genannten Informationen sind, soweit nicht gesondert zitiert, der UVU (TGP, PU, LEGUAN 2009) entnommen.

Der in Nord-Süd-Richtung etwa 1,6 km lange und in Ost-West-Richtung im Mittel 0,2 km breite Flemhuder See ist an der Nordseite mit dem Nord-Ostsee-Kanal verbunden (s. **Abb. 1**). Das heute 33 ha große Gewässer hatte bis zum Ende des 19. Jahrhunderts eine Größe von 234 ha. Damals durchfloss den 23 m tiefen Flemhuder See die bereits kanalisierte Eider, die als Achterwehler Schifffahrtskanal bzw. Ringkanal östlich des Sees verlegt wurde. Mit dem Bau des Nord-Ostsee-Kanals wurde der Wasserspiegel des Sees um 7 m auf Meeresniveau abgesenkt und große Mengen an Baggergut abgelagert (heutiges Spülfeld Flemhude sowie Damm zwischen Achterwehler Schifffahrtskanal und der Restwasserfläche des Flemhuder Sees), wodurch sich die Wasserfläche auf etwa 90 ha verringerte. Die Spülfelder wurden teilweise bis in die jüngere Vergangenheit mit Baggergut aus Neubau-, Aus- und Unterhaltungsmaßnahmen beschickt. Die heutige Wassertiefe des Sees beträgt 2–3 m, die Fahrrinne, die in Nord-Südrichtung verläuft, ist 4–5 m tief und 250 m südlich der Verbindung zum Nord-Ostsee-Kanal befindet sich die tiefste Stelle mit 6,8 m.

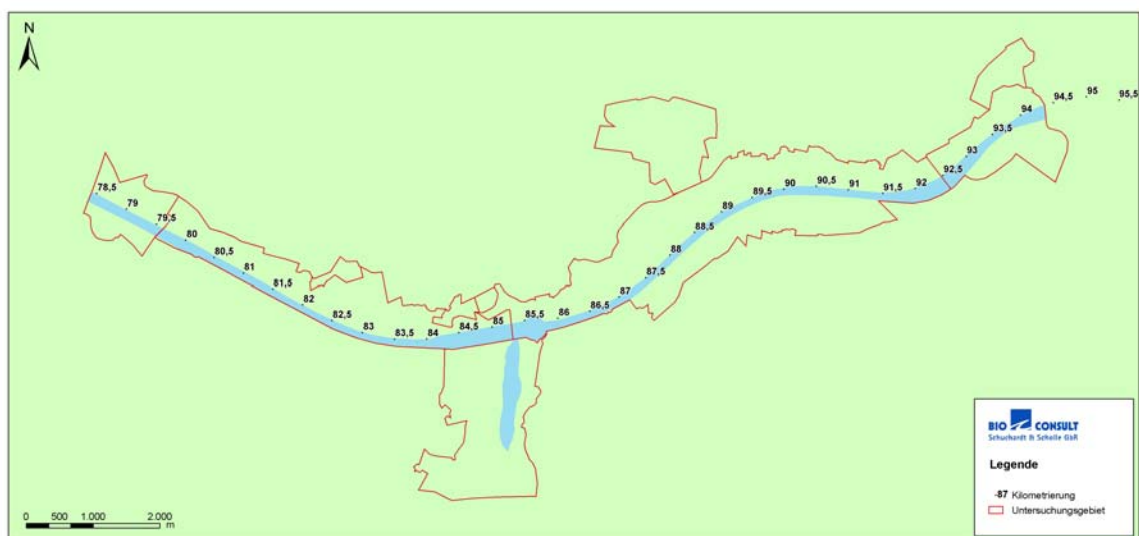


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet: Nord-Ostsee-Kanal und Flemhuder See.

Durch den Salzwasserzufluss aus dem Nord-Ostsee-Kanal hat sich der Flemhuder See zu einem Brackwasserhabitat (5–10 PSU) entwickelt. Die Uferzone im Osten ist eine steile, bewaldete Böschung zum Damm des Achterwehler Schifffahrtskanals hin. Das westliche Ufer des Sees steigt sanft zu den Spülfeldern hin an und ist durch einen breiten Röhrichtgürtel geprägt.

Auf den Verbringungsflächen hat sich durch natürliche Sukzession eine diverse Vegetation etabliert und die Mehrheit der Biotope (Feucht- und Sumpfwälder, Wallhecken/Knicks, Stillgewässer oder Landröhrichte und Weidenfeuchtgebüsche) weist eine mittlere bis sehr hohe Bedeutung auf. Im östlichen Bereich des Flemhuder Sees befindet sich das Landschaftsschutzgebiet „Landzunge

Flemhuder See/Ringkanal“. Im Gemeindegebiet Quarnbek liegende Teile des Sees und der Spülfelder sind durch Ortssatzung naturschutzrechtlich geschützter Landschaftsbestandteil.

Der Flemhuder See weist eine besondere Bedeutung für Brutvögel auf; in den Wintermonaten wird der Flemhuder See als Laichhabitat vom Ostseeschnäpel genutzt (s. dazu ARGE TGP PU & leguan 2011).

3. Bestandssituation

BIOCONSULT hat in 2008 im Rahmen der Vorbereitung des Planfeststellungsverfahrens eine gewässerökologische Untersuchung in NOK und Flemhuder See durchgeführt. Die nachstehend verkürzt wiedergegebenen Informationen stammen aus BIOCONSULT (2009), soweit keine anderen Quellen angegeben sind.

3.1 Sediment

Die oberflächlichen Sedimente des Flemhuder Sees unterscheiden sich deutlich von denen im NOK. Während im Flemhuder See durchweg Schlicksedimente angesprochen wurden, dominierten im NOK Fein-, Mittel- und Grobsandanteile. An den 3 Stationen im Flemhuder See gab es Hinweise auf anoxische Bedingungen im Sediment. Die Korngrößenfraktion $< 63 \mu\text{m}$ dominiert im Flemhuder See mit Anteilen von 40 bis 95 %. Auch NOWAK (2010) charakterisiert die angetroffenen Sedimente im Flemhuder See fast durchgängig als Schluffmudde mit fauligem Geruch ($< 63 \mu\text{m} > 50 \%$), also einem klaren Hinweis auf weitgehend anoxische Verhältnisse.

3.2 Sondenparameter

Der oberflächennahe **Sauerstoffgehalt** im NOK lag in den Jahren 1995–97 an den drei Überwachungsstationen des Landes zwischen 6,8 und 12,6 mg O₂/l. Damit lagen die O₂-Sättigungswerte zwischen 78 und 120 % (BFG 2005). Dies entspricht etwa den Ergebnissen aus 2008 und zeigt eine mäßige Eutrophierung an. Faunistisch kritische Sauerstoff-Konzentrationen sind nicht dokumentiert.

Nach BIOCONSULT (2009) lagen die Sauerstoffkonzentrationen mit Ausnahme deutlich niedrigerer Werte während der September-Ausfahrt (6–7 mg O₂/l) zwischen 8 und 10 mg O₂/l. Zwischen dem Flemhuder See und dem NOK wurden keine wesentlichen Unterschiede festgestellt.

Die **Salinität** wies während aller Probenahmen 2008 einen ausgeprägten Ost-West-Gradienten im Untersuchungsgebiet mit Richtung Osten deutlich zunehmenden Gehalten auf. Die Salzgehalte im mittleren Abschnitt des Untersuchungsraumes und damit im Flemhuder See lagen zwischen ca. 5 bis 10 PSU und damit im mesohalinen Bereich.

3.3 Makroalgen

Die einmalige qualitative Beprobung der Makroalgen auf den Wasserbausteinen der Ufersicherung ergab insgesamt 14 Taxa; die meisten Stationen wiesen zwischen vier und sechs Arten auf, Station MPH-06 nur drei Spezies. Mehr Arten wurden nur an den westlichen Stationen MPH-01 und 02 im Bereich der Weiche Klein Königsförde gefunden (8 bzw. 7 Arten).

Unter den Braunalgen (Phaeophyceae) wurde nur die weit verbreitete Strand-Pylaiella *Pylaiella littoralis* nachgewiesen. Möglicherweise koexistiert daneben die ebenfalls kosmopolitische Gattung *Ectocarpus*. Diese konnte aber in dem vorhandenen Probenmaterial nicht nachgewiesen werden.

Aus der Klasse der Rotalgen wurden zwei Arten nachgewiesen. Dabei handelte es sich um den Roten Horntang *Ceramium virgatum* und den Gewöhnlichen Röhrentang *Polysiphonia fucoides*. Beide Arten sind in Nord- und Ostsee weit verbreitet.

Acht Grünalgen konnten bis auf Artebene bestimmt werden. Am stärksten vertreten war die Gattung *Ulva* mit fünf Arten, die bis 2003 noch zur Gattung *Enteromorpha* gezählt wurden. *Ulva prolifera* war mit Ausnahme der Station MPH-04 an allen Stationen vertreten. *U. intestinalis* und *U. linza* siedelten an etwa der Hälfte der Stationen, *U. radiata* und *U. compressa* wurden nur vereinzelt nachgewiesen, genau wie *Blidingia* sp.. An den Stationen MPH-01, 02, 04, 11 und 14 war *U. prolifera* bestandsbildend. An den übrigen Stationen war *Cladophora* die hauptsächlich bestandsbildende Gattung an den Probestellen. Bei einigen Standorten konnte aus dem Probenmaterial *C. rupestris* bestimmt werden, in anderen Fällen war dies nicht sicher möglich. Eine weitere Art mit deutlich geringerer Biomasse aber hoher Abundanz an fast allen Stationen war *Urospora penicilliformis*. Mit *Chaetomorpha ligustica* konnte eine weitere Art nur an der östlichsten Station MPH-14 nachgewiesen werden.

Zusätzlich zu den oben genannten Makroalgen traten an vier Stationen unbestimmte Schlauchdiatomeen auf. Die Stationen im Flemhuder See wiesen keine Besonderheiten auf.

Die Beprobung hat insgesamt ergeben, dass an allen 14 Stationen Makroalgen vorhanden waren; alle Stationen waren jedoch relativ artenarm. Es konnten 14 Taxa differenziert werden; es handelte sich dabei um in Nord- und Ostsee häufig vorkommende und weit verbreitete Arten. Der Salinitätsgradient mit höheren Konzentrationen im Osten führt nicht zu einem klaren Gradienten in der Artenzahl der Makroalgen. Von Bedeutung ist der Makroalgen-Gürtel als Nahrungsgrundlage für phytophage Fische und als Habitat für benthische Wirbellose.

Der Bedeckungsgrad lag an allen beprobten Stationen bei 50–60 %.

3.4 Plankton

3.4.1 Phytoplankton

Bei der Untersuchung des Phytoplanktons konnten insgesamt 84 Taxa unterschieden werden, bei denen es sich etwa zur Hälfte um Arten und zur anderen Hälfte um Gattungen oder höhere taxonomische Gruppen handelte. Die Kieselalgen dominierten mit 51 Formen das Artenspektrum, gefolgt von den Grünalgen, Flagellaten, Feualgen und einer Rotalge, die der Einfachheit halber im Folgenden zusammenfassend als Grünalgen bezeichnet werden, mit 19 Formen. Dann folgten die Blau- bzw. Jochalgen mit jeweils 7 Arten.

Das Phytoplankton wurde insgesamt aus eher unauffälligen kleineren Arten gebildet, große, empfindliche Arten, die eher in Seen oder von größeren Schiffen ungestörten Fließgewässern vorkom-

men, konnten nicht nachgewiesen werden, dies gilt auch für den Flemhuder See, bei dem solche Arten eher zu erwarten gewesen wären.

Der Flemhuder See zeigt ein saisonales Muster mit einer Massenentwicklung im Juni und einer zweiten geringeren Blüte im Oktober. Die Zellzahlen sind allerdings im flachen Flemhuder See (ca. 3,5 m) im Juni eine Größenordnung höher als im NOK selbst. Während der Septemberblüte sind die Zellzahlen in Kanal und Flemhuder See ähnlich. Im Frühsommer dominierten die Kieselalgen im Flemhuder See das Artenspektrum noch deutlicher als im NOK, während die Blaualgen fehlen. Bei der Septemberblüte dominieren dann die Blaualgen (wie auch im NOK); im Flemhuder See tritt jedoch anders als im Kanal die Gruppe der Jochalgen quantitativ bedeutsam hinzu. Der Flemhuder See zeigt also eine gewisse Eigendynamik, sowohl bzgl. der Dominanzen der Großgruppen, v.a. bzgl. der Zelldichten während der frühsommerlichen Massenentwicklung.

Die Gesamtabundanzen des Phytoplanktons zeigten erhebliche saisonale Unterschiede. Im März war das Plankton noch schwach entwickelt und die Abundanzen lagen an den verschiedenen Stationen ähnlich im Bereich von 15.000 bis 30.000 Ind./l. In der nachfolgenden Untersuchung im Juni waren die Abundanzen vor allem im Bereich um den Flemhuder See förmlich explodiert, sie lagen im Flemhuder See bei 2 Mio. Zellen/l, direkt westlich davon bei 1,2 Mio. und östlich bei 400.000 Zellen/l. Die westlichste und die beiden östlichen Stationen lagen dagegen deutlich unter 100.000 Ind./l. Bei der Juli-Beprobung war diese Massenentwicklung abgeklungen und es ergab sich im Kanal ein kontinuierlicher Gradient von West mit Werten von ca. 140.000 Ind./l nach Ost mit Werten um 20.000 Ind./l, der Flemhuder See, der noch einen Monat davor die höchsten Phytoplanktondichten aufwies, zeigte ca. 30.000 Ind./l. Im September war dieser Gradient ebenfalls ausgebildet, allerdings kam es in der westlichsten Station mit Werten von ca. 300.000 Ind./l und im Flemhuder See mit Werten von bis zu 200.000 Ind./l zu verstärktem Algenwachstum, die Werte der anderen Stationen lagen bei 50.000 Ind./l und darunter. Der Flemhuder See zeigte eine deutliche Schichtung der Phytoplanktons mit Dichten von ca. 50.000 Ind./l an der Oberfläche und fast 200.000 Ind./l in 4 m Tiefe. Im Oktober stiegen die Abundanzen des Phytoplanktons über den gesamten Untersuchungsabschnitt mit Werten zwischen 600.000 Ind./l im Westen und bis zu 200.000 Ind./l im Osten nochmals an, der Flemhuder See zeigte wiederum eine deutliche Schichtung mit Werten von 200.000 Zellen/l an der Oberfläche und ca. 500.000 in 4 m Tiefe.

3.4.2 Zooplankton

Bei der Untersuchung des Zooplanktons mittels vertikaler Netzzüge konnten insgesamt 31 Taxa unterschieden werden: Rotatorien mit 11 Taxa, Crustaceen mit 7 Taxa und Ciliaten mit 6 Taxa, des weiteren wurden Bryozoen-Flotto-(Stato)-blasten, Chironomiden, Muschellarven, Jungmuscheln, Jungschnecken, Nematoden und Polychaetenlarven erfasst. Bryozoen-Flottoblasten, Chironomiden, Jungschnecken und Nematoden traten sehr selten und in geringer Anzahl auf; sie werden bei den weiteren Betrachtungen nicht mehr berücksichtigt.

Bei den Crustaceen stellte *Eurytemora affinis* mit ihren verschiedenen Stadien den weitaus größten Anteil an den Individuenzahlen. Neben *Eurytemora affinis* kamen von den Crustaceen nur noch Balanus-Nauplien in etwas höherer Anzahl vor, besonders im Bereich des Flemhuder Sees.

Die Gesamtabundanzen des Zooplanktons im NOK zeigten eine deutliche Saisonalität mit geringen Abundanzen im März und den höchsten Werten im Juni und Juli. Danach wird die Zooplanktondichte geringer und war im Oktober ähnlich der Abundanz im März. Während aller Probenahmeterminen dominierten die Crustacea deutlich die Abundanzen; nur im Juli sind die Rotatoria quantitativ etwas bedeutsamer als die Crustacea. Der Flemhuder See zeigt einen vergleichbaren Jahresgang, allerdings mit deutlich höheren Abundanzen). Nicht nur die Dichte sondern auch die Dominanzverhältnisse sind im Flemhuder See deutlich anders als im NOK. Im Flemhuder See wird das Zooplankton fast vollständig von der Gruppe der Rotatoria gebildet.

3.5 Makrozoobenthos

3.5.1 Schwebegarnelen

Die Schwebegarnelen, die eine wichtige Funktion als Fischnährtiere haben, waren im Untersuchungsgebiet durch die Art *Neomysis integer* vertreten. Die Art zeigt eine deutliche Saisonalität; im Frühjahr entsprachen die Dichten im Flemhuder See etwa denen im Kanal. Im Juli erreichten sie im Kanal sehr hohe Werte, während sie im Flemhuder See zu diesem Zeitpunkt praktisch nicht vorkamen. Im September waren die Dichten im NOK wieder deutlich niedriger; die Art trat in geringen Abundanzen auch wieder im Kanal auf. Insgesamt waren die Abundanzen von *Neomysis* im Flemhuder See durchweg geringer als im Kanal.

3.5.2 Makrozoobenthos Ufer

Es wurden insgesamt 47 Arten oder Artengruppen differenziert: die taxareichste Gruppe waren die Crustacea mit 20 Taxa, gefolgt von den Bryozoa und den Polychaeta mit jeweils 6 Taxa und den Hydrozoa mit 4 Taxa sowie den Bivalvia mit 3 Taxa und den Gastropoda mit 2 Taxa. Diptera, Oligochaeta, Porifera und Turbellaria sowie weitere Formen wurden taxonomisch nicht weiter aufgeschlüsselt.

Die Besiedlung der Steine des Kanalufers (vgl. **Abb. 2** und **Abb. 3**) wurde deutlich von Crustacea dominiert, die 90 % und mehr der Gesamtabundanz ausmachten. In dieser Gruppe waren es die Gammariden, die für den größten Teil der Individuen verantwortlich waren. Die Häufigkeiten differierten mit einem Faktor 1:5 zwischen den unterschiedlichen Stationen, Werte mit 1.500 Ind./0,1 m² kamen westlich des Flemhuder Sees bei 4 von 5 Stationen vor, östlich waren es 2 von 7 Stationen und im Flemhuder See wurde diese Besiedlungsdichte bei weitem nicht erreicht. Hier lagen die Häufigkeiten bei ca. 500 Ind./0,1 m². Im untersuchten Kanallängsschnitt lassen sich für die Crustacea keine Gradienten der Besiedlung erkennen.

Dipterenlarven und -puppen kamen mit Ausnahme der Station MZBU-04 im Flemhuder See (2 Ind./0,1 m²) ebenfalls an den Ufern über den gesamten untersuchten Kanallängsschnitt vor und machten etwa 10 % der Gesamtabundanzen aus. An der Station MZUB-05 im Flemhuder See konnten 38 Ind./0,1 m² nachgewiesen werden. Im untersuchten Kanallängsschnitt lassen sich für die Diptera keine Gradienten der Besiedlung erkennen.

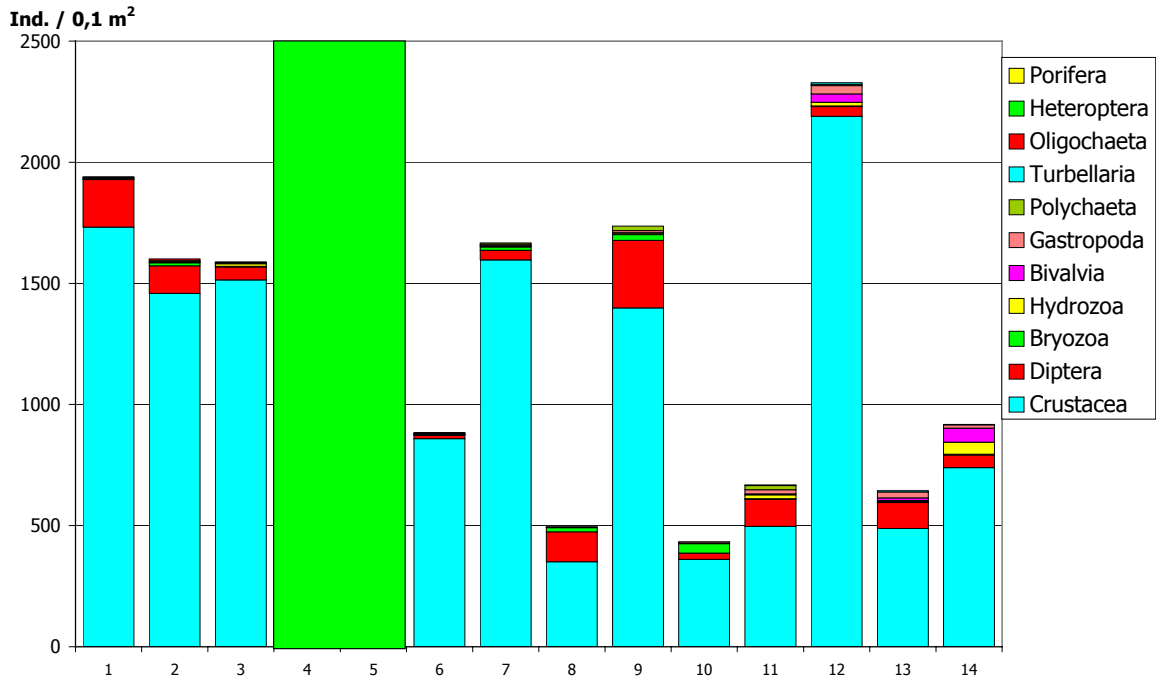


Abb. 2: Besiedlung der Steine der Ufersicherungen im NOK im Juni 2008 (Teil 1: alle taxonomischen Gruppen;

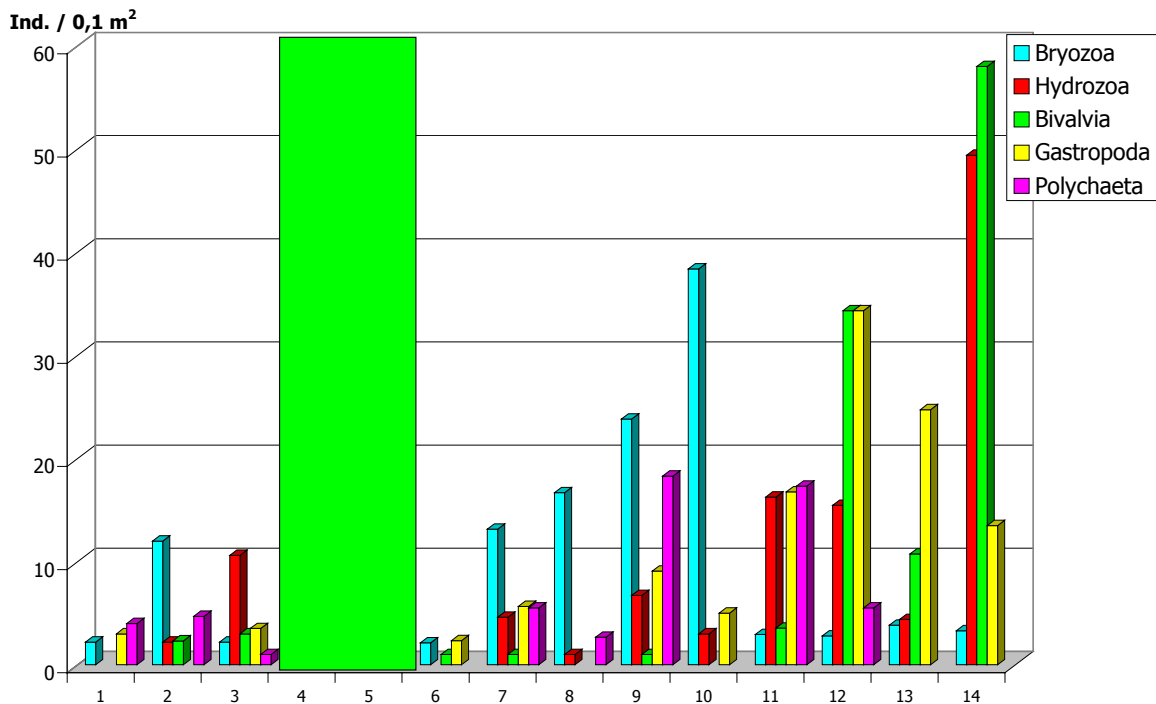


Abb. 3: Besiedlung der Steine der Ufersicherungen im NOK im Juni 2008 (Teil 3: ausgewählte taxonomischen Gruppen; Stationen im Flehmuder See grün unterlegt).

Neben diesen beiden Artengruppen, die den Großteil der Besiedlung der Ufersteine ausmachten, kamen die folgenden fünf Artengruppen, wenn auch in deutlich geringeren Individuendichten, ebenfalls an fast allen Untersuchungsstationen vor. Die Bryozoa kamen in ihrer häufigsten Verteilung im zentralen Kanalabschnitt und im Flemhuder See vor. Dort kamen sie auf Dichten zwischen 20 und 50 Ind./0,1m², typischer Vertreter war die Art *Electra crustulenta*. Die Hydrozoa hatten im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes (MZBU-11,12,14) mit bis zu 50 Ind./0,1 m² deutlich höhere Abundanzen als im westlichen Teil wo sie sich in Bereichen zwischen 0–10 Ind./0,1 m² bewegten. Lediglich im Flemhuder See an MZBU-04 waren sie mit 33 Ind./0,1 m² ähnlich häufig nachzuweisen. Bivalvia mit bis zu 60 Ind./0,1 m² und Gastropoda mit bis zu 30 Ind./ m² fanden sich ebenfalls deutlich gehäuft an den östlichen Stationen, westlich und im Flemhuder See spielten sie eine eher untergeordnete Rolle. Die Polychaeta besiedelten den gesamten Kanalabschnitt, besaßen ihre höchsten Abundanzen jedoch im Flemhuder See und im zentralen Bereich des untersuchten Kanalabschnittes mit Dichten von ca. 20 Ind./0,1 m².

Die verbleibenden fünf Artengruppen ließen sich nur gelegentlich mit Dichten von unter 10 Ind./m² im Untersuchungsgebiet finden. Turbellarien besiedelten fast ausschließlich den östlichsten Bereich des betrachteten Kanalabschnittes. Der Nachweis von Oligochaeta beschränkt sich unter dessen auf den westlichsten Teil des Untersuchungsgebietes. Eine Wasserwanzenart wurde ausschließlich an MZBU-06 bei Kanal-Km 82 gefunden. Der einzige Fund von Ciliaten (*Victorella spp.*) beschränkte sich auf Station MZBU-05 im südlichen Teil des Flemhuder Sees. Porifera konnten nur an der östlichsten Messstation (MZBU-14) nachgewiesen werden.

Der Salinitätsgradient macht sich bei den Massenformen Crustacea und Diptera nicht bemerkbar, diese können östlich sowie westlich des Flemhuder Sees Abundanzmaxima erreichen. Die Verteilung der Bivalvia, Gastropoda und Turbellaria wird jedoch deutlich durch den Salinitätsgradienten geprägt; die Gruppen kommen im östlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes mit seiner höheren Salinität deutlich gehäuft vor. Die Dichte der Makroalgen (geschätzt als Bedeckungsgrad) variierte nicht deutlich an den verschiedenen Stationen, so dass dieser Faktor offensichtlich für die Abundanzunterschiede des Makrozoobenthos nicht verantwortlich ist. Der Flemhuder See unterscheidet sich durch deutlich geringere Abundanzen von Crustacea und Diptera von den angrenzenden Kanalstationen, während v.a. Bryozoa und Polychaeta häufiger sind.

Bei der Untersuchung in 2008 konnte sowohl im NOK wie auch im Flemhuder See *Leptocheirus pilosus* (Crustacea) nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei um eine endemische Brackwasserart, die im Brackwasser bis nahezu Süßwasser an den europäischen Küsten von der Ostsee bis zum Mittelmeer vorkommt. Das Verteilungsmuster zeichnet sich durch eine deutliche Abnahme der Abundanzen von West nach Ost aus. Während im äußersten westlichen Teil des NOK Häufigkeiten von bis zu 500 Ind./0,1 m² (MZBU-02) erreicht wurden, nahmen die Abundanzen mit steigendem Salzgehalt nach Osten kontinuierlich ab. Im östlichen Teil (ab Station MZBU-10) war *Leptocheirus pilosus* nur noch mit geringer Abundanz vertreten. Im Flemhuder See, der weitgehend die Salinität der benachbarten Stationen des NOK aufwies, war die Art weniger abundant als in den NOK-Stationen entsprechender Salinität. Die Art ist von MICHAELIS et al. (1992) als endemische Brackwasserart eingestuft und für die deutschen Ästuare als verschollen eingestuft. Bei der Untersuchung von Buhnen war die Art 1996 im Weserästuar erstmalig wieder nachgewiesen worden (BIOCONSULT 1996).

3.5.3 Greiferbeprobung Makrozoobenthos

Im Labor wurden insgesamt 35 Taxa aus 8 verschiedenen Artengruppen differenziert, die sich wie folgt verteilen: Die artenreichsten Gruppen waren die Polychaeta mit 11 Taxa und die Crustacea mit 9 Taxa, gefolgt von den Hydrozoa mit 5 Taxa und den Bivalvia mit 4 Taxa sowie den Bryozoa mit 3 Taxa. Für Gastropoda, Hirudinea und Oligochaeta konnte nur jeweils ein Taxon nachgewiesen werden oder innerhalb der Artengruppe wurde nicht weiter differenziert.

Die Besiedlung der Kanalsohle wurde deutlich von Polychaeta dominiert, die über 90 % der Gesamtabundanzen ausmachten. Hier waren es vor allem *Marenzelleria* spp. mit bis zu 233, *Neanthes succinea* mit bis zu 94 und einmal *Pygospio elegans* mit über 600 Individuen in einem Hol (Greifer), die den Großteil der gefundenen Polychaeta ausmachten. Die Individuen waren im Mittel in den beiden Kanalstrecken westlich und östlich des Flemhuder Sees gleich stark vertreten. Die Dichten von Station zu Stationen wechselten sehr stark. Ein Einfluss des Salinitätsgradienten oder Sedimentzusammensetzung auf die Verteilung der Individuendichte ließ sich nicht erkennen. Auch der Flemhuder See war an allen drei Stationen gut besiedelt, die Abundanzen waren nur wenig geringer als im Kanal.

Die Crustacea sind die nächst abundante Gruppe, die bis auf Station MZBG-11 in allen Proben vertreten war. Die Dichten an den verschiedenen Stationen waren sehr unterschiedlich. Sie zeigten in jedem der drei Untersuchungsabschnitte jeweils eine Station mit gehäufterem Auftreten, ansonsten waren sie nur in geringer Anzahl vorhanden. Die häufigsten Vertreter waren *Cyathura carinata* mit bis zu 26 und *Neomysis integer* mit bis zu 15 Ind./Hol, *Balanus improvisus* wurde nur in einem Hol an Station MZBG-11 gefunden, dann aber mit 121 Individuen.

Bivalvia konnten mit den Greiferproben nur im östlichen Teil des Kanals und im Flemhuder See nachgewiesen werden, westlich gab es keinen einzigen Nachweis. Dieses Muster entspricht den Ergebnissen der Dredge-Proben, auch da waren Muscheln im westlichen Teil des Kanals nur lückig und in sehr geringer Zahl zu finden. Als häufigste Vertreter wurden *Mya arenaria* mit bis zu 69 Ind./Hol gefunden; *Mytilus edulis* mit bis zu 9 und *Parvicardium ovale* mit bis zu 6 Ind./Hol konnten nur in geringer Dichte nachgewiesen werden.

Neben diesen drei Artengruppen, die den Großteil der Besiedlung der Kanalsohle ausmachten, kamen die folgenden sechs Artengruppen nur ein oder zweimal bei der Beprobung in geringen Dichten vor. Oligochaeta im Flemhuder See und an Station MZBG-13; Coelenterata (Polypen) an Station 11, einzelne Ascidien an Station MZBG-04 und 11 und die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum*, die eigentlich oft massenhaft auftritt, in Einzelexemplaren im Flemhuder See.

Bryozoa und Hydrozoa wurden nicht ausgezählt, sondern die Dichte über das Frischgewicht abgeschätzt. Bryozoa konnten im westlichen und im östlichen Kanalabschnitt lückig gefunden werden, das mittlere Feuchtgewicht lag im westlichen Teil mit 40 bis 200 mg deutlich höher als im Ostteil mit 10 bis 20 mg. Bei den Dredge-Beprobungen waren die Bryozoa in Ost und Westteil des Untersuchungsgebietes dagegen annähernd gleich verteilt. Im Flemhuder See fehlten sie. Hydrozoa konnten nur im Westteil mit 10 bis 20 mg Feuchtgewicht gefunden werden, im Ostteil und im Flemhuder See fehlten sie. Bei den Dredgeproben konnten sie allerdings auch dort nachgewiesen werden. Diese Unterschiede zwischen Greifer und Dredge sind Ergebnis der größeren beprobten Fläche der Dredge (ein Greifer: 0,1 m²; ein Dredgehol von 300 m: 300 m²).

Der Salinitätsgradient macht sich bei den Polychaeta und Crustacea nicht bemerkbar, diese Gruppen können östlich als westlich und auch im Flemhuder See Abundanzmaxima erreichen. Das vermehrte Vorkommen von Hydro- und Bryozoa im Westteil des Kanals ist eher als Fangzufälligkeit zu bezeichnen. Nur bei den Bivalvia zeigt sich, wie schon bei den Dredgeproben, eine klare Abhängigkeit von der Salinität.

Marenzelleria spp., der häufigste Polychaet im Greifer (allerdings nur in juvenilen, nicht bis zur Art determinierbare Exemplaren), zeichnet auch das Abundanzmuster der Gesamtindividuenzahlen nach. Die Gattung Marenzellaria (*Marenzelleria spp.* vermutlich *M. viridis* und *M. neglecta*) ist aufgrund ihrer hohen Abundanzen von erheblicher Bedeutung auch als Fischnährtier. Wie auch die Gesamtindividuenzahl der Polychaeten zeichnet sich das Abundanzmuster von *Marenzelleria spp.* durch hohe Abundanzen im westlichen und östlichen Bereich (MZBG-01 bis 04 und MZBG-10 bis 13) des Untersuchungsgebietes aus. Dort kam die Gattung mit Dichten von bis zu 200 Ind./0,1 m² vor (MZBG-10). Im Mittelabschnitt des untersuchten NOK sowie im Flemhuder See war *Marenzelleria spp.* hingegen kaum vertreten. Dieses Muster ist v.a. Folge der Sedimentzusammensetzung; die mittleren Korngrößen sind im geringer besiedelten Abschnitt deutlich kleiner.

3.6 Bedeutung des Betrachtungsraumes als Lebensraum

Der vor über 100 Jahren künstlich geschaffene und intensiv genutzte NOK ist als Lebensraum durch den Salinitätsgradienten mit von der Schleuse Holtenau Richtung Unterelbe abnehmenden Salinitäten gekennzeichnet. Der typische Salinitätsgradient im NOK ist auch im beprobten Teilabschnitt deutlich. Die Verhältnisse im hier untersuchten östlichen Teil sind als mesohalin bis oligohalin; der nicht untersuchte westliche Teil als oligohalin zu bezeichnen.

Der Kanal stellt einen Brackwasserlebensraum dar, der eine typische Flora und Fauna und eine Reihe von Rote-Liste-Arten beherbergt. Brackwasserlebensräume sind im Bereich der Nordseeküste durch die Errichtung der Deichlinie in ihrer Ausdehnung deutlich reduziert worden und die sog. genuinen Brackwasserarten gelten als besonders gefährdet. Aus Naturschutzgründen werden deshalb verschiedene Anstrengungen in den Niederlanden und auch in Deutschland unternommen, solche Lebensräume wieder herzustellen. Der NOK stellt einen solchen Brackwasserlebensraum dar und weist eine Reihe von genuinen Brackwasserarten des Makrozoobenthos auf.

Der Flemhuder See unterscheidet sich bzgl. der Sedimentzusammensetzung sehr deutlich von der im NOK vorherrschenden Situation. Auch das Plankton weist zumindest temporär eine eigene Dynamik und Zusammensetzung im Flemhuder See auf. Das Makrozoobenthos von NOK und Flemhuder See ist relativ ähnlich, weist aber auf der Ebene einzelner Arten auch deutliche Unterschiede auf.

Von den verschiedenen hier beprobten Habitaten kommt v.a. den Steinen der Ufersicherung eine besondere Bedeutung zu. Dieses künstliche Hartsubstrat mit seinem Lückensystem wird dicht besiedelt, unterstützt durch den dichten Bewuchs mit Makroalgen im oberen Bereich, die zugleich Nahrungsgrundlage als auch Versteckmöglichkeit bilden.

Von besonderer Bedeutung sind im NOK wie in den Nordsee-Ästuaren die Neozoen, die einen bedeutenden Teil des Artenspektrum des MZB ausmachen. Obwohl Neozoen für viele Lebensräume ein kritisch zu beurteilendes Faunenelement sind, ist die Einwanderung neuer Arten für die Brackwasserlebensräume (der Nordseeküste) u.E. bisher nicht grundsätzlich als negativ zu beurteilen, da überwiegend nicht besetzte Nischen genutzt werden.

4. Analyse Benthosdaten (Greifer) Flemhuder See

Bei der Untersuchung 2008 (BIOCONSULT 2009) wurde die Infauna des Flemhuder Sees mit 3 Stationen aufgenommen. In der jetzt anstehenden Aufgabe einer Abschätzung der Auswirkungen der Sedimentumlagerung u.a. auf das Benthos des Sees ist vorab zu prüfen, ob mit den Ergebnissen aus 3 Stationen (9 Greifer) das Benthos ausreichend beschrieben ist.

4.1 Methoden

Datengrundlage

Es liegen Daten zum Makrozoobenthos von 3 Stationen im Flemhuder See vor. An jeder Station wurden 3 VV-Greifer entnommen (s.o.). Die folgende Auswertung basiert dabei auf den Daten der Einzelgreifer. Die Stationen wurden als „NOK-nah“ (near), „Seemitte“ (mid) und „NOK-entfernt“ (distant) bezeichnet. **Abb. 4** zeigt die Position der Stationen im Flemhuder See und deren Benennung in den nachfolgenden statistischen Analysen.



Abb. 4: Lage der Untersuchungsstationen (Makrozoobenthos) im Flemhuder See, 2008.

Auswertungsmethode

MDS (Multidimensionale Skalierung): Multivariate Statistiken (MDS) wurden unter Verwendung des Software-Pakets „Primer 5.0“ berechnet. Hierfür wurden die Abundanzdaten transformiert (4. Wurzel). Als Ähnlichkeitsmaß diente die Bray-Curtis-Similarität. Die Güte der MDS-Darstellung wird über den Stress-Wert angegeben (Stress < 0,05: sehr gute Darstellung ohne Möglichkeit der Fehlinterpretation; Stress < 0,1: gute Ordination; Stress < 0,2: potenziell

brauchbare Darstellung, die jedoch mit Vorbehalten verwendet werden sollte; Stress > 0,3: Datenpunkte sind fast zufällig in der Darstellung verteilt).

ANOSIM-Analyse: ANOSIM testet die Nullhypothese: ‚kein Unterschied zwischen a priori definierten Gruppen (z.B. Gebieten)‘. Der paarweise R-Wert gibt Aufschluss über die Unterschiedlichkeit der Gruppen ($R > 0,75$: die Gruppen lassen sich klar voneinander trennen; $R \gg 0,5$: gute Trennbarkeit der Gruppen, jedoch mit einigen Übereinstimmungen; $R < 0,25$: die Gruppen trennen sich kaum, CLARKE & WARWICK 1994). Für die globale Ähnlichkeit R gilt: $-1 < R < +1$. Es gilt weiterhin: $-0,5 < R < +0,5$, wenn die angenommene Nullhypothese (keine Unterschiede zwischen den Stationen) wahr ist. Ist im paarweisen Vergleich $R > +0,5$, so bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Stationen. Grundsätzlich gibt der p-Wert analog zu anderen statistischen Verfahren Auskunft über die Signifikanz der Analyse.

Simper-Analyse: Die durchgeführte Simper-Analyse gibt Hinweise auf die stationsinterne und stationsübergreifende Besiedlungsvariabilität. Dies wird durch das Ähnlichkeits- bzw. Unähnlichkeitsmaß (Bray-Curtis) ausgedrückt. Zudem wird ermittelt welche Taxa in welchem Maß zu den Unterschieden bzw. Gemeinsamkeiten beitragen.

4.2 Ergebnisse

Taxazahl und Artenspektrum

Insgesamt wurden 16 Taxa im Flemhuder See festgestellt. Alle Stationen wiesen weitgehend ähnliche Gesamtaxazahlen auf. Diese variierten zwischen 9 (Station „distant“) und 11 Taxa (Station „mid“). Ein analoges Ergebnis ergibt sich auch auf der Grundlage der mittleren Taxazahl/Station. So variierten die mittleren Taxazahlen/Station zwischen 5,3 („distant“) und 6,7 Taxa („mid“). Die festgestellten Unterschiede sind statistisch nicht signifikant (**Abb. 5**).

Dominanzstruktur

Die Großgruppen Crustacea (Krebse), Polychaeta (Vielborster) sowie Bivalvia (Muscheln) waren mit 4–5 Taxa in ähnlicher Anzahl vertreten. Gastropoda (Schnecken) sowie Hirudinea (Egel) und Oligochaeta (Wenigborster) konnten nur vereinzelt festgestellt werden, wobei letztere beiden Gruppen taxonomisch nicht aufgeschlüsselt wurden (vgl. Anhang_Taxaliste). Die bei weitem häufigste Art war der Polychaet *Neanthes succinea*. Die Art erreichte an jeder Station einen Dominanzanteil von > 70 %. Mit bereits deutlichem Abstand war die Muschel *Mya arenaria* (7 %) an allen Stationen die zweithäufigste Art. Relativ häufig waren auch der Polychaet *Marenzelleria spp.* (3,6 %) und die Assel *Cyathura carinata* (2,8 %). Alle übrigen Taxa wurden nur örtlich und in geringer Anzahl nachgewiesen. Aufgrund der an allen Stationen deutlichen Dominanz der identischen Arten sind räumliche Unterschiede weniger augenscheinlich.

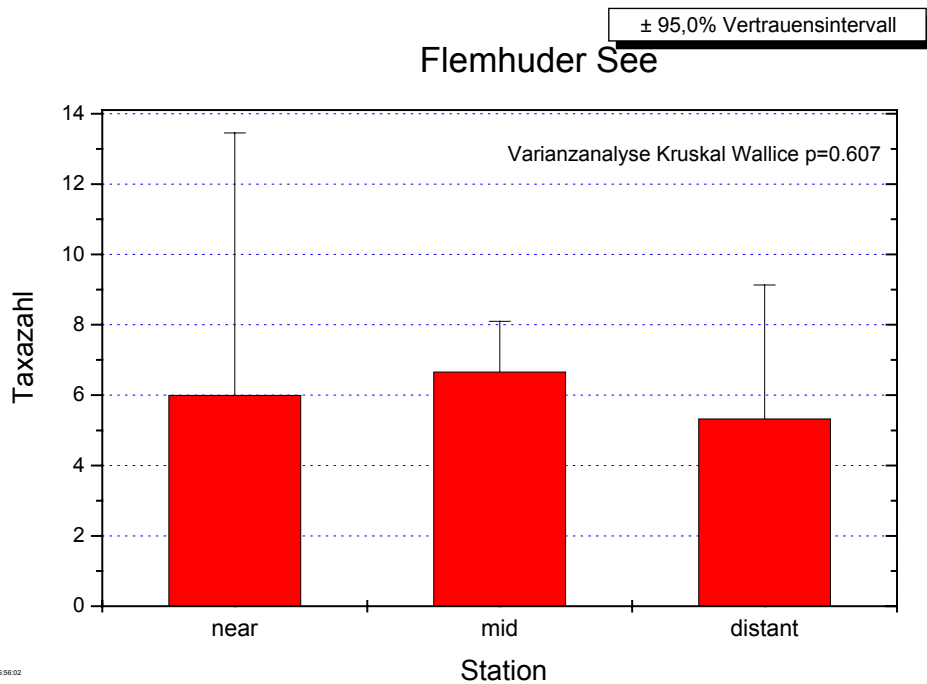


Abb. 5: Mittlere Benthos-Taxazahl an 3 Stationen im Flemhuder See.

Abundanz

Abb. 6 zeigt die mittlere Abundanz/Station. Im Vergleich am niedrigsten war die Besiedlungsdichte an der NOK-nahen Station („near“, 520 Ind./m²). Die beiden anderen Stationen wiesen mit > 700 Ind./m² eine höhere Besiedlungsdichte auf. Aufgrund der jeweils ausgeprägten kleinräumigen Variabilität unterscheiden sich die Besiedlungsdichten unabhängig vom Standort aber signifikant.

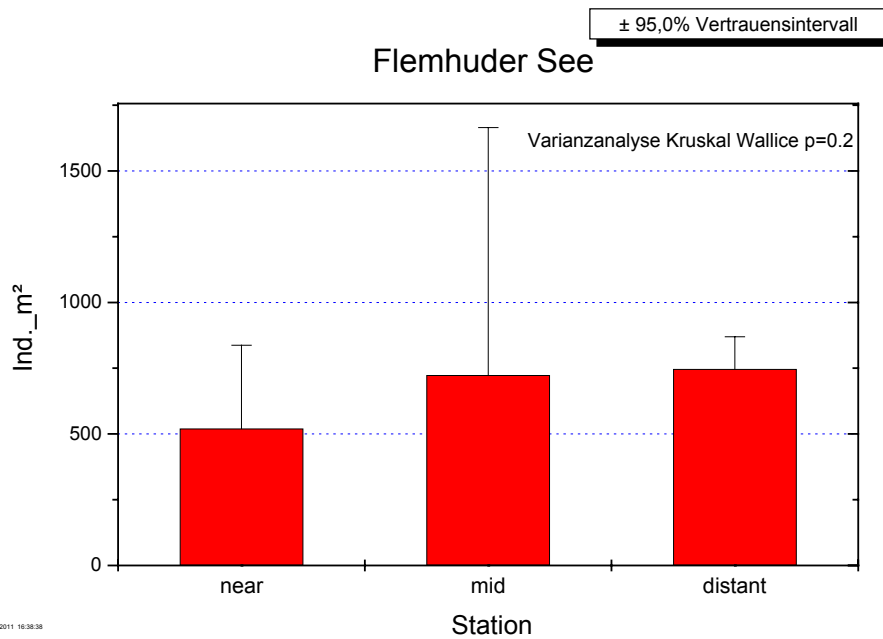


Abb. 6: Mittlere Benthosabundanz an 3 Untersuchungsstationen im Flemhuder See.

Biomasse (Feuchtgewicht)

Abb. 7 zeigt die mittlere Biomasse/Station. Die Werte sind im Stationsvergleich kaum unterschiedlich und variieren lediglich zwischen 56 g/m² (Station „distant“) und 62 g/m² („near“).

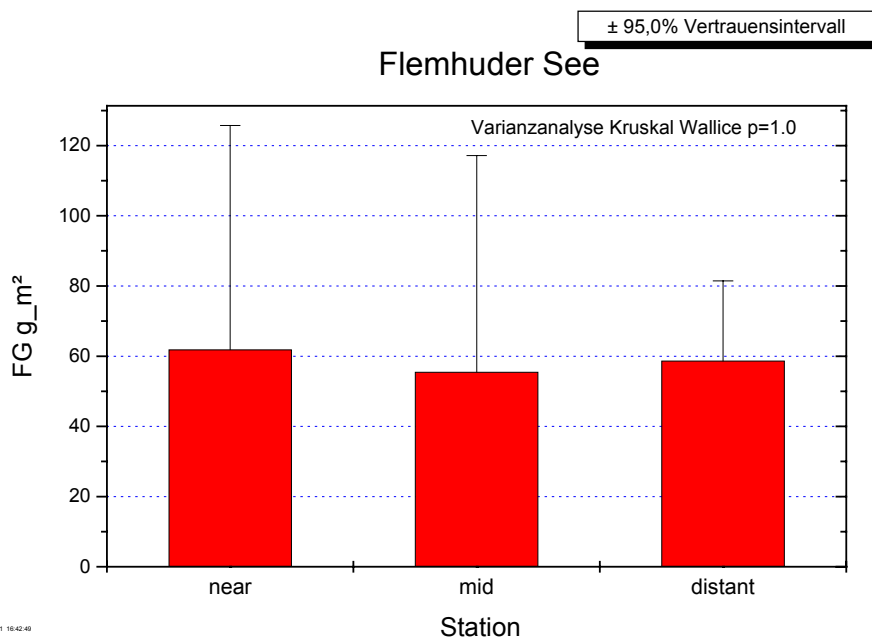


Abb. 7: Mittlere Benthosbiomasse (Feuchtgewicht) an 3 Untersuchungsstationen im Flemhuder See.

Als größter Biomasselieferant trug der Polychaet *Neanthes succinea* stationsübergreifend mit 70–> 85 % zur jeweiligen Gesamtbiomasse bei. Neben dem Polychaeten war nur noch die Muschel *Mya arenaria* im Hinblick auf die Biomasse von gewisser Bedeutung (Anteil zwischen 7–18% an der Gesamtbiomasse/Station).

Räumliche Besiedlungsunterschiede (MDS)

Wie auf der Ebene der deskriptiven Auswertung zu erwarten, ergeben sich auch auf der Betrachtungsebene „Gemeinschaftsstruktur“ keine Hinweise auf auffällige räumliche Besiedlungsunterschiede. Das Ordinationsdiagramm (**Abb. 8**) lässt keine Gruppierung auf der Stationsebene erkennen. Die zu den Stationen gehörende Greifer ordnen sich ohne systematisches Muster verstreut über die Ordination an.

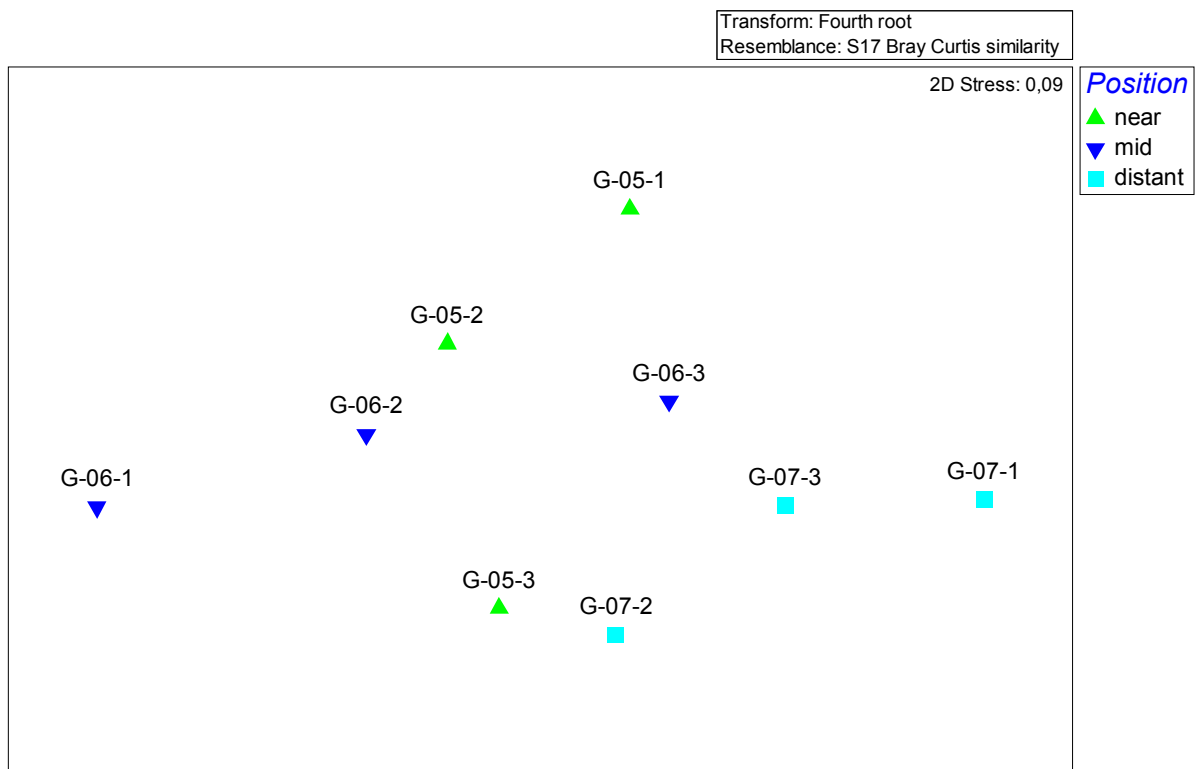


Abb. 8: Ordinationsdiagramm (MDS) auf der Grundlage der Benthosabundanz im Flemhuder See. Daten: Greiferebene

Die ANOSIM-Analyse bestätigt das Ergebnis der MDS-Ordination. So unterscheiden sich die Stationen im Hinblick auf ihre Besiedlung nicht signifikant voneinander, dies wird durch die niedrigen R-Werte von 0.074–0.407 bei $p > 0.1$ verdeutlicht (**Tab. 1**).

Tab. 1: Ergebnisse der Anosim-Analyse: Vergleich der Besiedlungsstruktur an den Stationen „near“, „mid“ und „distant“

Pairwise	Tests					
	R	Significance	Possible	Actual	Number	>=
Groups	Statistic	Level	%	Permutations	Permutations	Observed
near,	mid	0,074	50	10	10	5
near,	distant	0,333	20	10	10	2
mid,	distant	0,407	20	10	10	2

SIMPER-Analyse

Die SIMPER-Analyse verdeutlicht über das Ähnlichkeitsmaß, dass die stationsinternen Unterschiede in etwa so groß sind wie die stationsübergreifenden Unterschiede. Folgende Befunde können diesbezüglich zusammengefasst werden:

- Eine gleichsinnig mäßig hohe stationsinterne Ähnlichkeit zwischen 60–67 %.
- Die Unähnlichkeiten zwischen den Stationen „NOK-nah“ („near“) vs. „Seemitte“ („mid“) vs. „NOK-entfernt“ („distant“) im Flemhuder See sind mit 36–44 % gering bis mäßig.

Insgesamt tragen nur wenige Arten zur stationsinternen Ähnlichkeit bei. Hierzu gehört vor allem der überall präsenste Polychaet *Neanthes sp. (N. succinea)* sowie auch die Muschel *M. arenaria* oder die Assel *Cyathura carinata*. Die genannten Arten tragen zu 80 % zu den stationsinternen Ähnlichkeiten bei.

Im räumlichen Vergleich sind erwartungsgemäß solche Arten für stationsübergreifende Unterschiede verantwortlich, die insgesamt entweder nur örtlich oder an einem Standort deutlich häufiger auftreten. Hierzu zählten u.a. *Neomysis integer* (Schwebegarnele), *Marenzelleria spp.* oder die Muschel *Cerastoderma lamarcki*.

Letztlich deutet auch die SIMPER-Analyse auf eher geringe Besiedlungsunterschiede an den 3 Stationen im Flemhuder See hin. Die Ergebnisse sind im Detail dem Anhang_Simper zu entnehmen.

Fazit

Die statistische Analyse macht plausibel, dass die räumlichen Unterschiede der Infauna des Flemhuder Sees relativ gering sind, so dass sie durch die 9 Greifer in diesem Rahmen hinreichend beschrieben wird.

5. Vorhabensbeschreibung

Der hier betrachtete Vorhabensbestandteil umfasst folgende Aktivitäten innerhalb des Flemhuder Sees, die zu umweltrelevanten Folgen führen können:

- (1) die Herstellung einer bauzeitlichen Umschlagsstelle (Schutenanlegestelle einschließlich Zufahrt) am westlichen Ufer durch Baggerung der Sohle auf SKN – 4 m. Dabei werden ca. 49.000 m³ auf einer Fläche von 33.000 m² entnommen und die Fläche (örtlich unterschiedlich) im Mittel um 1,5 m vertieft.
- (2) die Herstellung von 2 bauzeitlichen Wartestellen am östlichen Ufer durch Baggerung der Sohle auf SKN – 4 m. Die Wartestellen haben jeweils eine Fläche von 110 x 15 m (je 1.650 m²). Die Entnahmemenge beträgt insgesamt ca. 7.000 m³ und die Flächen werden (örtlich unterschiedlich) im Mittel um 2,3 m vertieft.
- (3) die Verbringung von ca. 56.000 m³ Baggergut aus (1) und (2) auf eine Fläche innerhalb des Flemhuder Sees. Diese sog. Umlagerungsstelle 1 liegt im südlichen Bereich des Sees; der Seeboden wird hier auf ca. 27.000 m² Fläche um ca. 2 m auf SKN – 2 m angehoben. Eine ursprünglich vorgesehene Umlagerungsstelle 2 im nördlichen Bereich des Sees wird nicht in Anspruch genommen.
- (4) Eine Vertiefung der Fahrrinne auf 4 m ist nicht erforderlich; die vorhandene Wassertiefe reicht hier aus.

Die Arbeiten (Baggerung und Umlagerung) werden insgesamt innerhalb eines Zeitraumes von 5–6 Wochen durchgeführt; eine Unterhaltung der hergestellten Tiefen ist voraussichtlich nicht erforderlich. Das zum Einsatz kommende Gerät ist noch nicht definiert.

Der 5–6-wöchige Ausführungszeitraum ist nicht festgelegt; Ausschlusszeiten sind jedoch die Brutzeit der Flusseeeschwalbe (ca. Mitte März bis Ende Juli) und soweit möglich die winterliche Laichzeit des Ostseeschnäpels (ca. November–Dezember).

6. Wirkpfade

Folgende Wirkpfade können aus der Vorhabensbeschreibung und der Bestandssituation abgeleitet werden:

- Beeinträchtigung des Makrozoobenthos im Bereich der Baggerung durch Entnahme
- Beeinträchtigung des Makrozoobenthos im Bereich der Umlagerung durch Überdeckung
- Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch veränderte Sedimentstruktur in den Entnahme- und Umlagerungsbereichen
- Beeinträchtigung der Fauna (Plankton, Makrozoobenthos) durch reduzierte Sauerstoffkonzentrationen in der Wassersäule als Folge der Sedimentumlagerung
- Beeinträchtigung der Fauna (Plankton, Makrozoobenthos) durch erhöhte Trübung als Folge der Sedimentumlagerung
- Beeinträchtigung von Makroalgen und MZB durch sedimentierende resuspendierte Schwebstoffe während der Sedimentumlagerung
- Beeinträchtigung von Makroalgen, Plankton und Makrozoobenthos durch freigesetzte Schadstoffe
- Vermehrte Eutrophierung durch resuspendierte Nährstoffe

7. Auswirkungen

Die Auswirkungen des Vorhabenbestandteils werden im Folgenden anhand der im vorangegangenen Kapitel identifizierten Wirkpfade abgeschätzt.

Annahmen: Größe 33 ha = 330.000 m²; mittlere Tiefe 2–3 = 2,5 m; Wasservolumen: 825.000m³.

7.1 Makrozoobenthos durch Entnahme

Durch die Herstellung einer bauzeitlichen Umschlagsstelle am westlichen Ufer (33.000 m²) und die Herstellung von 2 bauzeitlichen Wartestellen am östlichen Ufer (je 1.650 m²) wird auf insgesamt 3,6 ha die benthische Gemeinschaft vollständig entnommen. Die Fläche wird dadurch defauniert und es werden (vermutlich ebenfalls anoxische) ältere Sedimente freigelegt. Die Baggerung ist einmalig, so dass nach Herstellung der vertieften Bereiche und Wiedereinstellung oxidischer Verhältnisse im Wasserkörper und im Bereich der Sedimentoberfläche die Regeneration des Makrozoobenthos beginnen kann.

Im Status quo stehen im Flemhuder See sehr feine Sedimente an, die einen Anteil der < 63 µm-Fraktion von 40 bis 95 % aufweisen (s.o.). Es liegen keine Informationen über die Zusammensetzung der tieferen Sedimente, die durch die Baggerung freigelegt werden, vor. Die Wiedereinstellung oxidischer Verhältnisse in der oberen Sedimentschicht wird einige Wochen nach Abschluss der Baggerarbeiten in Anspruch nehmen.

Die betroffene benthische Gemeinschaft ist durch weit verbreitete Oligochaeten, kleine Polychaeten und Muscheln (s.o.) gekennzeichnet, die durch ein relativ hohes Regenerationspotenzial gekennzeichnet sind. Die wieder zu besiedelnde Fläche ist relativ begrenzt (ca. 9,2 % der Fläche des Flemhuder Sees sind betroffen), so dass die Regeneration nicht nur durch Larvenfall und Reproduktion, sondern auch durch Einwanderung aus umgebenden ungestörten Flächen erfolgen wird. Nach Einstellung oxidischer Verhältnisse ist bis zur Wiederansiedlung der Arten von 1 Jahr, bis zur Erreichung einer ähnlichen Biomasse und damit einem Abschluss der Regeneration von ca. 3 Jahren auszugehen.

7.2 Makrozoobenthos durch Überdeckung

Auf einer Klappstelle überdeckt das Klappgut den Gewässergrund und die vorhandene Fauna. Die Empfindlichkeit gegenüber einer Überdeckung ist artspezifisch (BIJKERK 1988) und je nach Art bei Überdeckung durch Sand meist etwas geringer als bei Schlick (ESSINK 1996). Als wenig tolerant gelten endobenthische Muscheln. Andere Großtaxa wie die meisten Polychaeten (*Heteromastus*, *Nephtys*, *Scoloplos*) können Überdeckungen bis zu einem gewissen Grad (mehrere cm bis mehrere dm) durch Nachwandern an die neue Sedimentoberfläche überstehen (BIJKERK 1988, NEWELL et al. 1998). Auch Amphipoden wie *Corophium volutator* vermögen geringe Sedimentüberdeckungen zu überstehen. ESSINK (1999) weist jedoch explizit darauf hin, dass die unter natürlichen Bedingungen tolerierten Auflagerungen geringer sind als die im Laborexperiment. Die Mortalität

von Makrozoobenthosindividuen bei starker Überdeckung wird durch Einwanderung adulter Organismen häufig schnell ausgeglichen, sofern die Makrozoobenthosarten in der Umgebung des Umlagerungsbereichs mobil sind (s.u. zur Regeneration). Zudem ist das umgelagerte Material nicht unbesiedelt, sondern z.T. mit noch lebender Makrofauna aus dem Entnahmebereich bestückt (ESSINK 1999).

Durch die Verbringung von insgesamt ca. 56.000 m³ Baggergut aus dem Flemhuder See auf die Umlagerungsstelle 1 im südlichen Bereich des Sees wird der Seeboden dort auf ca. 2,7 ha Fläche um ca. 2 m auf SKN – 2 m angehoben. Durch die Umlagerung wird die vorhandene benthische Gemeinschaft auf ca. 8,1 % der Fläche des Flemhuder Sees vollständig überdeckt. Es ist davon auszugehen, dass die Überdeckung so stark ist, dass die Fläche defauniert wird. Es entsteht durch die Verbringung von vermutlich überwiegend anoxischem Material ein Sediment, das vor der Wiederbesiedlung in den oberen Zentimetern erst wieder sauerstoffhaltig werden muss, bevor eine Besiedlung mit ähnlichen Arten, wie dort vorher vorhanden waren, beginnen kann.

Insgesamt werden durch die Baggergutumlagerung (Entnahme und Ablagerung) 17,3 % der Seefläche betroffen.

Für Verlauf und Dauer der Regeneration gilt das oben für die Entnahmebereiche Gesagte.

7.3 Makrozoobenthos durch veränderte Sedimentstruktur

Die Struktur der Makrozoobenthos-Gemeinschaft wird wesentlich von der Sedimentstruktur geprägt. Dies zeigt sich deutlich beim Vergleich der Besiedlung der Sohle in NOK und Flemhuder See (BIOCONSULT 2009); die Besiedlung innerhalb des Sees kann als relativ homogen bezeichnet werden (s.o.), da auch die Sedimente bis auf kleinflächige Besonderheiten (Kies in der Nähe der Inseln) recht homogen sind. Eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos ist deshalb grundsätzlich auch über eine veränderte Sedimentzusammensetzung im Baggerbereich und / oder auf der Verbringungsstelle möglich. Da keine Informationen über die tieferen Sedimente im Bereich der Baggerstellen vorliegen und dort sowohl ähnliche Sedimente wie an der Oberfläche als auch durch älteres eingebrachtes Material Geschiebemergel und Sande angetroffen werden können, ist dies hier nicht sicher abzuschätzen.

Im Bereich der im Flemhuder See liegenden Bagger- und Verbringungsstellen ist also nicht auszuschließen, dass andere als die oberflächlich anstehenden Sedimente freigelegt (Baggerbereiche) bzw. aufgebracht (Verbringungsstellen) werden und es somit zu einer deutlichen Veränderung der Sedimentstruktur kommt. Dies würde aufgrund der Bedeutung der Sedimentstruktur für die benthische Gemeinschaft zu einer veränderten Gemeinschaft nach der Regeneration führen. Erst längerfristig (mehrere Jahre) würde es durch Sedimentation zu einer Angleichung der Sedimente und dann auch der benthischen Gemeinschaft an die status quo ante-Situation kommen.

7.4 Fauna (Plankton, Makrozoobenthos) durch reduzierte Sauerstoff-Konzentrationen

Durch die Sedimentumlagerung werden anoxische Sedimente mit einem relativ hohen Sauerstoffzehrungspotential resuspendiert bzw. das Porenwasser in die darüber liegenden Wasserschichten eingebracht. Dies wird zu einem vermehrten Sauerstoffbedarf in der Wassersäule führen. Ob, wie stark und wie ausgedehnt die Sauerstoffkonzentrationen im Flemhuder See dadurch reduziert werden, hängt von verschiedenen Randbedingungen ab. Dies sind v.a. die Art des eingesetzten Baggers, das Sauerstoffzehrungspotential der gebaggerten Sedimente, die Intensität der Zehrungsprozesse (die wiederum wesentlich von der Wassertemperatur abhängt) und die Sauerstoffkonzentration in der Wassersäule (die wiederum ebenfalls deutlich von der Wassertemperatur abhängt).

Die Sauerstoffzehrung im Baggergut ist mit 0,71–1,4 g O₂/kg TS nach MÜLLER et al. (1998) als mittel einzustufen; BFG (2010) weist allerdings darauf hin, dass die Umlagerung im Gegensatz zur Klassifizierungsgrundlage nicht in einem Fließgewässer, sondern in einem stehenden Gewässer stattfindet.

Für die Umlagerung von 56.000 m³ Baggergut wird hier ein Anteil von 5 % (s.u.) = 2.800 m³ angesetzt, der für Minuten bis Stunden in Suspension geraten und dabei sein Sauerstoffzehrungspotenzial partiell aktivieren kann (vergl. dazu das folgende Kap. 6.5). Bei Annahme einer Trockenmasse (TM) von 50 % entspricht dem eine Schwebstoffmenge von 1,4 Mio. kg TM. Die vollständige Oxidation dieser Schwebstoffmenge würde bei einer mittleren O₂-Zehrung von 1 g O₂/kg TM insgesamt 1.400 kg O₂ erfordern. Durch die zügige Resedimentation des Materials wird jedoch voraussichtlich nur ein Teil des Zehrungspotentials realisiert (Annahme: 50 %; worst case: 100 %, also 700 bis 1.400 kg O₂). Dem steht ein Wasservolumen des Flemhuder Sees von 825.000 m³ mit einem angenommenen Sauerstoffgehalt von 5,0 mg/l O₂, mithin 4.125 kg O₂ gegenüber. Bei Annahme einer kurzfristigen Realisierung des Zehrungspotential würden also ca. 17 % bis (worst case) 34 % des vorhandenen Sauerstoffs verbraucht und die Konzentration von 5 auf 4,15 bzw. (worst case) 3,3 mg/l sinken.

Die Sauerstoffzehrung des zur Umlagerung vorgesehenen Sediments wird jedoch nicht schlagartig wirksam, sondern über den Baggerzeitraum von 6 Wochen verteilt, so dass die Verluste teilweise durch die gleichzeitige O₂-Produktion im Gewässer, den atmosphärischen Eintrag und die Advektion O₂-haltigen Wassers gemindert werden; die großräumige Erniedrigung der Sauerstoffkonzentration wird also voraussichtlich deutlich geringer ausfallen.

Da der Flemhuder See als stehendes Gewässer zu charakterisieren ist, ist zu erwarten, dass die bei der Baggerung und Umlagerung entstehenden Trübungswolken vergleichsweise kompakt bleiben. Das kann im Zentrum dieser Wolken zu verstärkter O₂-Zehrung führen, während im umgebenden Wasserkörper die O₂-Gehalte und -Produktion erhalten bleiben. Kleinräumig können also ggfls. auch geringere Konzentrationen entstehen.

Da das Zehrungspotenzial bei Zimmertemperatur bzw. ≥ 20 °C ermittelt wird, würde eine Umlagerung bei niedrigeren Wassertemperaturen zu erheblich geringeren Zehrungsraten führen (Halbierung pro 10 K Temperaturabnahme).

Es liegen für den relativ zum NOK stärker eutrophierten Flemhuder See weder Tagesgänge noch nächtliche Messungen vor, so dass mögliche nächtliche Defizite und ihre weitere Verstärkung durch die Umlagerung nicht auszuschließen sind.

Insgesamt sind gewisse Beeinträchtigungen der benthischen Besiedlung (und der Fischfauna, hier nicht betrachtet) nicht sicher auszuschließen, allerdings vermutlich auch nicht sehr stark. Vorsorglich empfehlen wir vor diesem Hintergrund (unter Berücksichtigung der Laichzeit des Ostseeschnäpels) die Durchführung der Umlagerung bei Wassertemperaturen < 15 Grad °C.

7.5 Phytoplankton und MZB durch erhöhte Trübung

Die während des Einsatzes von Baggern erhöhte Trübung kann durch die damit verbundene Verschlechterung des Lichtklimas zu einer temporären Reduzierung der Photosyntheseleistung des Phytoplanktons führen. Damit verbunden ist eine Verringerung des biogenen Sauerstoffeintrages.

Durch die Umlagerung wird sowohl bei der Baggerung als auch bei der Umlagerung Sediment aufgewirbelt. Dabei trennen sich Sande und Kiese/Steine relativ schnell von dem feinkörnigeren Material (Fraktion $< 63 \mu\text{m}$) und organischem Material und sedimentieren auf bzw. im direkten Umfeld der Baggerstrecke wieder. Das feinere Material gelangt als erhöhte Trübung in Suspension und kann je nach Strömung verdriften. Diese Erhöhung der Schwebstoffgehalte kann mit einer erhöhten Nährstofffreisetzung (s.u.) verbunden sein. Auch das suspendierte Material kann wieder sedimentieren und so örtlich zu einer Erhöhung der Sedimentationsraten bzw. einer Überdeckung des Sedimentes sowie einer Veränderung der Sedimenteigenschaften führen (DANKERS 2002).

Die Erhöhung der Trübung bzw. Schwebstoffkonzentrationen ist v.a. von dem Anteil der Fraktionen $< 63 \mu\text{m}$ in den umgelagerten Sedimenten und der vorhandenen Schwebstoffkonzentration im Wasser abhängig. Die horizontale und vertikale Ausdehnung der Trübungswolke, ihre Ausbreitungsrichtung und die Dauer der erhöhten Werte sind wesentlich auch von den Strömungsverhältnissen und der Wassertiefe abhängig.

Das Ausmaß der durch die Baggerungen entstehenden Trübung ist auch vom verwendeten Verfahren abhängig. Die größte Erhöhung der Trübung wird durch den Überlauf von Hopperbaggern verursacht. Sie ist deutlich höher als die durch den Saugkopf verursachte Trübung (vgl. SELLHORN INGENIEURGESELLSCHAFT MBH 1993).

Die Angaben zu dem Sedimentanteil, der während der Baggerungen in Suspension gerät, sind breit gespreizt. Nach den beiden in PENNEKAMP et al. (1996) dargestellten Untersuchungen mit schlickigen Hafensedimenten im Rotterdamer Hafen gelangen bei der Verwendung von Hopperbaggern pro m^3 ($\sim 1300 \text{ kg}$, 480 kg TM) gebaggertem Sediment $\sim 0,6\text{--}4,6 \%$ des Materials in die Wassersäule, nach CIRIA (2000) sind es für Hopperbagger typischerweise ca. $3\text{--}7 \text{ kg/m}^3$. In diesem so genannten „S-Faktor“ sind allerdings auch die gröberen Anteile enthalten, die sofort wieder sedimentieren und nicht zur Bildung der Trübungswolke beitragen.

Die horizontale Ausdehnung der Trübungswolke bei Hopperbaggerungen ohne Überlauf variiert je nach den Rahmenbedingungen zwischen einigen 100 m und mehreren km (vgl. HAYES et al. 1984), wobei sie bei geringem natürlichem Schwebstoffgehalt wesentlich weiter nachweisbar ist als

bei hohen Gehalten. In Strömungsrichtung ist sie meist ein Vielfaches größer als quer dazu. Die Angaben hängen stark von der Messtiefe ab, da die größte Ausdehnung meist grundnah erreicht wird. Die vertikale Ausdehnung hängt stark von der Wassertiefe ab. Nach Messungen von HAYES et al. (1986) in Grays Harbor (Washington, USA) ist die obere Hälfte der Wassersäule nicht betroffen, eine deutliche Erhöhung von > 10 % bis 50 % erfolgte erst darunter. Die natürliche Trübung wurde in Abhängigkeit von der Entfernung zum Bagger und der Messtiefe maximal um den Faktor 1,5–7,5 erhöht (vgl. VELLINGA in SELFHORN INGENIEURGESELLSCHAFT MBH 1993, PENNEKAMP et al. 1996, HAYES et al. 1984). Tendenziell wächst der Faktor mit sinkendem natürlichem Schwebstoffgehalt. Die Trübungswolke ist am Ort der Baggerung ca. 30–90 Minuten und insgesamt maximal einige Stunden lang nachweisbar. Diese Angaben werden von den in CIRIA (2000) und POSFORD DUVIVIER ENVIRONMENT & HILL (2001) zusammengestellten Untersuchungsergebnissen bestätigt.

Untersuchungen zu Baggerungen mit Überlauf sind wesentlich zahlreicher (z.B. NICHOLS et al. 1990, NEWELL et al. 1998, Studien in PENNEKAMP et al. 1996 und CIRIA 2000). Die Untersuchungen zeigen, dass dann die Trübung zwar höher ist als bei Baggerungen ohne Überlauf (bis 10 %), die horizontale Ausdehnung und Dauer des Bestehens der Trübungswolke aber ähnlich ist. Ein wesentlicher Unterschied ist v.a. die vertikale Ausdehnung der Trübungswolke. Diese ist bedingt durch den Überlauf wesentlich größer und umfasst nahezu die gesamte Wassersäule.

Angaben zum Baggerverfahren im Flemhuder See liegen nicht vor; wir setzen hier einen Verlust von 5 % der Baggermenge an.

Daten zu den Schwebstoff-Konzentrationen in NOK und Flemhuder See sind in GOCKE et al. (2008) zusammengestellt. Sie zeigen einen starken Längsgradienten im NOK mit hohen Konzentrationen (ca. 30 mg/l; geringe Sichttiefen) bei Brunsbüttel und geringen Konzentrationen (5–6 mg/l; hohe Sichttiefen) bei Holtenau. Der Bereich des Flemhuder Sees mittelt dabei etwa zwischen diesen beiden Konzentrationsbereichen (Angaben zum Flemhuder See selbst fehlen). Plausibel sind Konzentrationen zwischen 15 und 20 mg/l. Diese Konzentrationen werden im Nahbereich der Baggerung und auch der Umlagerung deutlich erhöht werden, da es sich bei dem umzulagernden Sedimente um Material mit hohem Feinkornanteil handelt. Da Strömungen im Kanal weitgehend fehlen, wird sich die Trübungszone zwar nicht stark verbreiten, aber auch nicht schnell abtransportiert und verdünnt.

Die für NOK und auch Flemhuder See dokumentierten Schwebstoff-Konzentrationen machen einen mittleren Wert von ca. 15 mg/l plausibel (s.o.). Die Umlagerung von 56.000 m³ Baggergut im Flemhuder See wird bei Annahme einer Verlustrate von 5 % (entsprechend 2.800 m³, bei Annahme einer Trockenmasse von 50 % (s.o.)) also eine Schwebstoffmenge von bis zu 1,4 Mio. kg freisetzen. Bei einer Dauer der Bagger- und Umlagerungsarbeiten von 6 Wochen mit 5 Arbeitstagen werden somit ca. 46.000 kg TM pro Tag freigesetzt. Würde diese Menge im Gesamtvolumen des Flemhuder Sees von 825.000 m³ verteilt, würde die Schwebstoffmenge um ca. 60 mg/l und Tag erhöht werden. Es ist davon auszugehen, dass die resuspendierten Schwebstoffe innerhalb von 24 h wieder weitgehend sedimentieren und sich die Konzentration der Schwebstoffe also bauzeitlich von 15 auf 75 mg/l erhöhen könnte.

Insgesamt ist jedoch zu vermuten, dass die Erhöhung der Schwebstoff-Konzentration geringer ist, da ein Teil des Materials deutlich schneller sedimentiert und sich das Material auch nicht vollständig in der Wassersäule des Flemhuder Sees verteilt.

Phytoplankton

Die oben gemachten Angaben zur möglichen Erhöhung der Schwebstoff-Konzentrationen werden zu einer bauzeitlich (6 Wochen) verstärkten Lichtlimitierung der phytoplanktischen Produktion führen, die über den unmittelbaren Nahbereich der Umlagerung hinausreicht und ggfls. größere Teile des Sees umfassen kann.

Die Auswirkungen können deutlich reduziert werden, wenn die Umlagerung außerhalb der Vegetationsperiode erfolgt.

MZB

Während der Baggertätigkeit ebenso wie während der Umlagerung erhöht sich die Trübung im Wasser (s.o.). Zu Auswirkungen auf das Makrozoobenthos kann es v.a. durch das Verstopfen von Filterorganen der Filtrierer kommen (ESSINK 1999). Aufgrund der relativ geringen und nur kurzfristigen Erhöhung sind deutliche Beeinträchtigungen nicht zu erwarten.

7.6 Makroalgen und MZB durch sedimentierende Schwebstoffe

Während der Baggertätigkeit ebenso wie während der Umlagerung erhöht sich die Trübung im Wasser (s.o.) und es kommt zu einer Erhöhung der Sedimentation im Umfeld der Sedimentumlagerungsbereiche. Durch Überdeckung kann es zu Beeinträchtigungen der am Ufer im Bereich der Wasserlinie siedelnden Makroalgen und des Makrozoobenthos kommen.

Wie im vorangegangenen Kapitel überschlägig abgeschätzt, kommt es zur zusätzlichen Freisetzung von insgesamt 2.800 m³ Baggergut als Schwebstoff. Bei einer Gesamtfläche des Sees von 330.000 m² und bei Annahme einer gleichmäßigen Verteilung käme es zu einer Sedimentation von 0,85 cm Schichtdicke (8,5 Liter pro m²) innerhalb der angesetzten Baggerzeit von 6 Wochen, was wiederum einer Sedimentation von 1,4 mm pro Woche entspräche. Eine Verringerung der Ausbreitungsfläche der Schwebstoffe erhöht die Schichtdicke entsprechend. Es ist nicht davon auszugehen, dass dies zu deutlichen Beeinträchtigungen außerhalb des direkten Nahbereichs der Umlagerung führt.

Makroalgen

Eine verstärkte Sedimentation von Schwebstoffen kann zu einer Reduzierung der Photosyntheserate und bei starker Überdeckung zum Absterben der Algen führen. Allerdings ist nicht davon auszugehen, dass die Sedimentation auf den wellenexponierten schrägen Ufern ähnlich stark ist wie in den tieferen und damit ruhigeren zentralen Teilen des Sees. Es ist deshalb nicht plausibel, eine längerfristige oder stärkere Überdeckung der Makroalgen anzunehmen.

MZB

Auch das Makrozoobenthos kann durch sedimentierende Partikel so stark überdeckt werden, dass es zu Funktionseinschränkungen und -verlusten kommt. Dies führt im unmittelbaren Umlagerungsbereich zu einer Defaunierung (s.o.), lateral der Verbringstellen nimmt die Schädigung mit zunehmender Entfernung stark ab.

Die Empfindlichkeit gegenüber einer Überdeckung ist artspezifisch (BIJKERK 1988; s. Kap. Überdeckung). Relativ schwache Überdeckungen von < 1 cm können von den meisten Arten durch aktive Eigenbewegung kompensiert werden; für die im Flemhuder See angetroffenen Weichboden-Arten ist das überwiegend anzunehmen, so dass eine deutliche Schädigung außerhalb der Verbringstellen durch Überdeckung nicht anzunehmen ist.

7.7 Makroalgen, Plankton und MZB durch freigesetzte Schadstoffe

Grundsätzlich kann es bei der Umlagerung von Sedimenten zur Freisetzung von in den Sedimenten festgelegten Schadstoffen und anschließend zu einer Aufnahme und Belastung von Organismen kommen. Die BFG (2010) stellt zur Schadstoffbelastung fest: *„Aus ökotoxikologischer Sicht ist das Baggergut nicht bzw. nur unbedenklich belastet. Das Belastungsniveau des Baggergutes mit Schwermetallen, Organochlorpestiziden, TBT ist gegenüber den Verbringungsflächen ebenfalls nicht erhöht.*

Dagegen liegt die mittlere Baggergutbelastung durch Mineralölkohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) deutlich über den entsprechenden Schadstoffkonzentrationen der Verbringungsstellen. Im Mittel wird für PAK und PCB im Baggergut das 3-fache der Schadstoffkonzentration an den Verbringungsstellen nur knapp unterschritten. Insgesamt ist die Belastung der verschiedenen Flächen des Flemhuder Sees mit organischen Schadstoffen (PAK, PCB, DDX, TBT) als sehr heterogen einzustufen.

In der Vergangenheit wurde der Flemhuder See selbst für die Zwischenlagerung von Baggergut aus dem Bereich des NOK genutzt. Daher sind im Flemhuder See selbst durch diese Einträge und Entnahmen heterogene Schadstoffkonzentrationen zu erwarten, da die verschiedenen Einträge/Entnahmen auf jeweils begrenzten Flächen stattfanden und nicht von einer vollständigen Durchmischung auszugehen ist. Auch ist im Flemhuder See eine Sedimentation von eingetriebenem Material aus dem NOK und ein Materialeintrag bei der Bewirtschaftung der Spülfelder im Bereich des Flemhuder Sees nicht auszuschließen.

Der Vergleich der Schadstoffbelastung an der Bagger- und der Verbringungsstelle führt nach HABAB-WSV zu einer Einstufung nach Fall 2. Für das Gesamtsystem des Flemhuder Sees ist durch die vorliegende heterogene Schadstoffbelastung keine Verschlechterung bei einer Umlagerung zu erwarten.“

Da das Baggergut auf der Grundlage der durchgeführten ökotoxikologischen Tests (Algen-, Daphnien- und Leuchtbakterientest) als auch aus ökotoxikologischer Sicht nicht bzw. nur unbedenklich belastet einzustufen ist (BFG 2010), sind deutliche Beeinträchtigungen der biologischen Kompartimente durch die zeitlich befristete Umlagerung nicht anzunehmen.

7.8 Eutrophierung durch resuspendierte Nährstoffe

Der NOK weist im Verlauf deutliche Unterschiede in den Chlorophyll a-Konzentrationen auf; die relativ höchsten Konzentrationen finden sich im mittleren Kanalabschnitt, bei typischer saisonaler Dynamik werden Höchstwerte bis 42 µg/l erreicht; die Produktion ist partiell lichtlimitiert (GOCKE et al. 2008). Der Flemhuder See zeigt deutlich höhere Phytoplankton-Dichten als die benachbarten Stationen im NOK; Ursache ist vermutlich die geringere Tiefe (günstigeres Verhältnis euphotischer Schicht zu Gesamttiefe) und eine geringere Trübung aufgrund geringer Turbulenz (geringer/ kein Schiffsverkehr). Durch die Umlagerung der Sedimente wird es zu einer Freisetzung von Nährstoffen (v.a. N und P) kommen. Die Konzentrationen im Eluat der See-Sedimente (NOWAK 2010) betragen:

- PO_4^{3-} : 1.100–4.000 µg/l entspr. 1,1–4,0 mg/l,
- NO_3^- -N: ≤ 30 µg/l entspr. ≤ 0,03 mg/l,
- NH_4 -N: 0,5–2,1 µg/l entspr. 0,005–0,021 mg/l;

für den Wasserkörper im Kanal bei Kanal-km 80 geben GOCKE et al. (2008) die folgenden Konzentrationen an:

- PO_4^{3-} : 1,0 µmol/l entspr. 90 µg/l entspr. 0,09 mg/l,
- NO_3^- : 200 µmol/l entspr. 12,4 mg/l NO_3^- entspr. 2,8 mg/l NO_3^- -N.

Die Ergebnisse zeigen, dass die umzulagernden Sedimente mit 1,1 bis 4 mg/l relevante Mengen an eluierbarem ortho-Phosphat enthalten. Ein nicht näher zu quantifizierender Anteil davon wird bei der Umlagerung vorübergehend freigesetzt werden und ein verstärktes Phytoplanktonwachstum ermöglichen. Nitrat- und Ammonium-Stickstoff finden sich dagegen in den Sedimenten in auffällig geringen Konzentrationen, vermutlich infolge vorangegangener Denitrifikation im anaeroben Sediment.

Es kann davon ausgegangen werden, dass auch im gegenwärtigen Zustand im Flemhuder See keine P-Limitierung der planktischen Primärproduktion vorliegt, weil durch Bioturbation, Sportbootverkehr und Sog- und Schwellströmungen vom NOK her immer ein erhöhter Phosphatnachschieb aus dem Sediment gewährleistet ist. Die von GOCKE et al. (2008) für den NOK im Bereich der Anbindung des Flemhuder Sees bei Kanal-km 80 nachgewiesenen Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen weisen den Kanal als eutroph bis hypertroph aus. Unter der Annahme, dass zumindest die kanalseitige Hälfte des Flemhuder Sees durch den schiffsbedingten Wasseraustausch (Sog und Schwell) ähnliche Verhältnisse aufweist, und angesichts der Nährstoffverfügbarkeit aus den Sedimenten, muss auch der Flemhuder See als zumindest eutroph eingestuft werden.

Wie im Kap. 6.5 dargelegt, ist zu erwarten, dass es im Umfeld des Bagger- und Umlagerungsbereichs zu einer Erhöhung der Trübung kommt, die durch Lichtlimitierung der planktischen Primärproduktion und eigene chemische Sauerstoffzehrung dort den Sauerstoffgehalt erniedrigt. Insofern ist nicht damit zu rechnen, dass die Freisetzung zusätzlicher Nährstoffe durch Baggerei und Umlagerung unmittelbar zu weiteren Algenblüten oder verstärkter Eutrophierung

führt. Eine Durchführung bei Temperaturen < 15 Grad C. würde die Bildung von Algenblüten und ihren negativen Folgewirkungen weiter verringern. Im Winterhalbjahr werden die zusätzlich freigesetzten Nährstoffe zum Teil in den NOK exportiert werden und zum überwiegenden Teil durch Adsorption, Sedimentation und Fixierung im oberflächlich oxischen Sediment („P-Falle“) dem Wasserkörper entzogen werden.

Eine merkliche oder nachhaltige Beeinträchtigung des Phytoplanktons ist nicht anzunehmen.

8. Zusammenfassende Beurteilung

Die geplante Umlagerung von 56.000 m³ Sedimenten innerhalb des Flemhuder Sees wird 17,3 % des Seebodens durch Entnahme und Ablagerung direkt betreffen; durch Resuspension von Sedimenten und Nährstoffen wird indirekt der ganze See beeinflusst. Ökologisch relevant sind neben der unmittelbaren Störung der benthischen Infauna v.a. die Aspekte Sauerstoffzehrung und Erhöhung der Trübung.

Es kommt zu direkten Beeinträchtigungen der benthischen Fauna auf den Entnahme- und Ablagerungsstellen (Defaunierung); eine zügige Regeneration ist allerdings innerhalb des ersten Jahres nach Abschluss der Arbeiten zu erwarten, eine vollständige Regeneration ist nach 3 Jahren zu erwarten.

Aufgrund der bauzeitlichen Reduzierung der Sauerstoff-Konzentrationen sind weitere Beeinträchtigungen der benthischen Besiedlung (und der Fischfauna, hier nicht betrachtet) nicht sicher auszuschließen, allerdings vermutlich auch nicht sehr stark. Die phytoplanktische Produktion wird bauzeitlich durch die erhöhte Lichtlimitierung reduziert sein.

Vorsorglich empfehlen wir vor diesem Hintergrund (unter Berücksichtigung der Laichzeit des Ostseeschnäpels) die Durchführung der Umlagerung bei Wassertemperaturen < 15 °C.

Literatur

- ARGE TGP PU & LEGUAN (2011): Planfeststellungsverfahren für den Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals Kanalkilometer 78,4 bis 79,9 Bewertung der vorgezogenen Teilmaßnahmen zum Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Kiel-Holtenau.
- BIJKERK, R. 1988: Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogte sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, NL Haren: 72 S.
- BIOCONSULT (1996): Faunistische Erhebung an einer Buhne in der Außenems (Km 73,6). Unveröffentl. Gutachten für die BfG Koblenz. 46 S.
- BIOCONSULT (2009): Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals – Bestandsaufnahme Plankton und Benthos 2008. Im Auftrag der ARGE TGP, pu & leguan für die Planungsgruppe zum Ausbau des Nord-Ostsee-Kanals, 57 S.
- BFG (2005): Umweltrisikoeinschätzung und FFH-Verträglichkeitseinschätzung für Projekte an Bundeswasserstraßen, Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals zwischen Km 80,0–Km 93,5. Bericht BfG 1423.
- BFG (2010): Vertiefung der Fahrrinne des Flemhuder Sees im Zuge der Anpassung der Oststrecke des NOK. Stellungnahme zur physikalisch/chemischen Beschaffenheit des Baggergutes. 4 S.
- CIRIA (John, S.A., Challinor, S.L., Simpson, M., Burt, T.N. & J. Spearman) 2000: Scoping the assessment of sediment plumes from dredging. – (C547) London, UK: 190 S.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK, 1994: Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K.: 144 S.
- DANKERS, N. 2002: The behaviour of fines released due to dredging – A literature review. Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, Netherlands: 59 S.
- ESSINK, K. 1996: Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht über niederländische Untersuchungen. Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz 11: 12–17.
- ESSINK, K. 1999: Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conversation 5: 69–80.
- HAYES, D. F., G. L. RAYMOND & T. N. MCLELLAN 1984: Sediment Resuspension from Dredging Activities. In: MONTGOMERY, R.L. & J.W. LEACH (Hrsg.), Dredging and Dredged Material Disposal – Proceedings of the Conference Dredging '84, American Society of Civil Engineers. 1137 S.
- HAYES, D. F. 1986: Guide to selecting a dredge for minimizing resuspension of sediment. Environmental Effects of Dredging – Technical Notes EEDP-09-1: 1–7.

- GOCKE, K., J. LENZ, R. KOPPE, G. RHEINHEIMER & H.-G. HOPPE (2008): Hydrographisch-chemische und planktologische Untersuchungen im Nord-Ostsee-Kanal. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52, 5: 245–257.
- MICHAELIS, H., H. FOCK, M. GROTHJAHN & D. POST (1992): The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 30: 201–207
- MÜLLER, D., S. PFITZNER & M. WUNDERLICH (1998): Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. *Wasser und Boden* 50(10): S. 26–32.
- NEWELL, R. C., L. J. SEIDERER & D. R. HITCHCOCK 1998: The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 1998 3: 127–178.
- NICHOLS, M. M., R. J. DIAZ & L. C. SCHAFFNER 1990: Effects of Hopper Dredging and Sediment Dispersion, Chesapeake Bay. *Environmental Geology and Water Sciences* 15 (1): 31–43.
- NOWAK (2010): Bericht zur Entnahme und Untersuchung von Proben im Rahmen des Vorhabens „Vertiefung der Fahrrinne des Flehuder Sees im Zuge der Anpassung der Oststrecke des NOK“. Institut Dr. Nowak im Auftrag der BfG. 12 S.
- PENNEKAMP, J. G. S., R. J. C. EPSKAMP, W. F. ROSENBRAND, A. MULLIÉ, G. L. WESSEL, T. ARTS & I. K. DEIBEL 1996: Turbidity Caused by Dredging; Viewed in Perspective. *Terra et Aqua* Number 64 (September 1996): 10–17.
- POSFORD DUVIVIER ENVIRONMENT & M. I. HILL 2001: Guidelines on the impact of aggregate extraction on European Marine Sites. – (Countryside Council for Wales (UK Marine SACs Project)) 125 S.
- SELLHORN INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1993): Bedarfsweise Anpassung des Ems-Fahrwassers von km 0,00 bis 40,45 für das 7,30 m tiefgehende Bemessungsschiff – Beeinflussung der Gewässergüte der Ems durch die Baggerarbeiten. – (Anlage I der UVS zur bedarfsweisen Anpassung des Emsfahrwassers (unveröff. Studie von IBL Umweltplanung im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Emden, des Landkreises Emsland und der Stadt Papenburg)) Hamburg: 30 S.
- TGP, PU, LEGUAN (2009) Planfeststellungsverfahren für den Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals – Kanalkilometer 79,9 bis 92,1 – Umweltverträglichkeitsstudie, 269 S.

Anhang

ANHANG Taxaliste

	Ind./m ²	near	near	near	mid	mid	mid	distant	distant
Großgruppe	Taxa	G-05-1	G-05-2	G-05-3	G-06-1	G-06-2	G-06-3	G-07-1	G-07-2
Poly	Bygides sarsi	40	0	0	0	0	0	0	0
Biv	Cardiidae indet.	0	0	0	10	0	0	0	0
Biv	Cerastoderma lamarcki	10	0	0	30	20	0	0	0
Crus	Corophium lacustre	0	0	0	10	0	0	0	0
Crus	Corophium multisetosum	0	0	0	0	0	0	0	10
Crus	Cyathura carinata	20	40	30	10	20	40	0	10
Hir	Hirudinea indet.	0	0	0	0	0	0	0	10
Crus	Leptocheirus pilosus	0	0	0	0	0	10	0	0
Poly	Marenzelleria spp.	10	30	0	0	130	30	0	10
Biv	Mya arenaria	20	30	10	10	20	30	120	60
Poly	Neanthes succinea	510	270	450	940	330	300	310	340
Crus	Neomysis integer	0	20	0	150	10	0	0	0
Poly	Nereis spp. juv. (<i>Neanthes succinea</i>)	0	0	0	0	0	0	300	340
Oil	Oligochaeta indet.	30	20	0	0	0	0	0	0
Biv	Parvicardium ovale	10	0	0	0	0	60	30	0
Gas	Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	0	0	10	0	0
Poly	Streblospio benedicti	10	0	0	0	0	0	10	0

ANHANG_Simper*Group near*

Average similarity: 63,89

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Neanthes spp.	4,47	28,93	4,89	45,29	45,29
Cyathura carinata	2,32	15,07	3,84	23,58	68,87
Mya arenaria	2,08	12,76	7,58	19,98	88,85
Oligochaeta indet.	1,49	3,87	0,58	6,06	94,91

Group mid

Average similarity: 59,23

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Neanthes spp.	4,92	25,54	22,29	43,12	43,12
Cyathura carinata	2,14	10,78	7,66	18,20	61,32
Mya arenaria	2,08	10,78	7,66	18,20	79,52
Marenzelleria spp.	1,91	4,55	0,58	7,69	87,21
Cerastoderma lamarcki	1,49	4,12	0,58	6,95	94,16

Group distant

Average similarity: 67,47

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Neanthes spp.	4,72	34,58	13,01	51,25	51,25
Mya arenaria	3,13	23,37	5,40	34,64	85,89
Parvicardium ovale	1,37	5,08	0,58	7,53	93,42

Groups near & mid

Average dissimilarity = 36,24

Species	Group near		Group mid		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund			
Neomysis integer	0,70		1,76		5,02	1,16	13,86
Marenzelleria spp.	1,37		1,91		4,76	1,07	13,15
Cerastoderma lamarcki	0,59		1,49		4,19	1,15	11,57
Oligochaeta indet.	1,49		0,00		4,16	1,33	11,49

Groups near & distant

Average dissimilarity = 39,44

Species	Group near		Group distant		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund			
Cyathura carinata	2,32		0,59		6,69	1,66	16,95
Oligochaeta indet.	1,49		0,00		4,82	1,33	12,22
Parvicardium ovale	0,59		1,37		4,67	1,06	11,85
Mya arenaria	2,08		3,13		4,12	1,93	10,43

Groups mid & distant

Average dissimilarity = 44,43

Species	Group mid		Group distant		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund			
Neomysis integer	1,76		0,00		5,82	1,19	13,11
Cyathura carinata	2,14		0,59		5,24	1,60	11,80
Marenzelleria spp.	1,91		1,19		5,09	1,38	11,47
Cerastoderma lamarcki	1,49		0,00		4,98	1,33	11,21
Parvicardium ovale	0,93		1,37		4,64	1,32	10,45