TÜV NORD
Umweltschutz

# Aquatische Umlagerung
# -Zwischenauswertung-

---

| | |
|---|---|
| Auftraggeber: | Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund<br>Wamper Weg 5<br>18439 Stralsund |
| Auftragnehmer: | TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG<br>Geschäftsstelle Rostock<br>Trelleborger Straße 15<br>18107 Rostock |
| Auftrags-Nr.: | 907PGU028 |
| Umfang des Berichtes: | 85 Seiten<br>22 Abbildungen<br>19 Tabellen<br>5 Anlagen<br>5 Bild-Anhänge |


| | |
|---|---|
| Bearbeiter: | Prof. Dr. Lutz Brügmann |
| Telefon: | 0381/7703-440 |
| Fax: | 0381/7703-450 |
| e.mail: | lbruegmann@tuev-nord.de |


Rostock, den 03.11.2007

**Inhaltsverzeichnis**

1. Historie und Veranlassung ..... 5
1.1 Historie ..... 5
1.2 Veranlassung ..... 7
2. Vorhabensbeschreibung ..... 7
2.1 Untersuchungsgebiet ..... 7
2.2 Weitere vorhabensrelevante Literaturdaten zum Untersuchungsgebiet ..... 8
2.3 Angaben zur Baggerung und zur Umlagerung des Baggergutes ..... 11
2.4 Probenahmen und Feldmessungen (Messkampagnen, Dauermessungen) ..... 14
*2.4.1 Sedimentuntersuchungen* ..... 14
2.4.1.1 Untersuchungsmethoden ..... 14
2.4.1.2 Untersuchungsergebnisse ..... 17
*2.4.2 Untersuchungen in der Wassersäule* ..... 21
2.4.3 Erstauswertung von Strömungsmess- und Sondendaten ..... 35
2.4.4 Hydrologische und meteorologische Referenzdaten (IMK M-V) ..... 39
2.4.5 Side-Scan-Sonar-Aufnahmen der Klappstellen ..... 40
2.4.6 Untersuchungen zur Ausbreitung von Trübungswolken ..... 42
3. Auswirkungen der Umlagerung von Schluffsedimenten im Bodden ..... 45
3.1 Einführung ..... 45
3.2 Ausbreitungsverhalten ..... 49
3.3 Chemische Auswirkungen ..... 57
3.3.1 Reduzierung des Sauerstoffgehaltes im Wasser ..... 58
3.3.2 Freisetzung von Nährstoffen ..... 61
3.4 Weitere mögliche Auswirkungen ..... 67
3.4.1 Beeinflussung von Rast- und Zugvögeln ..... 68
3.4.2 Beeinflussung der Ichthyofauna ..... 68
3.4.3 Beeinflussung von Makrobenthos ..... 78
4. Zusammenfassung ..... 79
5. Literatur ..... 81

Abbildungen als Anhänge

Blatt 1: Lage der Stationen zur Entnahme von Sedimentproben
Blatt 2: Lage der Stationen zur Entnahme von Wasserproben
Blatt 3: Side-Scan-Sonar-Aufnahme der Klappstelle *KS 517* nach Umlagerungen
Blatt 4a: Side-Scan-Sonar-Aufnahme der Klappstelle *KS 527* vor Umlagerungen
Blatt 4b: Side-Scan-Sonar-Aufnahme der Klappstelle *KS 527* nach Umlagerungen

**ANLAGEN**

**1 - Sedimente**
**2 - Hydrologische & hydrochemische Messdaten**
**2a- Technischer Kurzbericht zu den hydrologischen Messkampagnen**
**3 - Ergebnisse von Dauermessungen an Bojenstationen**
**4 - Baggergutumlagerungen im Rahmen des geplanten Ausbaus des Nördlichen Peenestroms - Arbeitshypothesen zu alternativen Umlagerungsorten**
**5 - BAW-Bericht (*Maushake*, 2007)**

## Abkürzungsverzeichnis

| | |
|---|---|
| ADCP | *Acoustic Doppler Current Profiler* / Akustischer Profilströmungsmesser |
| BAW | Bundesanstalt für Wasserbau |
| BBodSchG | Bundesbodenschutzgesetz |
| BfG | Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz |
| DBT | di-butyl tin / Dibutylzinn / $(C_4H_9)_2SnH_2$ |
| DIN | *dissolved inorganic nitrogen* / gelöster anorganischer Stickstoff |
| DOC | *dissolved organic carbon* / gelöster organischer Kohlenstoff |
| EU | Europäische Union |
| GC | Gaschromatographie |
| GV | Glühverlust |
| HABAK | Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Bereich Küste |
| IfM | Institut für Meereskunde, Warnemünde |
| IMK | Internes Messnetz Küste Mecklenburg-Vorpommern |
| IOW | Institut für Ostseeforschung, Warnemünde |
| IR | Infrarot |
| KS | Klappstelle |
| LAGA | Länderarbeitsgemeinschaft Abfall |
| LUNG | Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern |
| MBT | mono-butyl tin / Monobutylzinn / $(C_4H_9)SnH_3$ |
| MKW | Mineralölkohlenwasserstoffe |
| MS | Multisonde |
| $N_{ges}$ | Gesamtstickstoff |
| NÖP | Fahrwasser „Nördlicher Peenestrom“ (Wolgast bis Osttief-Ost bzw. -West) |
| NTU | *nephelometric turbidity unit* / nephelometrisch gemessenen Trübungseinheit |
| OCP | Organochlorpestizide |
| PAK | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| PCB | polychlorierte Biphenyle |
| $P_{ges}$ | Gesamtphosphor |
| POR | Palmerort-Rinne |
| PP | Polypropylen |
| PSU | *practical salinity unit* / Salzgehalt in mg/kg bzw. ‰ |
| RSA | relative Standardabweichung (in %) |
| RW | Richtwert |
| SPM | *suspended particulate matter* / suspendiertes partikuläres Material |
| SSS | Side Scan Sonar |
| StAUN | Staatliches Amt für Umwelt und Natur |
| TBT | tri-butyl tin / Tributylzinn / $(C_4H_9)_3SnH$ |
| TDIN | *total dissolved inorganic nitrogen* / gesamter gelöster anorganischer Stickstoff |
| TDIP | *total dissolved inorganic phosphorus* / ges. gelöster anorganischer Phosphor |
| TeBT | tetra-butyl tin / $(C_4H_9)_4Sn$ |
| TOC | *total organic carbon* / gesamter organischer Kohlenstoff |
| Turb | *turbidity* / Trübung |
| US-EPA | *Environmental Protection Agency* / Umweltbehörde der USA |
| WRRL | Wasserrahmenrichtlinie (der EU) |
| WT | Wassertiefe |
| WWD | Wasserwirtschaftsdirektion Küste, Stralsund |
| Z | Ziegelgraben |
| µM | µmol/l |

# 1. Historie und Veranlassung

## 1.1 Historie

Nach dem Ausbau der Ostansteuerung zum Hafen Stralsund, der den Belangen der Volkswerft Rechnung trug, waren in 2007 Unterhaltungsbaggerungen erforderlich, um die Überführung von Schiffsneubauten in die Ostsee weiterhin abzusichern. Betroffen davon war vor allem die etwa 4 km lange, von Südosten aus dem Greifswalder Bodden nach Nordwesten in den Strelasund verlaufende Palmerort-Rinne (7,50 m tief; Sohlbreite: 80 m). Dort wurden umfangreiche Eintreibungen an schluffigen Fein- bis Mittelsanden mit organischen Beimengungen (Mudden, Schlicke) beobachtet, die zu einer Behinderung der Schifffahrt führten.

Als Ursache für die Eintreibungen waren in erster Linie außergewöhnliche meteorologische Ereignisse in 2006 anzusehen. Durch den Ausbau der Fahrrinne waren dort zum Teil muddenreiche Seitenbereiche mobilisiert worden, aus denen es auch unter dem Einfluss regionaltypischer natürlicher Strömungen und der Schifffahrt i.d.R. zu Nachrutschungen und Eindriftungen kommt. Der Bereich der Palmerort-Rinne ist eine Engstelle für den Wasseraustausch des Greifswalder Boddens mit dem Strelasund. Beidseitig der Rinne, sowohl zum Zudar (Rügen) als auch zum Festland (Kooser Haken) hin liegen Flachwassergebieten mit zum Teil weniger als ca. 2-3 m Wassertiefe. In der Rinne selbst kommt es zu relativ hohen Strömungsgeschwindigkeiten, die vor allem in den Leebereichen Anreicherungen mobilisierten Sedimentmaterials begünstigen.

Im weiteren zeitlichen Verlauf ist mit einer erneuten Stabilisierung des jetzigen Querprofils, z.B. durch Bewuchs, die Besiedelung mit Muscheln und durch die Ausbildung von Biofilmen, die kohäsive Sedimente verfestigen können, zu rechnen.

Fehlende ökonomisch und technisch machbare Verwertungsoptionen (HTG, 2006), nicht vorhandene Spülfeldkapazitäten sowie Kostenerwägungen führten dazu, eine Umlagerung der zu baggernden Sedimente im Gewässer in Betracht zu ziehen. Eine regional verfügbare und kostenverträgliche Option war die Reaktivierung[1] einer Klappstelle im zentralen makrophytenfreien und lagestabilen Schlickgebiet (*KS 517*) und -auf Wunsch der Einvernehmensbehörde- die Nutzung der Klappstelle *KS 527*. Letztere liegt unmittelbar östlich der „Boddenrandschwelle“, die den Greifswalder Bodden von der eigentlichen Ostsee morphologisch und damit auch hydrologisch/sedimentologisch abgrenzt und bereits beim planfestgestellten Ausbau der Ostansteuerung zur Umlagerung von Baggergut genutzt worden war.

Nach Peilungen von 2006 weist *KS 517* ein relativ ebenes Meeresbodenprofil in einem Tiefenbereich von 7-8 m auf. Lediglich in der Nordwestecke dieser Klappstelle sind die Tiefen geringer (ca. 6-7 m). Die im Umfeld der *KS 527* angetroffenen Sedimente weisen diese Klappstelle in Bezug auf feinkörniges Material als Transitgebiet aus. Solche Sedimente wer-

[1] Im Greifswalder Bodden gibt es zwei Klappstellen des WSA HST (*KS 517* / „Palmer Ort“, *KS 506* / „Gräftengrund“), die bis 1987 genutzt und dann aufgrund massiven Drucks der Fischereibehörden (DDR-Fischereiaufsichtsamt; Hinweis auf die ökonomische Bedeutung des Greifswalder Boddens für die Heringsfischerei) außer Betrieb genommen wurden. Geplante wissenschaftliche Untersuchungen zu der Frage, ob eine Baggergutumlagerung in den Greifswalder Bodden tatsächlich negative Auswirkungen auf insbesondere das Heringslaichgeschehen hat, wurden vermutlich aufgrund der politischen Veränderungen nach 1989 nicht mehr durchgeführt.

den hier leicht remobilisiert und in Richtung auf die Oder-Rinne und schließlich in das südliche Arkonabecken verfrachtet.

Abschätzungen zu möglichen Auswirkungen einer Umlagerung des Baggergutes aus der Unterhaltungsbaggerung auf die Klappstelle *KS 517* hatten solch eine Maßnahme unter Berücksichtigung bestimmter Randbedingungen (z.B. keine hydraulische Baggerungen, Umlagerungen außerhalb der Laichzeiten für den Hering) als unerheblich und tolerabel für das FFH- und Vogelschutzgebiet „Greifswalder Bodden" prognostiziert.

Ein weites Spektrum an Untersuchungen wurde für die Zeit der Baggerungen und Umlagerungen von der WSA in Auftrag gegeben. Im Einzelnen betraf dies:

- sedimentologische und geochemische Untersuchungen der Sedimente am Baggerungsort und auf den Klappstellen, sowohl vor als auch nach den Umlagerungen,
- Untersuchungen auf den Klappstellen mit Hilfe eines Fächerecholots und eines *Side-Scan-Sonars*, um die umlagerungsbedingten morphologischen Veränderungen auf den Klappstellen qualitativ und quantitativ zu erfassen,
- hydrologische und hydrochemische Untersuchungen des Wasserkörpers am Baggerungsort und auf den Klappstellen sowie an unbeeinflussten Referenzstationen während der Umlagerungen (Laboranalysen an Wasserproben, Einsatz von Messsonden),
- fallweises Verfolgen umlagerungsbedingter Trübstoffwolken mit Hilfe spezieller Ortungsverfahren,
- tägliches Sauerstoffmonitoring auf den Klappstellen mit Hilfe einer Multiparametersonde,
- Beobachtungen zur Avifauna (Vogelzählungen),
- Untersuchungen zur Ichthyofauna (quantitatives und qualitatives Vorkommen von Fischen und deren Larven),
- Untersuchungen zum Makrozoobenthos (Baggerungsort, Klappstellen, Referenzgebiete) vor und nach den Umlagerungen,
- Untersuchungen mit einer geschleppten Unterwasservideokamera zu Makrophyten und zur Bodenbeschaffenheit (Biotopstruktur) und
- Befliegungen während der Baggerungen und Umlagerungen, um möglicherweise daraus resultierende oberflächennahe Schwebstoffverdriftungen zu erfassen.

Die Untersuchungen sollten sowohl der Verifizierung der o.g. Prognosen zu den Auswirkungen der durchgeführten Unterhaltungsbaggerungen im Fahrwasser nach Stralsund (Ostansteuerung) als auch der fachlichen Bewertung von Umweltauswirkungen des geplanten Ausbaus des Nördlichen Peenestroms (NÖP; Zufahrt zu Werft und Hafen Wolgast) dienen.

Die TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Geschäftsstelle Rostock (TNU-HRO), wurde durch das Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund (WSA HST) mit der Durchführung der hydrologischen, hydrochemischen, sedimentologischen und geochemischen Untersuchungen und mit einer integrierenden Auswertung der Fachdaten beauftragt. Zur Durchführung der erforderlichen Laboranalysen wurden vier Laboratorien als Unterauftragnehmer in die Untersuchungen einbezogen. In Amtshilfe für das WSA wurden außerdem wesentliche hyd-

rochemische Messungen durch das Labor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Stralsund, durchgeführt. Damit ist ein unmittelbarer Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit Monitoringdaten gewährleistet, die i.d.R. monatlich an nahe gelegenen Stationen des Landesmessnetzes in den Küstengewässern erhoben werden.

### 1.2 Veranlassung

Mit Schreiben vom 16.09.2004 beantragte das Land Mecklenburg-Vorpommern beim Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (BMVBS) den Ausbau des Nördlichen Peenestromes auf NN -7,50 m Wassertiefe.

Das Land begründet seinen Antrag zur Vertiefung der seewärtigen Zufahrt mit der dringend notwendigen Erhaltung und weiteren Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit der Peene-Werft GmbH und des Hafens der Stadt Wolgast.

Die in der Vorzugsvariante 2 (Loch / Landtief) zu baggernden 1.9 Mio. m³ sollen überwiegend im Gewässer umgelagert werden (vgl. Unterlagen A.1 und A.5).

Nachfolgend wird eine Zwischenauswertung bereits vorhandener und bearbeiteter Labordaten und durch den Auftraggeber zur Verfügung gestellter Rohdaten aus dem gesamten Untersuchungsspektrum, das von avifaunistischen, benthosökologischen und Fischstudien bis hin zu hydrodynamischen, hydrochemischen und Sedimentuntersuchungen reicht, in Bezug auf Auswirkungen der Baggerung und vor allem Umlagerung des Baggergutes im Greifswalder Bodden vorgenommen.

## 2. Vorhabensbeschreibung

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Baggerungsgebiete, Klappstellen, Probenahme- und Messstationen) wird im Anhang, Blätter 1-4, dargestellt. Zu den Größenverhältnissen der betreffenden Areale gibt Tabelle 2.1-1 Auskunft. Danach nimmt die für Umlagerungen im Bodden genutzte *KS 517* nur ca. 0,125 % der Gesamtfläche des Greifswalder Boddens bzw. 0,20 % der zentralen Schlickbereiche ein. Für das bei den Unterhaltungsbaggerungen genutzte Klappfeld innerhalb der *KS 527* liegt dessen Flächenanteil in Bezug auf den Greifswalder Bodden bei 0,056 %. Die Gesamtfläche dieser Klappstelle, die beim Ausbau der Ostansteuerung Stralsund 2005 bzw. der Zufahrt zu Werft und Hafen Wolgast 2008/09 genutzt wurde bzw. werden soll, liegt bei ca. 3,229 $km^2$. Das sind etwa 0,633 % des Greifswalder Boddens bzw. 0,058 % der Pommerschen Bucht (durch 20 m - Isobathe begrenzte Fläche).

Tab. 2.1-1: Basisdaten

| | **Fläche ($km^2$)** | **mittl. Tiefe (m)** |
|---|---|---|
| Pommersche Bucht | 5.580 | 13,2 |
| Greifswalder Bodden | 510,2 | 5,8 |
| Summe zentraler Schlickgebiete | ca. 160,2 | ≥7 |
| - davon gashaltige Schlicke | ca. 101,9 | ≥7 |
| *KS 517* „Palmer Ort“ | ca. 0,640 | ≥7 |
| *KS 527 (in 2007 genutztes Klappfeld)* | ca. 0,288 | ≥9 |
| *KS 527 (Gesamtfläche, genutzt für Ausbau NÖP 2008/09)* | ca. 3,229 | ≥9 |

Sedimente sind Senken für in Gewässer eingetragene Stoffe. *Lampe* (2004) gibt für den Greifswalder Bodden eine Massenakkumulationsrate von etwa 200 $g/m^2/a$ und eine Kohlenstoffakkumulationsrate von ca. 15 $g/m^2/a$ an. Für die etwa letzten 150 Jahre, die durch eine starke industrielle Entwicklung gekennzeichnet sind, werden Akkumulationsraten von bis zu 330 $g/m^2/a$ und lineare Sedimentationsraten um 0,5 mm/a abgeschätzt (*Lampe*, 2004).

Für die zentralen Schlickgebiete des Greifswalder Boddens wurden Schlickmächtigkeiten im Bereich von 0,5 bis 2,5 m abgeschätzt (*Bauerhorst*, 1999; *Müller & Mathesius*, 1999). Bei den Untersuchungen von *Verse* (2003) wurden Mächtigkeiten der marin-brackischen Ablagerungen des Lithofaziestyps „Schlick“ (Atlantikum bis Gegenwart) von 0,15 m bis 1,38 m ermittelt. Setzt man als konservative Schätzung eine mittlere Schlickmächtigkeit von ca. 1 m an, kommt man auf eine *in-situ*-Gesamtschlickmenge von etwa 160.200.000 $m^3$. Davon könnte etwa ein Fünftel (32.040.000 $m^3$) deutlich anthropogen belastet sein. Die im Gewässer (*KS 517*) während der Unterhaltungsbaggerung umgelagerte Baggergutmenge machte in Relation zu letztgenanntem Wert etwa 0,17 % aus.

Beim Ausbau des NÖP sollen etwa 70.000 $m^3$ Baggergut (0,22 %), das Anteile organischen Materials enthält, in den Bodden, auf die *KS 517*, umgelagert werden.

## 2.2 Weitere vorhabensrelevante Literaturdaten zum Untersuchungsgebiet

Im Rahmen des Ausbaus der Ostansteuerung Stralsund 2005 wurden insgesamt 47 mit einem Greifer genommene Sedimentproben untersucht. Bei 18 dieser Proben handelte es sich um Schlick und/oder Mudde. Diese wurden nach Anforderungen der HABAK, der LAGA und/oder des BBodSch-Gesetzes durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bzw. von dieser als Nachauftragnehmer eingebundene Labors untersucht. Sechs der Proben wurden außerdem Toxizitätstests unterworfen. Bei den übrigen Proben handelte es sich um Sand, zum Teil kiesig oder steinig, in wenigen Fällen mit organischem Material (z.B. Muscheln, Muschelschill) durchsetzt. Diese Proben wurden i.d.R. gem. HABAK einem parameterreduzierten Untersuchungsprogramm unterworfen.

Sieben der untersuchten Schlick-(/Mudde-)Proben (Proben-Nr. 12-18) betreffen den Bereich der Palmerort-Rinne und wurden genutzt, um die mittlere Zusammensetzung des bei der Unterhaltungsbaggerung entnommenen Materials prognostisch einzuschätzen.

Im Zeitraum von 1994 bis 2004 wurden u.a. der Greifswalder Bodden und der Strelasund durch die TNU-HRO im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) in Bezug auf die Beschaffenheit der Oberflächensedimente (Entnahmetiefe: ca. 0-15 cm bzw. 0-4 cm) untersucht. Das dabei untersuchte Parameterspektrum lehnt sich an das der HABAK an. Das ermöglicht hier eine relativ gute Vergleichbarkeit der BfG- mit den LUNG-Daten.

Insgesamt wurden im Greifswalder Bodden und im südlichen Teil des Strelasundes für das LUNG 57 Proben untersucht (1994: 3; 1995: 2; 1997: 10; 1999: 3; 2000: 12; 2001: 5; 2004: 22).

Die größte Annäherung an die *KS 517* (ca. 4 km in Richtung SO) haben 7 Proben, die im Umkreis der Tonne „Ariadne“ im zentralen Greifswalder Bodden in den Jahren von 1994 bis 2004, zuvor bereits in 1983 (IfM, Warnemünde, im Auftrag der WWD Stralsund), genommen wurden. Diese Station wurde bei den Prognosen als bedingt repräsentativ für die Verhältnisse an der Klappstelle angenommen.

Im Rahmen des EU-„ODER“-Programms wurden in 1993 im Greifswalder Bodden drei Sedimentkerne genommen, segmentiert und bis zu einer Tiefe von 40 cm untersucht. Die Untersuchungen schlossen zum Teil radiochemische Messungen zur Datierung über das natürliche Radionuklid $^{210}$Pb ein. Einer der drei Kerne stammt aus der Nähe der Tonne „Ariadne“, liegt also ebenfalls ca. 4 km entfernt von der zu betrachtenden Klappstelle *KS 517*.

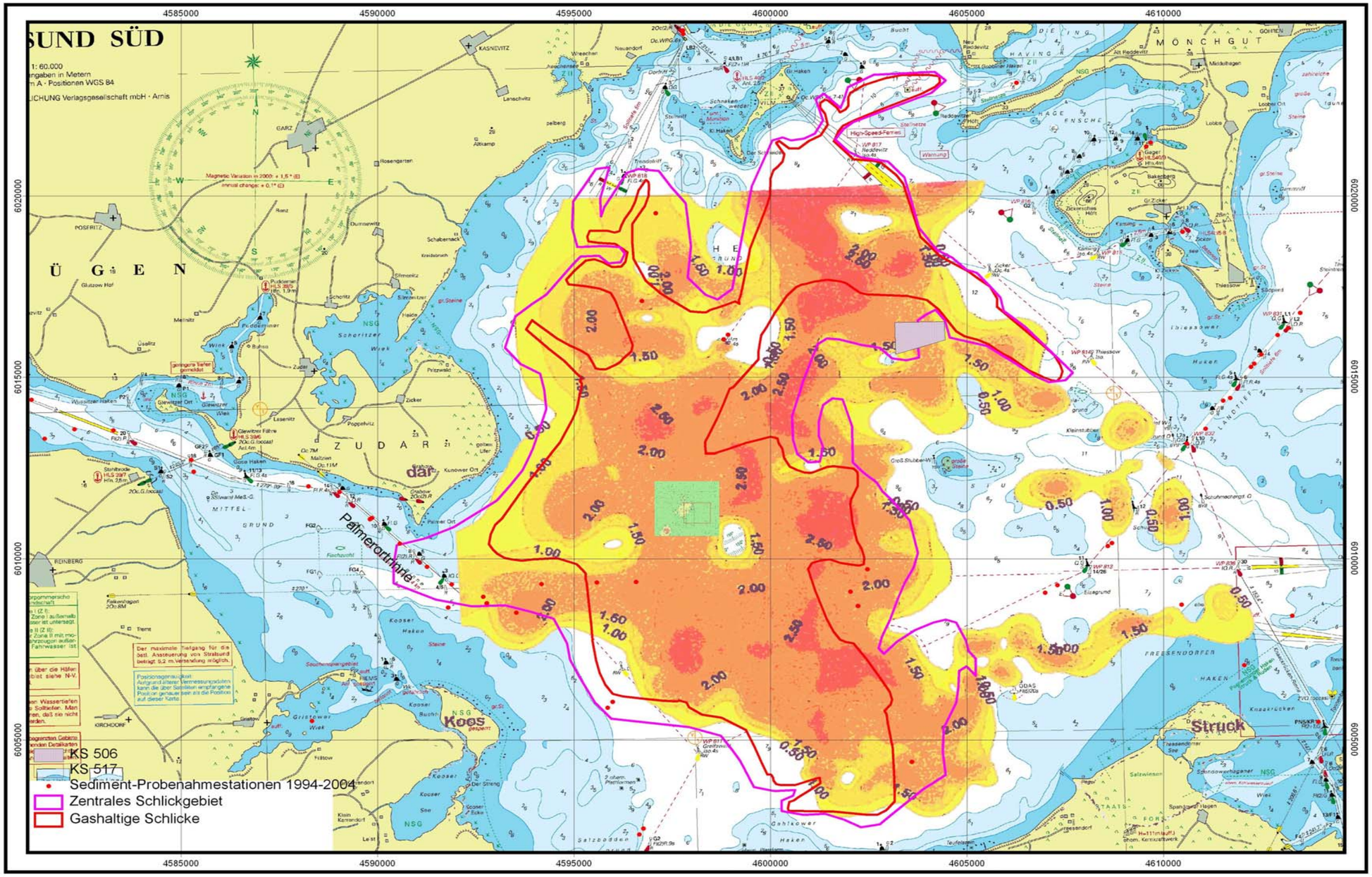



Abb. 2.2-1: Literaturangaben zur Verteilung von Schlicksedimenten und zur Lage früherer Sedimentprobenahmestationen im Greifswalder Bodden, 1994-2004

Die im zentralen Greifswalder Bodden mit einer Schlickbedeckung anzutreffenden Bereiche wurden auf der Basis von seismischen „Boomer"-Profilen von *Bauerhorst* (1999) abgeschätzt. Dabei wurde zwischen Bedeckungen mit „Schlick" und „gashaltigem Schlick" unterschieden. Außerdem wurden aus den seismischen Profilen Schlickmächtigkeiten für den zentralen Bodden abgeschätzt und graphisch dargestellt. Abbildung 2.2-1 zeigt den Greifswalder Bodden mit den beiden o.g. WSA-Klappstellen, den WSA-Sedimentprobenahmestationen entlang der Ausbaustrecke, den entsprechenden Stationen des LUNG-Sedimentmonitorings 1994-2004 sowie mit den Schätzungen zu den zentralen Boddenarealen, die nach derzeitiger Kenntnis mit Schlicksedimenten bedeckt sind.

## 2.3 Angaben zur Baggerung und zur Umlagerung des Baggergutes

Beim Baggerungsvorhaben im Ziegelgraben und in der Palmerort-Rinne kamen zwei Greiferbagger zum Einsatz („*Prins 1*"[2] und „*Karma 4*"; s. Abb. 2.3-1 und 2.3-2).

Abb. 2.3-1: Greiferbagger „*Karma 4*" bei Arbeiten im Strelasund

[2] Rufzeichen: PBJE, reg. in den Niederlanden, IMO-Nr. 6925135, Indienststellung 1969, 1.800 t (dwt)

Abb. 2.3-2: Selbstfahrender Greiferbagger „*Prins 1*“ mit Klappschute „*B60*“ bei Arbeiten in der Palmerort-Rinne

Der Bericht der Baggerfirma weist folgende Aktivitäten aus:

Einer der Bagger („*Prins 1*“) stellt eine selbstfahrende Einheit dar und verklappte als solche etwa 18 x 900 = 16.200 $m^3$. Die zwei jeweils mit 660 $m^3$ beladenen Klappschuten („*HH 204*“[3], „*HH 205*“[4]) kamen insgesamt mindestens 71mal zum Einsatz (71 x 660 = 46.860 $m^3$). Eine weitere Klappschute („*B60*“: 600 $m^3$) kam nach dem bisher vorliegenden Verklappungsreport insgesamt 4mal zum Einsatz (4 x 600 = 2.400 $m^3$).

Die Klappstelle *KS 517* (ca. 380.000 $m^2$) wurde täglich zwischen 07:00 und 21:25 Uhr, im Maximum etwa achtmal (09.06.2007: ca. 5.640 $m^3$; 12.06.2007: ca. 6.000 $m^3$) von den Baggergut-Transporteinheiten angelaufen.

Auf dem betonnten Klappfeld (ca. 288.250 $m^2$) der *KS 527* wurden i.d.R. 3 Schutenanläufe pro Tag registriert. Am 21.06.2007 kam es zu vier Anläufen (Summe des verklappten Baggergutes: ca. 2.640 $m^3$). Verklappt wurde hier gemäß Report zwischen 08:00 und 21:20 Uhr.

[3] Rufzeichen: DILY, reg. in Deutschland, IMO-Nr. 8995055, Indienststellung 12/1980, Länge: 59,0 m; Breite 9,0 m
[4] Rufzeichen: DHHJ, reg. in Deutschland, IMO-Nr. 8995067, Indienststellung 12/1980, Länge: 59,0 m; Breite 9,0 m

Nach den vorläufigen von der Baggerfirma zur Verfügung gestellten Informationen wurden vom 01.06.-26.06.2007 insgesamt mindestens 65.460 $m^3$ Baggergut (Laderaumaufmaß) umgelagert, davon 50.280 $m^3$ auf der Klappstelle *KS 517* und 15.180 $m^3$ (23 x 660 $m^3$) auf der *KS 527*. Auf die *KS 527* gelangte weiteres Baggergut aus Restbaggerungen nach Zwischenpeilungen aus der Palmerort-Rinne, insbesondere nach dem 17.07.2007. Am 17./18.07.2007 erfolgten noch einmal intensive Untersuchungen zur Verdriftung umlagerungsbedingter Trübungswolken und zu möglichen Einflüssen der Umlagerungen auf die Gewässergüte.

Die für die Unterhaltungsbaggerung abschließend vom WSA zusammengestellten Daten gehen davon aus, dass dabei auf die *KS 517* 54.000 $m^3$ und auf die *KS 527* 33.000 $m^3$ Baggergut gelangten. Diese Mengen (Summe: 87.000 $m^3$) werden für alle nachfolgenden Berechnungen zu vorhabensbedingten Einflüssen auf die Gewässergüte genutzt.

Abb. 2.3-3: Klappschute „*HH 204*“ im Greifswalder Bodden

Das Baggergut stammt vorwiegend aus der Palmerort-Rinne. Das Baggergutaufkommen aus dem Ziegelgraben war deutlich geringer. An beiden Baggerungsorten wurde anfangs parallel gearbeitet; später war nur noch eine Baggereinheit tätig, und diese dann ausschließlich in der Palmerort-Rinne.

Die durch die Baggerfirma geführte Verklappungsstatistik weist die an den einzelnen Tagen und kumulativ insgesamt verklappten Baggergutmengen, einschließlich der jeweiligen Verklapppositionen, Zeiten und Namen der Transportschiffe, aus. Somit ist es möglich, die Registrierungen von Messgeräten an den vom WSA ausgebrachten Bojenstationen, unter Berücksichtigung der Strömungsrichtungen und Strömungsgeschwindigkeiten, gezielt und fallweise auf den Durchgang möglicher Trübungswolken zu überprüfen. Diese detaillierten Auswertungen sind nicht Gegenstand des Zwischenberichtes.

## 2.4 Probenahmen und Feldmessungen (Messkampagnen, Dauermessungen)

Tabelle 2.4-1 vermittelt eine Übersicht zu den vom Gutachter durchgeführten Feldmessungen bzw. Probenahmen von Wasser und Sediment. In den Baggerungsbereichen und an der *KS 517* erfolgten die Sediment- und Wasseruntersuchungen in den jeweils gleichen Arealen, zum Teil an eng benachbarten Stationen.

Bei der *KS 527* war es etwas anders. Hier deckten die Sedimentuntersuchungen die gesamte Klappstelle ab, von der ein betonntes Klappfeld für die Muddeumlagerung abgeteilt worden war. Nur eine der insgesamt acht Sedimentstationen lag in diesem eigentlichen Umlagerungsgebiet der Unterhaltungsbaggerung von Juni/Juli 2007.

Tab. 2.4-1: Zeitlicher Ablauf und Übersicht zu den Felduntersuchungen
(die in Klammern hinter dem Probenahmeort angegebenen Zahlen weisen die jeweilige Anzahl der Proben aus)

| Nr. | Datum (2007) | Stationen (davon mit Wasserproben) | Probenanzahl Wasser | Stationsverteilung |
|---|---|---|---|---|
| ***Wassersäule*** | | | | |
| 1 | 08. Juni | 16 (8) | 16 | Z (5), POR (6), KS 517 (5) |
| 2 | 14. Juni | 20 (10) | 20 | POR (6), KS 517 (9, LUNG (5) |
| 3 | 19. Juni | 18 (10) | 20 | POR (2), KS 517 (2), KS 527 (13), LUNG (1) |
| 4 | 21. Juni | 14 (6) | 12 | POR (2), KS 527 (11), REF (1) |
| 5 | 17. Juli | 19 (8) | 18 | POR (5)*, KS 517 (1), KS 527 (12), REF (1) |
| ***Sedimente*** | | | | |
| 1 | 01. Juni | 22 (-) | - | Z (2), POR (4), KS 517 (8), KS 527 (8) |
| 2 | 08. August | 16 (-) | - | KS 517 (8), KS 527 (8) |

Anmerkungen:
Z - Ziegelgraben
POR - Palmerort-Rinne (* - mit einer Ankerstation für Dauermessungen)
LUNG - Stationen des hydrologischen Landesmonitoring-Messnetzes
REF - Referenzstation für Untersuchungen an der Klappstelle *527* (Nähe „Tonne Landtief“)

### *2.4.1 Sedimentuntersuchungen*

#### 2.4.1.1 Untersuchungsmethoden

Die Sedimentproben wurden von der TNU-HRO an den vom Auftraggeber (WSA) vorgegebenen Stationen genommen. Informationen zur Probenahme einschließlich Lage, Bezeichnung und Koordinaten der Stationen werden in der Anlage 1 (Tabelle 1-1) aufgelistet. Tabelle 1-2 fasst die Ergebnisse der Sedimentansprache zusammen.

Zur Probenahme fanden die DIN 38414-S11 und die AVEU (1994) Anwendung.

Die Sedimentprobenahmen erfolgten zumeist vom driftenden Schiff unter nahezu optimalen Bedingungen in Bezug auf Seegang, Wind und Strömung. Zur Probenahme diente an allen Stationen ein Backengreifer vom Typ *van Veen* in kleiner Ausführung (*vV*; Material: rostfreier Stahl, beprobte Fläche: 250 $cm^2$; Leermasse: ca. 5 kg; Fa. *Hydro-Bios*, Kiel), mit dem Mischproben der obersten etwa 15 cm des Sediments erhalten wurden. Die Regelanzahl von Hols für schluffige Proben lag bei drei. Stark sand- und kieshaltige Proben erforderten bis zu 5 Hols, um eine für die Analysen ausreichende Menge an Probenmaterial zu gewinnen.

Bei der Ansprache wurden die Sedimentproben vor und nach dem Homogenisieren durch Verrühren fotografiert (Anlage 1). Bei allen Bearbeitungsschritten an Bord (erforderlichenfalls Heraussammeln von Fremdkörpern, Muscheln und Makrophyten, Homogenisieren durch Verrühren, Abfüllen in Drahtbügelgläser) und im Labor kamen die Proben nur mit nicht kontaminierenden Materialien in Kontakt. Pro Station wurden zwei 1-L-Drahtbügelgläser mit homogenisiertem Oberflächensediment als Probe gefüllt. Ein 250-ml-Braunglas mit Schraubdeckel diente der Aufbewahrung von Rückstellproben.

Die 1-L-Probengläser wurden unmittelbar nach Beendigung der jeweiligen Probenahmekampagne in Kühltaschen den Analysenlabors übergeben. Die Rückstellproben werden derzeit bei der TNU-HRO kühl gelagert.

Die erforderlichen Analysen an den Oberflächensedimentproben erfolgten durch 3 Firmen:

- ***N**ORDTEST, Rostock*:
  Trockenrückstand (TR),
  organischer und anorganischer Kohlenstoff (TOC, TIC),
  Eluatuntersuchungen:
    *Kjeldahl*-Stickstoff / $N_{Kj}$,
    Nitritstickstoff / $NO_2$-N,
    Nitratstickstoff / $NO_3$-N
    Gesamtstickstoff / Ges-N,
    Orthophosphat / $PO_4$-P,
    Gesamtphosphor / Ges-P,
    gelöster organischer Kohlenstoff / DOC,
  „Mineralöl"kohlenwasserstoffe nach der IR-Methode ($MKW_{IR}$),
  Polychlorierte Biphenyle (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180),
  Organochlorpestizide (OCP):
    Hexachlorbenzen / HCB,
    4 Hexachlorcyclohexan-Stereoisomere ($\alpha$-HCH, $\beta$-HCH, $\gamma$-HCH, $\delta$-HCH),
    4 Isomere, Abbauprodukte bzw. Metabolite des Dichlordiphenyltrichlorethans (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE),
  Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (16 PAK nach US-EPA bzw. LAGA; davon 6 PAK nach HABAK / in kursiver Schrift):
    Naphthalen,
    Acenaphthylen,
    Acenaphthen,
    Fluoren,

Phenanthren,
Anthracen,
Fluoranthen,
Pyren,
Benzo(a)anthracen,
Chrysen,
Benzo(b)fluoranthen,
Benzo(k)fluoranthen,
Benzo(a)pyren,
Dibenzo(a,h)anthracen,
Benzo(g,h,i)perylen,
Indeno(1,2,3-c,d)pyren.

*Die PCB und OCP wurden mittels einer GC-ECD/ECD-Kombination bestimmt. Die dadurch erreichbare Nachweisgrenze erlaubt eine Prüfung in Hinsicht auf die Einhaltung von HABAK-Richtwerten (RW2), schließt jedoch eine Quantifizierung geringer PCB- und OCP-Sedimentbelastungen im Hintergrundbereich aus.*

- *IUL, Greifswald*:
  Feinkornanteile <20 µm und <63 µm / Schlämmung,
  Siebkurve,
  Glührückstand (GR) bzw. Glühverlust (GV),
  Gesamt-Stickstoff ($N_{ges}$),
  Gesamt-Schwefel ($S_{ges}$),
  Gesamt-Phosphor ($P_{ges}$),
  Metalle / Metalloide in der Gesamt- (GF; <2 mm) und in der Feinfraktion (FF; <20 µm), jeweils nach Königswasseraufschluss:
  Al - Aluminium,
  As - Arsen,
  Pb - Blei,
  Cd - Cadmium,
  Co - Kobalt,
  Cr - Chrom,
  Cu - Kupfer,
  Fe - Eisen,
  Hg - Quecksilber,
  Mn - Mangan,
  Ni - Nickel,
  Zn - Zink,
- *Limnologische Institut Dr. Nowak, Ottersberg*:
  Zinnorganische Verbindungen:
  MBT / Monobutylzinn,
  DBT / Dibutylzinn,
  TBT / Tributylzinn,
  TeBT / Tetrabutylzinn,
  TcHT / Tricyclohexylzinn,

TPhT / Triphenylzinn,
MOT / Monooktylzinn,
DOT / Dioktylzinn.

#### 2.4.1.2 Untersuchungsergebnisse

Bisher liegen die Analysenergebnisse der Sedimentbeprobung vom 01. Juni 2007, d.h. Probenahme unmittelbar vor Beginn der Unterhaltungsbaggerungen, in ausgewerteter Form vor. Die Daten der Beprobung vom 08. August 2007 werden derzeit bearbeitet und sollen mit den Daten vom 01. Juni 2007 sowie mit Daten der BfG verglichen werden, die diese auf den Klappstellen *KS 527* (2004) und *KS 517* (2006) an gleichen Positionen erhalten hat.

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen vom 01.06.2007 werden nachfolgend kurz bewertet. Dazu wurde der erhaltene Datensatz entsprechend der regionalen Zuordnung (Klappstelle *KS 527* / 8 Proben; Klappstelle *KS 517* / 8 Proben; Baggerungsorte Ziegelgraben / *Z* & Palmerort-Rinne / *PO-R*, zusammen 6 Proben) getrennt betrachtet.

Obgleich 8 der 22 Proben (7 Proben *KS 527*, 1 Probe *KS 517*) zu mehr als 90 % aus Sand und Kies bestanden, in fünf der *KS 527* - Proben sogar zu mehr als 99 %, wurden alle Sedimentproben auftragsgemäß dem o.g. kompletten Untersuchungsprogramm unterworfen. Das macht Aussagen belastbarer, birgt allerdings auch ein nicht zu unterschätzendes Risiko für Fehlmessungen und Fehlinterpretationen:

Die in sehr geringen Anteilen vorhandenen Schluff- und Tonmengen (Fein- und Feinstkornfraktionen <63 bzw. <20 µm), die für qualitätsgesicherte Schwermetallanalysen in substantiell beachtlichen Mengen abgetrennt werden müssen, verleitet im Labor zu „robusten“ Siebungen / Schlämmungen und zu Schwermetallanalysen an sehr geringen Probenmengen, wodurch Blindwerte ansteigen und Messungen im Bereich der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen mit entsprechend höherer Fehlerrate erfolgen. Gegenüber HABAK-Richtwerten erhöhte Schwermetallgehalte in der Feinkornfraktion, falls diese wie hier deutlich unter 1 % liegen, haben faktisch keinerlei Relevanz für die Sedimentgüte. Andererseits könnten solche Werte jedoch bei einer oberflächlichen Bewertung beabsichtigt oder unbeabsichtigt, wie in der Praxis wiederholt beobachtet, „dramatisiert“ werden.

Eine weitere Erscheinung, die bei einer Bewertung der Daten unbedingt zu berücksichtigen ist, soll ebenfalls nicht unerwähnt bleiben:

Jahreszeitlich bedingt (hohe Produktivität in der Wassersäule, geringe hydrodynamische Vermischung) waren die beprobten Sandflächen mit einer losen Auflage rezent sedimentierten organischen Materials geringer Dichte („*fluff*“) überdeckt. Dieses Material wurde bei der Sedimentprobenahme miterfasst und analysiert. Solch Fluff ist ein effizienter Kollektor („*scavenger*“) von in der Wassersäule vorhandenen Problemstoffen und sicherlich großenteils für die auch in kiesigen Sandproben nachgewiesenen Problemstoffgehalte verantwortlich. Der nicht völlig zersetzte Fluff findet i.d.R. seinen Weg in Akkumulationsgebiete wie das Arkonabecken. Eine Ablagerung im Bereich der *KS 527* ist als temporäres Phänomen anzusehen.

Die Populationskenngrößen der drei o.g. Datensätze werden in Tabelle 2.4.1.2-1 zusammengefasst. Werte, die HABAK-Richtwerte (*RW1* bzw. *RW2*) überschreiten, wurden grau markiert. Zu den Angaben in der Tabelle hier einige Kurzkommentare:

- Wassertiefen: Die *KS 527* ist im Vergleich zur *KS 517* im Mittel ca, 2 m tiefer und weist ein stärker strukturiertes Relief auf. Dies befördert die Dispersion umlagerungsbedingter Trübungen und spätere Umlagerungen feinkörnigen Materials.
- Körnung: Der Sandanteil auf der *KS 527* ist deutlich höher als auf der *KS 517* und in den Baggerbereichen. Die Information, dass das Baggergut einen höheren Feinkornanteil auch im Vergleich zur *KS 517* aufweist, ist nicht belastbar, da die Probenahme nur den Oberflächenbereich bis zu ca. 15 cm Sedimenttiefe erfasste, während die Greifer der Bagger Material aus Sedimenttiefen bis zu 1 m holten. Mit der Sedimenttiefe ändert sich erfahrungsgemäß häufig der Kornbestand in Richtung auf gröberes Material.
- TOC, TIC, $S_{ges}$, $N_{ges}$, $P_{ges}$: Der Karbonatgehalt aller Proben ist vernachlässigbar gering und vermutlich auf Muschelschill <2 mm zurückzuführen. Die TOC-Gehalte im potenziellen Baggergut sind am höchsten und die in Proben der *KS 527* am geringsten bis nicht mehr nachweisbar. Die Relation der Schwefel- und Stickstoffgehalte in den Proben der drei Bereiche entspricht weitgehend der Relation der TOC- bzw. GV-Gehalte zueinander. Der Phosphorgehalt erreicht wahrscheinlich aufgrund mineralischer Bildungen (Phosphate) davon abweichend auch auf der *KS 527* signifikante Werte.
- Mineralölkohlenwasserstoffe, PAK: Die MKW-Werte wurden mit Hilfe der gegenüber der GC-Methode robusteren IR-Methode bestimmt. Die Werte sind hier in Bezug auf Belastungen i.d.R. unauffällig bis moderat. Die verzeichnete HABAK-*RW1*-Überschreitung würde bei Einsatz der GC-Methode nicht zu Tage treten. Alle PAK-Werte unterschreiten die HABAK-Richtwerte. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in Tabelle 2.3.1.2-1 die Summe der 16 PAK nach US-EPA aufgeführt wird, während die HABAK auf die 7 PAK nach der TrinkwasserVO abhebt, deren Summe i.d.R. bei den hier untersuchten Sedimenten nur bei etwa 50 % der $PAK_{16}$ liegt. *(Anmerkung: Von PAK geht nach derzeitigem Wissen das -im Vergleich zu PCB, OCP und Dioxinen- größte toxische Gefährdungspotenzial in Sedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns aus. Deshalb werden hier die entsprechenden Toxizitätsäquivalente ebenfalls informativ aufgeführt.)*
- Schwermetalle: Zur Bewertung der die HABAK-Richtwerte (*RW1)* überschreitenden Gehalte in der Feinfraktion <20 µm an der *KS 527* wird auf obige Erläuterungen verwiesen. Die Schwermetallgehalte in Feinkornsedimenten aus dem Baggerbereich und an der *KS 517* liegen bei sehr ähnlichen Werten. Zum Teil, wie bereits durch den Gutachter prognostiziert, liegen die Gehalte, z.B. bei ökotoxikologisch besonders relevanten Elementen (Cd, Hg, Pb, Zn), in dem Baggergut niedriger.
- Zinnorganika: Es wurde auf alle o.g. Einzelverbindungen der Zinnorganika geprüft. Nur vier der für die Meeresumwelt relevanten Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) wurden mit Gehalten oberhalb der Bestimmungsgrenze (1 µg/kg, Kation) nachgewiesen. Nur in einer der acht Proben von der Klappstelle *KS 527* wurden Zinnorganika (MBT, DBT, TBT) nachgewiesen. In den Proben aus dem Baggergebiet und von der *KS 517* wurden diese drei Verbindungen, in einer Probe der Klappstelle *KS 517* zusätzlich auch TeBT, gefunden. Alle Gehalte sind als moderat zu bewerten, ohne Anzeichen

auf akute Verschmutzungen wie in Marinas und in anderen Häfen, und damit auch ohne signifikante ökotoxische Relevanz.

- Eluatmessungen und Sauerstoffzehrungsuntersuchungen: Die Ergebnisse der baggerungs- und umlagerungsbegleitenden hydrochemischen Messungen (s.u.) stehen im Widerspruch zu den auf der Basis von Eluierungs- und Sauerstoffzehrungs-Versuchen vorgenommenen Schätzungen zu den beim Baggern bzw. Umlagern möglichen Nährstoffeinträgen in das Gewässer und zum potenziellen Sauerstoffverbrauch darin. Zu dieser anscheinenden Diskrepanz und zu deren Ursachen wird in einem nachfolgenden Kapitel (3.1.2.2) gesondert Stellung bezogen.
- PCB & OCP: Die durch das Analysenlabor attestierten Bestimmungsgrenzen unterschreiten die *RW2*- und überschreiten die *RW1*-Richtwerte der HABAK.

Tab. 2.4.1.2-1: Populationskenngrößen {(Mittelwert (Minimum-Maximum) RSA / relative Standardabweichung (%)} für die drei Datensätze

| | | ***KS 527* (n=8)** | ***KS 517* (n=8)** | ***PO-R* (n=4) & *Z* (n=2)** |
|---|---|---|---|---|
| | | **Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA*** | **Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA*** | **Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA*** |
| *Wa,-Tiefe* | *m* | 9,8 (8,7-11,8) *12* | 7,5 (6,7-7,9) *5* | 7,6 (7,4-7,9) *2* |
| *Kies* | *%* | 0,7 (0,1-2,2) *104* | 2,7 (1,1-5,3) *54* | 0,1 (0,0-0,5) *204* |
| *Sand* | *%* | 95,5 (74,7-99,6) *9* | 68,8 (15,6-88,4) *33* | 17,7 (9,2-30,5) *40* |
| *<63 µm* | *%* | 3,8 (0,2-25,1) *230* | 28,5 (7,2-83,0) *83* | 82,2(69,4-90,8) *9* |
| *<20 µm* | *%* | 1,5 (0,1-9,5) *220* | 17,0 (6,9-40,4) *61* | 40,9 (17,3-57,8) *35* |
| *GV* | *%* | 0,9 (0,3-3,4) *110* | 5,3 (2,2-13,5) *68* | 15,5 (10,9-20,0) *23* |
| *TOC* | *%* | <0,1-0,7 | 1,5 (0,4-5,1) *104* | 5,7 (2,6-7,7) *36* |
| *TIC* | *%* | <0,1-0,3 | 0,2 (0,1-0,4) *78* | 0,2 (0,1-0,2) *17* |
| $S_{ges}$ | *mg/kg* | 418 (100-2.300) *182* | 3.503 (720-12.000) *102* | 11.050 (6.700-15.000) *28* |
| $N_{ges}$ | *mg/kg* | 204 (54-1.100) *178* | 2.248 (790-6.230) *76* | 7.048 (4.940-9.130) *24* |
| $P_{ges}$ | *mg/kg* | 149 (110-280) *38* | 380 (270-710) *38* | 952 (600-1.200) *23* |
| $MKW_{IR}$ | *mg/kg* | <10-33 | 63 (<10-180) *116* | 177 (110-260) **34** |
| $Al_{GF}$ | *mg/kg* | 1.575 (1.000-4.300) *71* | 6.488 (2.900-16.000) *63* | 14.333 (11.000-16.000) *13* |
| $Al_{FF}$ | *mg/kg* | 17.375 (14.000-23.000) *16* | 20.375 (17.000-22.000) *10* | 21.333 (20.000-23.000) *6* |
| $Fe_{GF}$ | *mg/kg* | 2.288 (1.300-5.800) *63* | 9.350 (4.300-24.000) *67* | 21.000 (16.000-24.000) *13* |
| $Fe_{FF}$ | *mg/kg* | 22.875 (20.000-34.000) *20* | 29.875 (25.000-33.000) *11* | 31.167 (28.000-34.000) *7* |
| $Mn_{GF}$ | *mg/kg* | 53 (36-110) *45* | 168 (120-330) *42* | 485 (390-610) *18* |
| $Mn_{FF}$ | *mg/kg* | 940 (420-1.400) *32* | 454 (380-630) *17* | 540 (500-610) *7* |
| $Cr_{GF}$ | *mg/kg* | 3 (<2-9) *85* | 13 (6-32) *63* | 27 (22-30) *11* |
| $Cr_{FF}$ | *mg/kg* | 45 (33-62) *19* | 39 (34-43) *9* | 41 (39-43) *4* |
| $Zn_{GF}$ | *mg/kg* | 8 (4-25) *90* | 54 (20-150) *76* | 84 (60-100) *20* |
| $Zn_{FF}$ | *mg/kg* | 184 (100-280) *31* | 161 (140-180) *8* | 126 (98-140) *11* |
| $Pb_{GF}$ | *mg/kg* | <2 -8 | 17 (7-49) *79* | 26 (18-31) *21* |
| $Pb_{FF}$ | *mg/kg* | 43 (25-56) *24* | 55 (48-61) *9* | 39 (30-46) *14* |
| $Cu_{GF}$ | *mg/kg* | 4,8 (2,8-11,0) *54* | 11,8 (7,7-24,0) *44* | 20,0 (14-27) *25* |
| $Cu_{FF}$ | *mg/kg* | 49,6 (31-79) *33* | 32,5 (28-35) *9* | 33,8 (31-37) *7* |
| $Ni_{GF}$ | *mg/kg* | <2-6 | 8 (3-22) *70* | 18 (13-21) *16* |
| $Ni_{FF}$ | *mg/kg* | 39 (22-84) *52* | 30 (24-32) *10* | 31 (29-36) *8* |
| $As_{GF}$ | *mg/kg* | 0,9 (0,3-2,5) *79* | 4,2 (1,4-11) *70* | 9,6 (8-12) *14* |
| $As_{FF}$ | *mg/kg* | 8,5 (5,2-16) *39* | 13 (10-16) *13* | 13,3 (13-14) *4* |
| $Co_{GF}$ | *mg/kg* | <2 | 1,9 (1,0-6,6) *106* | 5,2 (3,7-6,1) *16* |
| $Co_{FF}$ | *mg/kg* | <2-2,2 | 8,2 (6,9-9,1) *11* | 8,2 (7,7-8,6) *4* |
| $Cd_{GF}$ | *mg/kg* | <0,1-0,19 | 0,36 (0,12-0,99) *77* | 0,54 (0,37-0,77) *30* |
| $Cd_{FF}$ | *mg/kg* | 0,90 (0,42-1,30) *35* | 1,09 (0,48-1,30) *25* | 0,77 (0,39-0,95) *30* |
| $Hg_{GF}$ | *mg/kg* | 0,09 (0,05-0,17) *46* | 0,14 (0,07-0,38) *69* | 0,14 (0,09-0,16) *18* |
| $Hg_{FF}$ | *mg/kg* | 0,30 (0,17-0,45) *36* | 0,22 (0,19-0,24) *7* | 0,16 (0,10-0,23) *26* |
| *MBT* | *µg/kg* | <1-2 | 5 (2-15) *85* | 13 (2-23) *66* |
| *MBT* | *µg Sn/kg* | <0,7-1 | 4 (1-10) *85* | 9 (1-16) *66* |
| *MBT* | *%/Ges.* | 18 | 22 (15-33) *26* | 17 (9-28) *48* |
| *DBT* | *µg/kg* | <1-3 | 13 (2-57) *146* | 21 (7-35) *53* |
| *DBT* | *µg Sn/kg* | <0,5-2 | 7 (1-29) *146* | 11 (4-18) *53* |
| *DBT* | *%/Ges.* | 27 | 37 (22-58) *27* | 29 (21-33) *15* |

| | | *KS 527* (n=8) | *KS 517* (n=8) | *PO-R* (n=4) & *Z* (n=2) |
|---|---|---|---|---|
| | | Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA* | Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA* | Mi.-W. (MIN-MAX) *RSA* |
| *TBT* | *µg/kg* | <1-6 | 10 (3-25) *85* | 40 (14-78) *57* |
| *TBT* | *µg Sn/kg* | <0,4-2 | 4 (1-10) *85* | 16 (6-32) *57* |
| *TBT* | *% / Ges.* | 55 | 40 (25-56) *24* | 55 (44-68) *19* |
| *Snorg* | *µg/kg* | <1-11 | 29 (8-99) *110* | 74 (23-114) *51* |
| *Snorg* | *µg Sn/kg* | <0,5-5 | 14 (4-50) *111* | 36 (11-53) *51* |
| *PAK16* | µg/kg | <100-190 | 436 (160-1.100) *72* | 560 (280-880) *35* |
| *PAK* | ngTEQ/kg | 4,3 (0,01-20,2) *166* | 57,2 (20,8-136,2) *67* | 70,9 (41,9-136,2) *48* |
| **Eluatuntersuchungen (100 g TM / 1.000 mL)** | | | | |
| *$N_{Kj}$* | mg/L | 1,58 (0,68-3,00) *57* | 1,99 (0,45-5,7) *84* | 5,8 (1,6-9,9) *53* |
| *$NO_2$-N* | mg/L | 0,19 (<0,01-0,95) *166* | 0,40 (<0,01-1,20) *126* | 0,03 (0,01-0,06) *56* |
| *$NO_3$-N* | mg/L | <0,5-1,30 | 4,09 (0,25-6,2) 49 | 0,7 (0,25-1,6) *100* |
| *Ges-N* | mg/L | 1,72 (0,70-3,01) *55* | 3,04 (0,45-6,26) *57* | 5,82 (1,60-9,90) *53* |
| *$PO_4$-P* | mg/L | 0,28 (0,08-0,44) *36* | 0,05 (<0,05-0,11) *54* | 0,12 (0,07-0,23) *56* |
| *Ges-P* | mg/L | 0,30 (0,13-0,45) *29* | 0,21 (0,06-0,63) *96* | 0,47 (0,34-0,71) *28* |
| *DOC* | mg/L | 4,0 (2,4-7,2) *44* | 14 (4,8-50) *108* | 14 (11-17) *18* |
| *$O_2$-Zehr. / 3h* | $gO_2$/kg TM | 0,05 (0,01-0,23) *154* | 0,75 (0,18-1,99) *77* | 1,80 (1,09-2,41) *31* |
| **PCB & OCP** | | | | |
| PCB28 | µg/kg | <2 | <2 | <2 |
| PCB52 | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| PCB101 | µg/kg | <2 | <2 | <2 |
| PCB118 | µg/kg | <3 | <3 | <3 |
| PCB153 | µg/kg | <5 | <5 | <5 |
| PCB138 | µg/kg | <4 | <4 | <4 |
| PCB180 | µg/kg | <2 | <2 | <2 |
| ∑7PCB | µg/kg | <19 | <19 | <19 |
| α-HCH | µg/kg | <0,4 | <0,4 | <0,4 |
| β-HCH | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| γ-HCH | µg/kg | <0,2 | <0,2 | <0,2 |
| δ-HCH | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| 4,4'-DDE | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| 4,4'-DDD | µg/kg | <3 | <3 | <3 |
| 2,4'-DDT | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| 4,4'-DDT | µg/kg | <1 | <1 | <1 |
| HCB | µg/kg | <2 | <2 | <2 |

### *2.4.2 Untersuchungen in der Wassersäule*

Die fünf Messkampagnen zur Untersuchung der hydrologischen und hydrochemischen Verhältnisse im Wasserkörper an den Orten der Baggerungen und Umlagerungen (s. Anlage 2 & 2a) werden nachfolgend kurz umrissen und auf der Basis der vorliegenden Daten vorläufig bewertet. Bei dieser Bewertung ist zu beachten, dass

- alle Untersuchungen in sich bewegenden Wasserkörpern durchgeführt wurden. Hinsichtlich der Messungen im Strömungslee- und –Luvbereich der Baggergeräte ist dies unerheblich, da die Wirkungssignale in Bezug auf die Gewässerchemie fortlaufend

durch den verankerten Greiferbagger reproduziert wurden. Da Informationen zur Verdriftung von umlagerungsbürtigen Trübungswolken nicht in Echtzeit zur Verfügung standen, ist es selbstverständlich, dass bei einem mehrfachen Anlaufen derselben Station zu unterschiedlichen Zeiten nach Umlagerungen jeweils andere Wasserkörper angetroffen und beprobt bzw. vermessen wurden. Bei einer für den Beobachtungszeitraum im Umfeld der Klappstelle *KS 517* ermittelten mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 4 cm/s (ca. 150 m/h) besteht allerdings eine reale Chance, auch nach 1 h noch den gleichen Umlagerungsfleck beproben zu können, vorausgesetzt, dass dieser wie üblicherweise durch eine sich in Fahrt öffnende Klappschute produziert wurde. Außerdem ist damit zu rechnen, dass die durch den „Aufprall" des Baggergutes erzeugten Trübungswolken, auch aufgrund der „Trägheit" von Suspensionen in Bezug auf Wasserströmungen, in Grundnähe länger existieren.

- Messsonden- und Wasserschöpferdaten durch Tiefendifferenzen der nacheinander eingesetzten Geräte voneinander abweichen können. Durch Parallelmessungen zur Temperatur sowie zum Salz- und Sauerstoffgehalt konnte allerdings nachgewiesen werden, dass bei den Sondierungen und Probenahmen im Wesentlichen die etwa gleichen Wasserkörper untersucht wurden.
- alle eingesetzten Methoden prinzipiell fehlerbehaftet sind. Die Randbedingungen erlaubten keine statistische Absicherung der Messergebnisse durch z.B. mehrfache Probenahmen und Analysen bzw. durch umfassende Vergleichsmessungen zwischen den Sondenmess- und Wasserschöpferdaten.
- die Charakteristik der Baggerungsorte sich hinsichtlich der dort anstehenden Sedimente und deren Lagerungsverhältnisse sowie damit auch die Qualität des jeweils verklappten Baggergutes sich von Messkampagne zu Messkampagne signifikant unterscheiden können. Dies beeinflusst die jeweiligen Wirkmuster auf die Wasserqualität, sodass generalisierte Aussagen nur mit diesem Vorbehalt möglich sind.

**Messkampagnen**

*A) Monitoring-Kampagne 1 (070608)*

Die Schute *HH 205* hatte um 08.45 Uhr ca. 660 $m^3$ Baggergut aus dem Ziegelgraben in die Nähe der SW-Ecke der durch Tonnen markierten Klappstelle *KS 517* verbracht. Da nach BSH-Strömungsprognose, nach dem Wasserstand und nautischen Beobachtungen (Tonnenneigung, Geschwindigkeit des Schiffes über Grund) ein in den Strelasund aus NO einlaufender Strom beobachtet wurde (Windstärke ca. 4 aus 60 Grad / Driftgeschwindigkeit ca. 1,2 Knoten), wurde ein Stationsnetz festgelegt, das den Umlagerungsort, Referenzstationen und Stationen im Bereich möglicher .Verdriftungen suspendierten Materials umfasste.

Visuell waren keine Anzeichen von Wassertrübungen feststellbar, nicht an der Wasseroberfläche und auch nicht in den geschöpften Wasserproben.

Bei den Untersuchungen im Rahmen der 1. Messkampagne gaben die mit der Multisonde registrierten Messwerte keine Hinweise auf Einflüsse durch die Baggerarbeiten (Annäherung an die Bagger sowohl von Strömungslee als auch von Strömungsluv bis auf etwa 50-100 m)

und die Umlagerungen auf die Wasserqualität. Die Sichttiefen im Greifswalder Bodden (*KS 517*) und im Strelasund lagen i.d.R. bei 1,4 m. Die Nährstoffkonzentrationen wiesen das saisonal typische Bild auf, d.h. sehr geringe Orthophosphat-Konzentrationen, die nahe der Bestimmungsgrenze lagen, und moderate Gehalte löslicher Stickstoffkomponenten, bei denen der Ammoniumstickstoff gegenüber dem Nitrat- bzw. Nitritstickstoff dominierte. Die Werte an gelöstem und gesamtem organischen Kohlenstoff (DOC bzw. TOC) sowie an Gesamt-Stickstoff und an Gesamt-Phosphor waren saisonal-/regional-typisch und wenig strukturiert.

Eine Korrelation zwischen den durch Filtration und Gravimetrie bestimmten Schwebstoffgehalten (SPM – suspendiertes partikuläres Material) und den nephelometrisch bestimmten Trübungswerten war nicht ersichtlich. Im Gegenteil, zum Teil wiesen beide Registrierungen sogar einen entgegengesetzten Trend auf, d.h. die höchsten SPM-Werte im Umkreis der *KS 517* (7,9 bzw. 7,7 mg/l) korrelierten mit sehr geringen Trübungswerten (1,5 bzw. 0,0 NTU), andererseits ein hoher Trübungswert (27,0 NTU) mit dem geringsten SPM-Wert (4,1 mg/l). Die höchste SPM-Konzentration wurde mit 19 mg/l im Tiefenwasser des Ziegelgrabens gemessen. Der Wert korrelierte mit dem maximalen Gesamt-P-Gehalt (1,99 µM).

Die Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungswerte lagen an allen Stationen bei hohen Werten. Bodennahe Schichten mit deutlich reduzierten Gehalten wurden nicht beobachtet. Die Sättigungswerte gingen mit der Tiefe i.d.R. auf Werte um 90-95 % zurück. Der geringste Sauerstoffsättigungswert wurde an der NO-Ecke der *KS 517* mit 80,5 % registriert. Die Wassertiefe an dieser Station lag mit 8,3 m allerdings auch deutlich über der anderer Stationen.

*B) Monitoring-Kampagne 2 (070614)*

Änderungen in der Gewässergüte, die durch Baggerungen bzw. Umlagerungen in den untersuchten Gewässerbereichen hervorgerufen werden, lassen sich orientierend aus den Quotienten der Messwerte für möglicherweise beeinflusste Güteparameter ablesen.

Tabelle 2.4.2-1 zeigt entsprechende Relationen für die Oberflächen- (1,5 m) und Tiefenproben (6,0 m). Als Referenzwerte wurden für den Baggerbereich die an der LUNG-Monitoring-Messstation des Landesnetzes *S23* gemessenen gewässerchemischen Daten herangezogen. Für die Klappstelle *KS 517* diente eine Nullmessung unmittelbar vor der Umlagerung als Referenz. Davor erfolgte zuletzt an anderer Stelle eine Umlagerung, die jedoch mehr als 5 h zurücklag. Außerdem reflektieren die Messungen an den LUNG-Stationen *GB1*, *GB2* und *GB19* die für den Greifswalder Bodden in der betreffenden Jahreszeit typischen Nährstoffkonzentrationen.

Unbeeinflusst blieb in jedem Fall der Silikatgehalt des Wassers. Auch der Gesamtstickstoffgehalt wird durch die untersuchten Aktivitäten, besonders durch das Umlagern, kaum verändert. Bei Baggerungen scheint es allerdings zu einer leichten Zunahme zu kommen.

Die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen nimmt im Baggerungs- und Umlagerungsbereich moderat zu. Dies ist anscheinend vor allem der Zunahme der Ammoniumkonzentrationen geschuldet. Deutliche prozentuale Zunahmen des Nitritgehalts basieren auf Änderungen in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich. Sie sind deshalb eher als Indikatoren für Änderungen des Redoxregimes in der Wassersäule zu werten, wodurch die nach der Frühjahrsblüte verbliebenen geringen Nitratkonzentrationen zu Gunsten des Nitrits weiter vermindert werden. Dies ist anscheinend besonders beim Baggern der Fall, wobei anoxische

Sedimente im Greifer durch die Wassersäule geführt werden, was u.a. zu einer teilweisen Nitratreduktion und zu einer begrenzten Zehrung des Sauerstoffgehalts führt.

Während sich der Gesamt-Phosphorgehalt der Wasserproben beim Umlagern kaum änderte, nahm er beim Baggern moderat zu. Beim Orthophosphat kam es beim Baggern zu einer etwa gleichgroßen Zunahme wie beim Gesamtphosphor, beim Umlagern zu kurzzeitig deutlich höheren Anstiegen.

DOC und TOC lagen im Baggerbereich in deutlich höheren Konzentrationen als im Referenzbereich vor. Beim Umlagern kam es offenbar nur zu moderaten Anstiegen der Gehalte.

Tab. 2.4.2.1-1: Änderung der Gewässergüte durch Baggerungen und Umlagerungen / Ergebnisse der Kampagne 2 (Quotienten der im Baggerleebereich / POR im Vergleich zur LUNG-Referenzstation *S23* bzw. vor und nach Umlagerung auf der Mitte der *KS 527* Station gemessenen Parameter)

| | **Baggerbereich** | | **Mitte *KS 517*** | |
|---|---|---|---|---|
| | PO-Rinne / *S23* | | nach / vor | |
| *Tiefe (m)* | *1,5* | *6,0* | *1,5* | *6,0* |
| Turb | 1,8 | 1,7 | | **(38,1)** |
| TOC | 1,9 | 4,0 | 1,0 | 1,3 |
| DOC | 3,9 | 3,7 | 1,1 | 1,3 |
| SPM | 2,5 | 1,1 | 1,5 | 4,0 |
| $PO_4$-P | 1,4 | 2,1 | 2,5 | 2,9 |
| Gesamt-P | 1,5 | 1,5 | 1,0 | 1,1 |
| $NO_3$-N | 0,3 | 0,2 | 2,6 | 0,8 |
| $NO_2$-N | 1,0 | ***4,7*** | ***24,7*** | ***12,4*** |
| $NH_4$-N | 1,6 | 1,6 | 1,0 | **6,4** |
| $\sum N_{anorg}$ | 1,5 | 1,5 | 1,2 | **5,8** |
| Gesamt-N | 1,3 | 1,3 | 1,1 | 1,0 |
| $SiO_4$-Si | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |

*C) Monitoring-Kampagne 3 (070619)*

Erneut wurden bei dieser Messkampagne Untersuchungen in der Fahrrinne des Baggerbereiches, ca. 100 m westlich (Strömungslee) und ca. 100 m östlich des Baggers (Strömungsluv), sowie unmittelbar vor und unmittelbar nach Umlagerungen auf der *KS 517* und auf der *KS 527* durchgeführt. Die Relationen West/Ost (Lee/Luv) für den Baggerbereich sowie nach/vor für die beiden Klappstellen werden für die Oberflächen- (1,5 m) und die Tiefenproben (6,0 bzw. 8,0 m) in Tabelle 2.4.2.1-2 für einige Wasserqualitätsparameter zusammengefasst. Die Ergebnisse bestätigen im Wesentlichen die für die 2. Messkampagne (s.o,) herausgestellten Besonderheiten:

Für den Baggerbereich gibt es nur wenige signifikante Auffälligkeiten. In der Wasseroberflächenschicht nimmt das unmittelbar pflanzenverfügbare Orthophosphat um das mehr als 8fache zu, in der Tiefe dagegen ab. Eine Zunahme verzeichnet an der Oberfläche auch der Gesamtphosphorgehalt.

Auf der Klappstelle *KS 517* kommt es unmittelbar nach der Umlagerung sowohl im Oberflächen- als auch im Tiefenbereich zur Zunahme der Trübung (15,4- bzw. 44,1fach), der SPM-Konzentration (3,6- bzw. 3,8fach), des Gesamt-Phosphors (1,3- bzw. 1,9fach) und des Gesamt-Stickstoffs (jeweils 1,4fach). Auffällig verhält sich das Orthophosphat, das in der Tiefe um das 2,7fache zunimmt, an der Oberfläche jedoch nach der Umlagerung gegenüber der vorherigen Situation auf sehr geringe Werte zurückgeht (0,06).

Nach einer Umlagerung auf die *KS 527* kam es dort an der Verklappposition zu einer deutlichen Zunahme der Trübung sowie der SPM- und der Gesamt-P-Konzentrationen, sowohl an der Oberfläche als auch in Grundnähe. Eine signifikant leichte Zunahme in Grundnähe verzeichnete auch die Gesamt-N-Konzentration.

Tab. 2.4.2.1-2: Änderung der oberflächen- und grundnahen Gewässergüte durch Baggerungen & Umlagerungen / Kampagne 3 (Quotient nach / vor)

| | **Baggerbereich PO-Rinne** | | **Mitte *KS 517*** | | **Mitte *KS 527*** | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | West/Ost (Lee/Luv) | | nach / vor | | nach / vor | |
| *Tiefe (m)* | 1,5 | 6,0 | 1,5 | 6,0 | 1,5 | 8,0 |
| Turb | 0,56 | 0,38 | 15,35 | 44,14 | >>14 | >>35 |
| TOC | 1,08 | 1,02 | 1,00 | 0,94 | 0,94 | 0,94 |
| DOC | 1,00 | 0,83 | 1,06 | 0,98 | 0,78 | 0,91 |
| SPM | 0,98 | 0,22 | 3,62 | 3,85 | 2,38 | 8,64 |
| $PO_4$-P | 8,42 | 0,63 | 0,06 | 2,70 | 0,03 | 0,05 |
| Gesamt-P | 1,48 | 0,77 | 1,34 | 1,88 | 1,33 | 1,84 |
| $NO_3$-N | 0,95 | 0,93 | 0,95 | 0,98 | 0,95 | 0,57 |
| $NO_2$-N | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,80 |
| $NH_4$-N | 0,95 | 0,95 | 0,96 | 1,00 | 1,13 | 1,09 |
| $\sum N_{anorg}$ | 0,95 | 0,95 | 0,96 | 0,99 | 1,08 | 0,93 |
| Gesamt-N | 1,08 | 0,76 | 1,38 | 1,35 | 1,04 | 1,24 |

Mit einem Rückgang auf relativ geringe Konzentrationen (0,03 µM), sowohl an der Oberfläche als auch in Grundnähe, verhält sich erneut das lösliche Orthophosphat auffällig. Es ist möglicherweise der großen Adsorptionsneigung dieses Moleküls geschuldet, wodurch die löslichen pflanzenverfügbaren Konzentrationen im Wasser durch Menge und Qualität des im Wasser suspendierten Materials wirksam „kontrolliert“ werden.

In Bezug auf den Sauerstoffgehalt bzw. die Sauerstoffsättigung gab es im Bagger- und Umlagerungsbereich keine belastbaren Hinweise auf Zehrungsprozesse durch Suspensionen angeschnittener suboxischer bzw. anoxischer Sedimente. Offenbar wird der zweifellos unmittelbar erforderliche Sauerstoffbedarf zur Reoxidation sowohl redoxsensitiver Metall- (Eisen, Mangan) als auch Schwefel- und Stickstoffverbindungen durch die beim Baggern und Umlagern verursachte vertikale Durchmischung der Wassersäule (Einmischen sauerstoffübersättigten Oberflächenwassers in tiefere Schichten) kompensiert.

*D) Monitoring-Kampagne 4 (070621)*

Wie die Auflistung der durch Baggern und Umlagern beeinflussten Güteparameter für den Wasserkörper zeigt (Tab. 2.4.2.1-3), gibt es keine belastbaren signifikanten Anzeichen für eine Beeinflussung der mit der Messsonde registrierten Wassertemperaturen (T-MS), pH-Werte, Leitfähigkeiten (L-MS) bzw. Salzgehalte (S-MS), Sauerstoffkonzentrationen ($O_2$MS / mg/l) bzw. Sauerstoffsättigungen ($O_2$MS / %) und Redoxpotenziale durch das Baggern bzw. das Umlagern des Baggergutes. Gleiches gilt für die nasschemisch bestimmten Chlorid- und Sauerstoffwerte.

Auch die Gehalte an gelöstem und gesamtem organischen Kohlenstoff in den Wasserproben und deren biochemischer Sauerstoffbedarf ($BSB_5$) wurden, sicherlich in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der zu baggernden Sedimente bzw. des umgelagerten Baggergutes, zum Teil nur insignifikant beeinflusst.

In Bezug auf die Nährstoffe blieb der Silikatgehalt der Wasserproben ebenfalls weitgehend unbeeinflusst. Moderate Einflüsse zeigten sich hingegen bei den Nitrit-, Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen, während die Ammoniumkonzentrationen zum Teil in den Oberflächen- und Tiefenproben relativ deutlich zunahmen, sowohl beim Baggern als auch beim Umlagern. Diese Veränderungen pausten sich auf den Gesamtgehalt an anorganischen N-Verbindungen durch, da diese im vorliegenden Fall von den Ammoniumgehalten dominiert wurden.

Die Orthophosphat- und Gesamt-P-Konzentrationen nahmen bei dieser Messkampagne nach dem Umlagern zum Teil deutlich ab.

Die Relationen der Trübungswerte zeigten im Baggerbereich Werte, die deutlich unter 1,0 lagen. Bei der Umlagerung kommt es unmittelbar danach zu einer deutlichen Zunahme der Trübung, die nach 2,5 h nicht mehr angetroffen wurde. Die Konzentrationen suspendierten Materials steigen durch Baggerungen und Umlagerungen sehr deutlich an, besonders in der bodennahen Wasserschicht. Dort ist eine moderate Erhöhung auch noch nach 2,5 h anzutreffen.

Tab. 2.4.2.1-3: Änderung der Gewässergüte durch Baggerungen & Umlagerungen / Kampagne 4 (Quotient nach / vor)

| | **Baggerbereich PO-Rinne** | | **Mitte *KS 527*** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | West/Ost (Lee/Luv) | | nach / vor | | 2,5 h nach / vor | |
| *Tiefe (m)* | *1,5* | *6,0* | *1,5* | *8,0* | *1,5* | *8,0* |
| T-MS | 1,00 | 1,00 | 0,99 | 1,02 | 1,00 | 1,02 |
| pH | 0,99 | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 1,01 | 1,01 |
| L-MS | 1,00 | 1,00 | 1,01 | 0,99 | 1,02 | 0,99 |
| S-MS | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,99 | 1,01 | 1,00 |
| Cl | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 0,99 | 1,01 | 1,00 |
| $O_2$MS / mg/l | 0,99 | 1,01 | 0,99 | 1,14 | 0,99 | 1,06 |
| $O_2$MS / % | 0,98 | 1,01 | 0,99 | 1,15 | 0,99 | 1,07 |
| $O_2$Wi. (mg/l) | 1,03 | 0,97 | 1,02 | 1,00 | 1,00 | 0,92 |
| $O_2$Wi. (%) | 1,04 | 0,96 | 1,00 | 0,95 | 0,98 | 0,87 |
| $BSB_5$ | - | 1,00 | 1,03 | 0,85 | 0,92 | 0,88 |

| | **Baggerbereich PO-Rinne** | | **Mitte *KS 527*** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | West/Ost (Lee/Luv) | | nach / vor | | 2,5 h nach / vor | |
| Redox | 1,02 | 1,01 | 1,04 | 1,02 | 1,04 | 1,03 |
| Turb | 0,23 | <1 | >>34 | >>12 | >>2,5 | 1,00 |
| TOC | 0,98 | 1,02 | 0,98 | 1,04 | 0,79 | 0,94 |
| DOC | 0,91 | 1,04 | 1,22 | 1,06 | 0,94 | 0,95 |
| SPM | 1,37 | ***14,0*** | 0,86 | ***215*** | 0,59 | ***1,67*** |
| $PO_4$-P | 0,74 | 0,82 | 0,89 | 1,00 | 0,06 | 0,80 |
| Gesamt-P | 0,96 | 1,63 | 0,30 | 0,91 | 0,28 | 0,70 |
| $NO_3$-N | 1,15 | 1,00 | 1,00 | 0,74 | 1,00 | 1,02 |
| $NO_2$-N | 1,00 | >3 | 1,00 | 0,78 | 1,00 | 1,00 |
| $NH_4$-N | 1,64 | 1,04 | 0,66 | 4,03 | 1,10 | 1,46 |
| $\sum N_{anorg}$ | 1,46 | 0,97 | 0,75 | 2,94 | 1,08 | 1,31 |
| Gesamt-N | 1,04 | 1,38 | 0,97 | 1,22 | 0,92 | 1,02 |
| SiO4-Si | 1,03 | 1,01 | 0,99 | 0,96 | 0,90 | 0,98 |

*E) Monitoring-Kampagne 5 (070717)*

Im Baggerungsbereich waren 0,5 h nach erneuter Aufnahme der Unterhaltungsbaggerungen (zuvor mehrwöchige Unterbrechung der Arbeiten) in jeweils ca. 50 m Entfernung vom Greifer, sowohl im Strömungslee- als auch –Luvbereich nur bei wenigen Parametern belastbare Anzeichen für baggerungsbedingte Einflüsse auf die Wasserqualität festzustellen. Erhöhte Konzentrationen von Nitritstickstoff, Orthophosphat und $BSB_5$ im Oberflächenwasser im Strömungslee des Baggers repräsentieren Veränderungen auf einem geringen Konzentrationsniveau, das bei beiden Nährstoffen im Bereich der entsprechenden Bestimmungsgrenzen liegt.

Auf der Klappstelle dominierten Veränderungen im Tiefenwasser, gemessen ca. 1 m über dem Meeresgrund, die in Hinsicht auf die Konzentrationen suspendierten Materials (SPM), Gesamt-Phosphors und Ammoniumstickstoffs noch nach 1 h bzw. 2 h (SPM) spürbar waren.

Tab. 2.4.2.1-4: Änderung der Gewässergüte durch Baggerungen & Umlagerungen / Kampagne 5 (Quotient nach / vor)

| | **Baggerbereich PO-Rinne** | | **Mitte *KS 527*** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | West/Ost (Lee/Luv) | | nach / vor | | 1 h nach / vor | | 2 h nach / vor | |
| *Tiefe (m)* | *1,5* | *6,0* | *1,5* | *8,0* | *1,5* | *8,0* | *1,5* | *8,0* |
| T-MS | 0,99 | 1,01 | 1,00 | 1,01 | 1,00 | 1,01 | 1,01 | 1,01 |
| pH | 0,96 | 0,98 | 1,00 | 1,00 | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| L-MS | 0,98 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| S-MS | 0,99 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| $O_2$MS / mg/l | 1,02 | 1,04 | 1,00 | 1,01 | 1,00 | 1,03 | 1,00 | 1,03 |
| $O_2$MS / % | 1,01 | 1,04 | 1,00 | 1,01 | 1,01 | 1,03 | 1,00 | 1,04 |
| $O_2$Wi. (mg/l) | 1,02 | 1,08 | 0,99 | 1,11 | 1,01 | 1,06 | 1,00 | 1,03 |
| $O_2$Wi. (%) | 1,02 | 1,09 | 1,00 | 1,12 | 1,02 | 1,06 | 1,01 | 1,04 |
| $BSB_5$ | ***1,31*** | 1,17 | 0,93 | 1,18 | 1,14 | 1,27 | 0,93 | 1,18 |
| Redox | 1,07 | 1,05 | 0,87 | 0,88 | 1,02 | 1,02 | 1,07 | 1,06 |

| | **Baggerbereich PO-Rinne** | | **Mitte *KS 527*** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | West/Ost (Lee/Luv) | | nach / vor | | 1 h nach / vor | | 2 h nach / vor | |
| Turb | 1,00 | 0,71 | >1 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| TOC | 0,98 | 1,04 | 1,04 | 1,00 | 0,75 | 0,78 | 0,88 | 0,83 |
| DOC | 0,97 | 0,99 | 1,01 | 0,79 | 0,67 | 0,78 | 0,88 | 0,83 |
| SPM | 0,75 | 1,25 | 0,78 | ***2,00*** | 0,72 | ***12,20*** | ***2,17*** | ***5,20*** |
| $PO_4$-P | ***1,86*** | 1,17 | ***0,39*** | ***0,52*** | 1,72 | 1,22 | 0,25 | 0,74 |
| Gesamt-P | 0,86 | 0,97 | ***1,58*** | *0,83* | 1,16 | ***1,62*** | 1,21 | 1,09 |
| $NO_3$-N | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| $NO_2$-N | ***6,00*** | 1,00 | ***1,67*** | 0,75 | 1,00 | 0,75 | 1,00 | 0,50 |
| $NH_4$-N | 0,98 | 0,91 | 0,62 | ***1,42*** | 1,01 | ***1,43*** | 0,63 | 0,79 |
| $\sum N_{anorg}$ | 1,21 | 0,91 | 0,64 | ***1,40*** | 1,01 | ***1,41*** | 0,63 | 0,78 |
| Gesamt-N | 1,09 | 1,07 | 0,98 | 1,16 | 0,97 | 1,01 | 0,95 | 1,05 |

*Station 5* (Ankerstation in der Palmerort-Rinne):

Die nachfolgenden Abbildungen 2.4.2.1-1 bis 2.4.2.1-3 zeigen die bei einer mehrstündigen Verankerung des Schiffes ca. 90 m im Strömungsluv des Baggers mit einer auf ca. 3,2 m gefierten Sonde beobachteten Veränderungen in Bezug auf Trübung, Sauerstoffkonzentration, Redoxpotenzial, Leitfähigkeit und Temperatur.

Aus den Abbildungen wird ersichtlich, dass nach etwa 30-40 Minuten deutliche Änderungen bei den registrierten Parametern zu beobachten waren, wie z.B. eine Zunahme der Trübungswerte, eine Abnahme des Redoxpotenzials sowie eine geringe Tendenz zur Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen.

Leitfähigkeits- und Temperaturregistrierungen gaben keine Hinweise darauf, dass diese Veränderungen durch baggerungsfremde Änderungen in den hydrologischen Eigenschaften des Wasserkörpers verursacht sein könnten. Eher ist dieses vermutlich dem Umstand geschuldet, dass sich der Bagger in der Zwischenzeit auf das verankerte Schiff um etwa 20 m zubewegt hatte und die Sensoren damit in den Einflussbereich der bodennahen Trübungswolke gelangt waren.

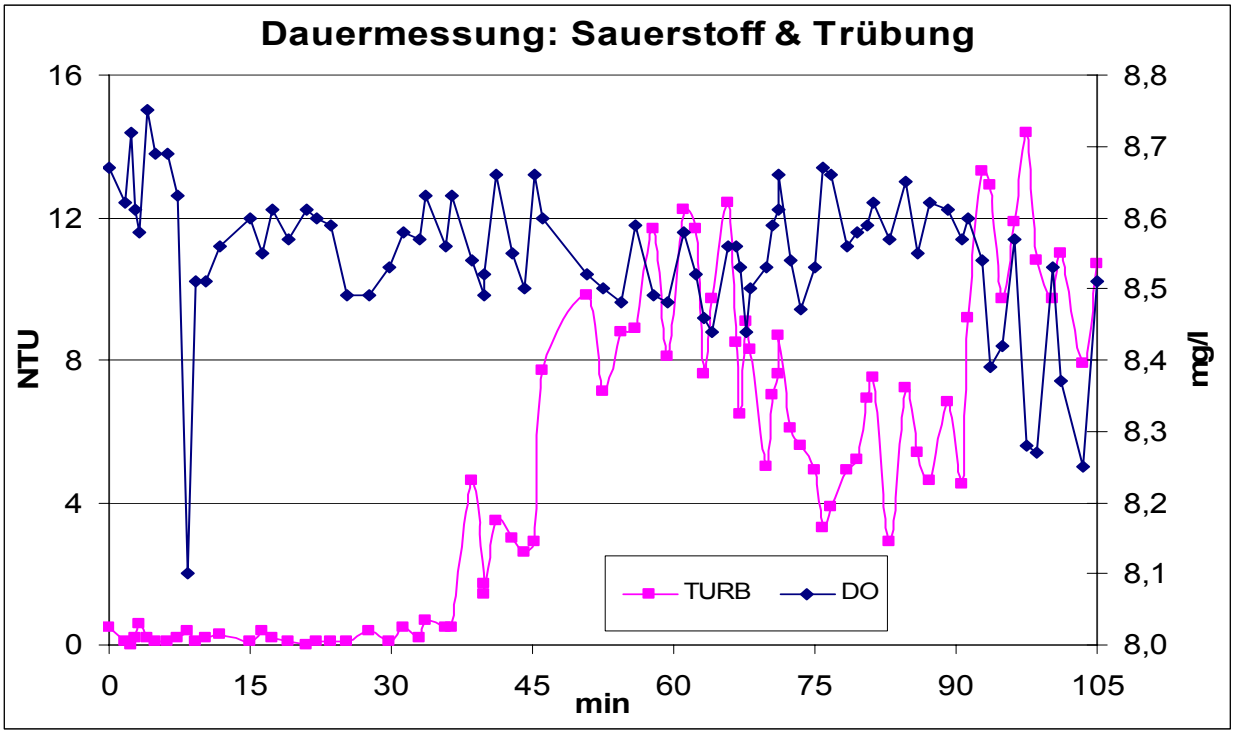



Abb. 2.4.2.1-1: Sauerstoff- (DO) und Trübungsdaten (TURB); Ankerstation im Luvbereich eines Greiferbaggers; Wassertiefe: 4 m; Tiefe der Sensoren: ca. 3,2 m

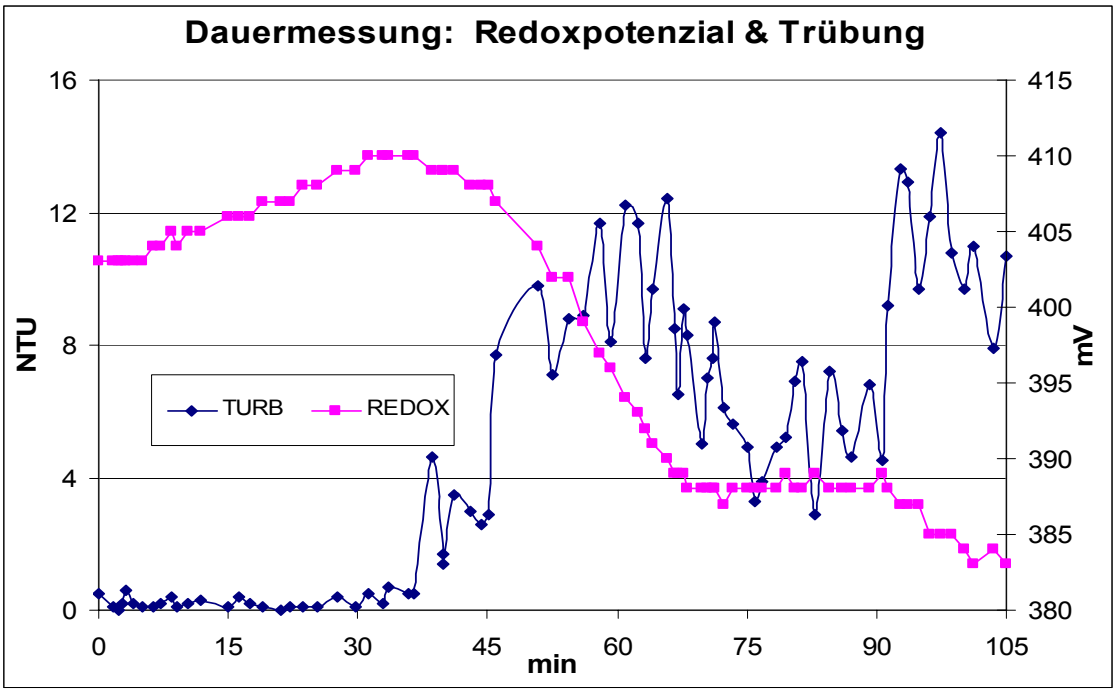



Abb. 2.4.2.1-2: Redoxpotenzial- (REDOX) und Trübungsdaten (TURB); Ankerstation im Luvbereich eines Greiferbaggers; Wassertiefe: 4 m; Tiefe der Sensoren: ca. 3,2 m

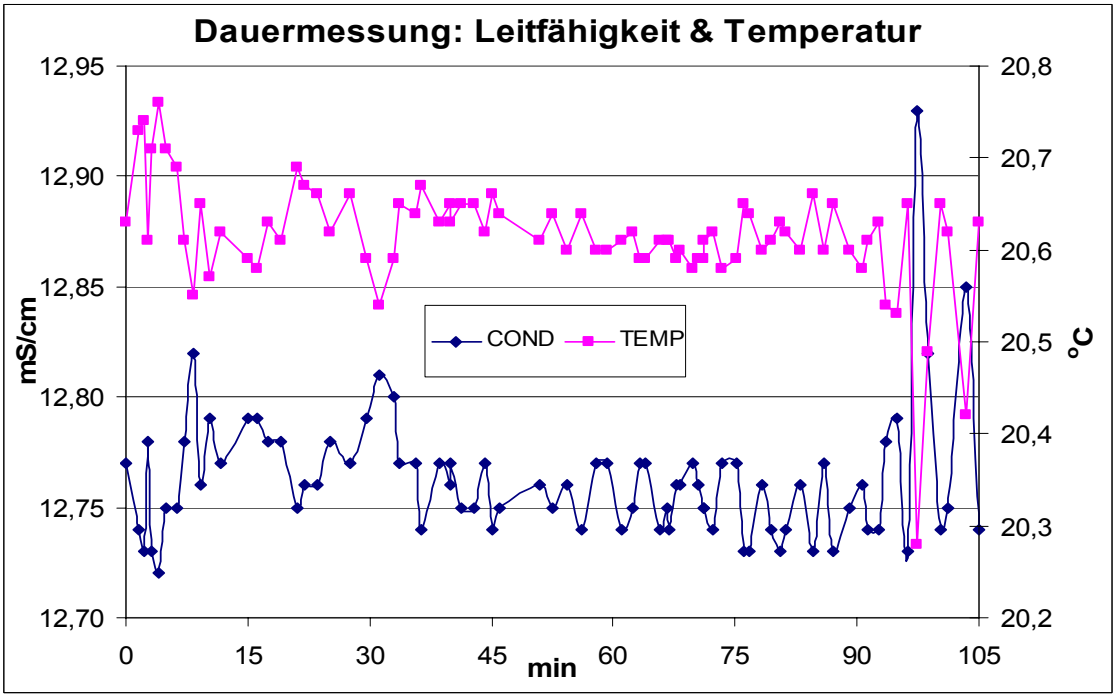



Abb. 2.4.2.1-3: Leitfähigkeits- (COND) und Temperaturdaten (TEMP); Ankerstation im Luvbereich eines Greiferbaggers; Wassertiefe: 4 m; Tiefe der Sensoren: ca. 3,2 m

**Umlagerungsbedingte Einflüsse auf die Gewässergüte – Zusammenfassung**

Insgesamt wurden fünf Umlagerungsoperationen gezielt untersucht, davon zwei auf der *KS 517* und drei auf der *KS 527*. Ein Vergleich der unmittelbar vor und nach den Umlagerungen durchgeführten Wasseruntersuchungen ergibt die in Tabelle 2.4.2.1-5 und in Abbildung 2.4.2.1-4 gesondert für beide Klappstellen aufgelisteten Ergebnisse.

Dabei wird deutlich, dass der Wasserkörper im Untersuchungszeitraum an keiner der beiden Klappstellen ausgeprägte vertikale Schichtungen bzw. Gradienten aufwies. Dies betrifft im Wesentlichen auch die Sauerstoff- und Nährstoffverteilung und weist auf eine gute Durchmischung hin, die aufgrund des intensiven Wasseraustausches mit der Ostsee und die relativ geringen Wassertiefen, in Übereinstimmung mit Angaben aus der Literatur, zu erwarten war.

Die Wasserkörper, die wenige Minuten zuvor durch große Mengen an Baggergut passiert wurden, zeigten erwartungsgemäß deutliche Anstiege der Konzentrationen suspendierten Materials (SPM) und der Trübungswerte. In Bezug auf Nährstoffe wurden dagegen nur moderate Konzentrationserhöhungen sichtbar. (*Das Phänomen abnehmender $PO_4$-P- und Gesamt-P-Konzentrationen an der KS 527 ist bemerkenswert und könnte durch Adsorptionseffekte erklärt werden. Es bleibt jedoch die Frage, warum dies nicht auch an der KS 517 sichtbar wurde.*)

Sowohl die Sauerstoffkonzentrations- und Sauerstoffsättigungswerte als auch die Redoxpotenziale zeigen in den vier hier genauer untersuchten Fällen (Tab. 2.4.2.1-5) die Tendenz zu einer sehr leichten Abnahme, die in der Größenordnung von etwa 0,1-0,5 mg $O_2$/l, 0,8-3,1 % $O_2$-Sättigung bzw. 3-30 mV liegt. Die Größenordnung der Abnahme der Sauerstoffkonzentration in dem von der Sedimentumlagerung betroffenen Wasserkörper bestätigt Schätzungen und Messungen von *Müller u.a.* (1998), die bei einem unter Verwendung von *Karlsruher Flaschen* gemessenen 3-h-Sauerstoffzehrungswert von 2,6 g $O_2$/kg Trockensubstanz eine Reduzierung der Konzentration von 0,05 mg/l prognostizierten. Die Sauerstoffabnahme war nur im unmittelbaren Nahfeld der Umlagerung messbar. Sie wurde von den Autoren aus relativ robusten Annahmen zu Suspensionskonzentrationen und zu deren Verweilzeiten abgeleitet.

Der pH-Wert scheint bei der Umlagerung um jeweils etwa 0,02-0,08 Einheiten abzusinken. Der mit dem Baggergut eingetragene Säuregehalt (Oxidation von Sulfiden, Freisetzung von Karbonaten) und/oder die zeitweise Unterbrechung der Phytoplanktonproduktion, bei der eine Erhöhung des pH-Wertes durch $CO_2$-Zehrung eintritt, wären dafür möglicherweise ursächlich.

Eine Abnahme zeigen die Wassertemperaturen an der *KS 527*, wo offenbar leicht kälteres Tiefenwasser durch das Umlagern in höhere Schichten gelangt. An der *KS 517* steigen dagegen die Temperaturwerte sowohl im Oberflächen- als auch im Tiefenbereich nach dem Umlagern deutlich an. Dieses wäre z.B. mit dem Eintrag der Wärmekapazität des durch intensive Sonnenbestrahlung beim Verladen und Transport erwärmten Baggergutes erklärbar.

Leitfähigkeits- bzw. Salzgehaltswerte bleiben als sehr konservative Parameter von der Umlagerung im Rahmen der Messgenauigkeiten aufgrund fehlender vertikaler salzgehaltsbedingter Dichteschichtung nahezu unbeeinflusst.

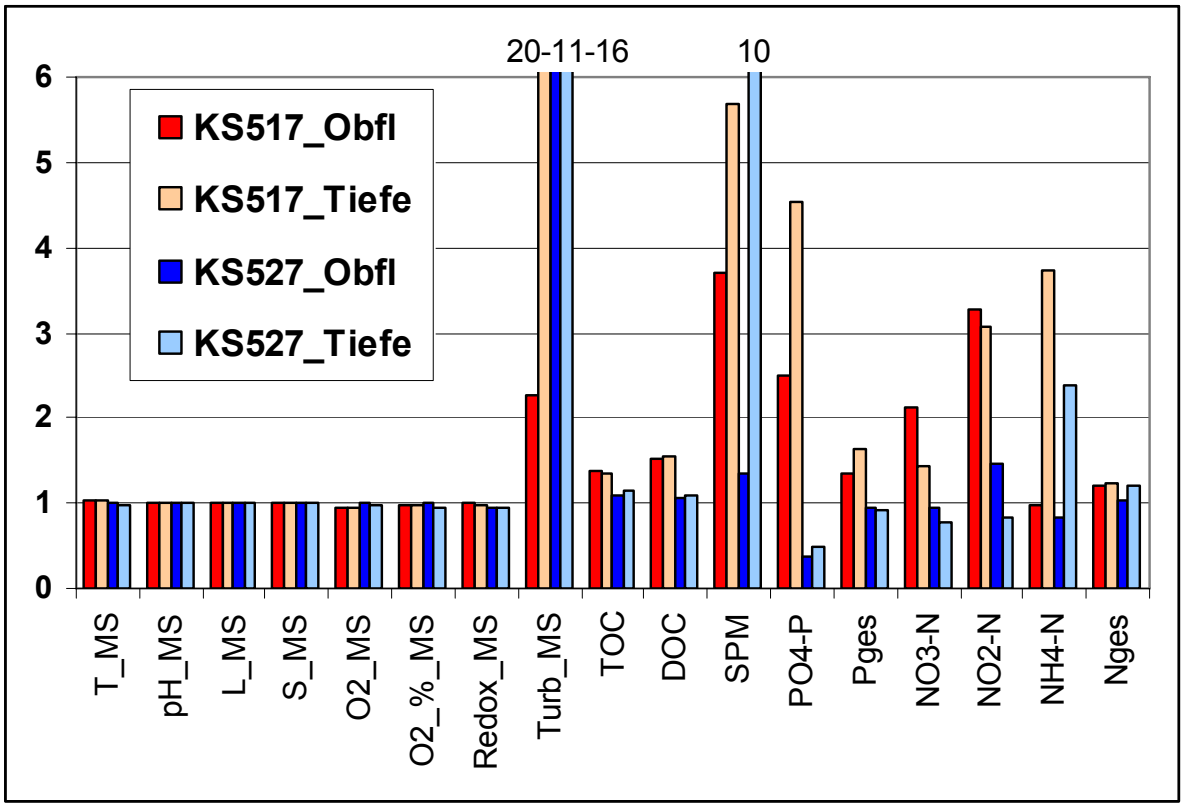



Abb. 2.4.2.1-4: Relation von unmittelbar nach und vor Baggergutumlagerungen an den Klappstellen mit einer Messsonde (MS) registrierten und im Labor an Wasserproben bestimmten Güteparametern
(T – Temperatur, L – Leitfähigkeit, S – Salzgehalt, Turb – Trübung)

Abbildung 2.4.2.1-4 illustriert den „*worst case*“, d.h. die unmittelbar nach dem Umlagern in der Wassersäule registrierten relativen Unterschiede im Vergleich zu Referenzbedingungen. Besonders deutlich fallen diese Veränderungen bei Parametern wie Trübung und Massenkonzentration suspendierten Materials (SPM) ins Auge. Dabei überwiegen i.d.R. die Veränderungen im Bodenwasser. Von letzterem Muster weicht offenbar das Nitrat ab, dessen Konzentration im Oberflächenwasser kurzzeitig deutlich stärker ansteigt als im bodennahen Wasser.

Wie die in unterschiedlichen Zeitspannen nach dem Umlagern durchgeführten Wiederholungsmessungen direkt auf der Verklappposition und an Stationen, die in einem engen Areal um diese Position lagen, zeigten, sind i.d.R. nach etwa einer Stunde bei den registrierten Parametern und unter Berücksichtigung der Genauigkeit und Richtigkeit der eingesetzten Methoden keine Abweichungen der Wasserqualität in Bezug auf die Bedingungen an Referenzstationen inner- und außerhalb der Klappstelle festzustellen. Unter strömungs- und vermischungsarmen hydrographischen Randbedingungen kehren Trübungs- und SPM-Werte des Bodenwassers erst nach ca. zwei Stunden in den Referenzzustand zurück.

Die in Abb. 2.4.2.1-4 durch die Quotientenbildung optisch überhöht dargestellten Veränderungen spielen sich, insbesondere bei den Nährstoffen, auf einem saisonal bedingt geringen Konzentrationsniveau ab. Unter winterlichen, d.h. nicht durch Phytoplankton-Zehrungsprozesse beeinflussten Bedingungen wären möglicherweise die zeitweisen Veränderungen in der Wasserqualität kaum messbar. Gleiches trifft auf Trübungs- und SPM-Werte zu, deren Veränderungen bei Starkwindsituationen im „Rauschen“ hoher Hintergrundwerte versteckt wären.

Tab. 2.4.2.1-5: Relation von unmittelbar nach und vor Baggergutumlagerungen an den Klappstellen mit einer Messsonde (MS) registrierten und im Labor des LUNG an Wasserproben bestimmten Wassergüteparametern (T – Temperatur, L – Leitfähigkeit, S – Salzgehalt, Turb – Trübung, n - Anzahl der Messungen)

| ***KS517*** | | vor | nach | | vor | nach | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Tiefe | m | 1,5 | 1,5 | ***nach/vor*** | 6,0 | 6,0 | ***nach/vor*** |
| *n* | | 10 | 2 | | 10 | 2 | |
| T_MS | °C | 19,12 | 19,83 | ***1,04*** | 18,87 | 19,61 | ***1,04*** |
| pH | | 8,10 | 8,07 | ***1,00*** | 8,09 | 8,06 | ***1,00*** |
| L_MS | mS/cm | 12,48 | 12,45 | ***1,00*** | 12,52 | 12,46 | ***1,00*** |
| S_MS | ppt | 7,15 | 7,15 | ***1,00*** | 7,18 | 7,15 | ***1,00*** |
| $O_2$_MS | mg/l | 8,41 | 7,98 | ***0,95*** | 8,03 | 7,66 | ***0,95*** |
| $O_2$_MS | % | 95,46 | 92,20 | ***0,97*** | 90,77 | 88,05 | ***0,97*** |
| Redox_MS | mV | 424,70 | 421,00 | ***0,99*** | 425,90 | 416,50 | ***0,98*** |
| Turb_MS | NTU | 5,77 | 13,05 | ***2,26*** | 1,75 | 34,50 | ***19,71*** |
| TOC | mg/l | 4,52 | 6,20 | ***1,37*** | 4,54 | 6,15 | ***1,35*** |
| DOC | mg/l | 3,49 | 5,30 | ***1,52*** | 3,57 | 5,55 | ***1,55*** |
| SPM | mg/l | 6,16 | 22,75 | ***3,69*** | 6,45 | 36,70 | ***5,69*** |
| $PO_4$-P | µM | 0,15 | 0,37 | ***2,49*** | 0,14 | 0,66 | ***4,55*** |
| $P_{ges}$ | µM | 1,33 | 1,78 | ***1,34*** | 1,44 | 2,36 | ***1,64*** |
| $NO_3$-N | µM | 0,15 | 0,32 | ***2,13*** | 0,19 | 0,27 | ***1,44*** |
| $NO_2$-N | µM | 0,01 | 0,04 | ***3,27*** | 0,01 | 0,03 | ***3,07*** |
| $NH_4$-N | µM | 1,03 | 1,00 | ***0,96*** | 0,85 | 3,17 | ***3,72*** |
| $N_{ges}$ | µM | 31,14 | 37,43 | ***1,20*** | 31,01 | 38,14 | ***1,23*** |
| ***KS527*** | | vor | nach | ***nach/vor*** | vor | nach | ***nach/vor*** |
| Tiefe | m | 1,5 | 1,5 | | 4-9,5 | 8,00 | |
| n | | 10 | 3 | | 12 | 3 | |
| T_MS | °C | 18,81 | 18,76 | ***1,00*** | 17,39 | 17,13 | ***0,99*** |
| pH-Wert | | 8,42 | 8,40 | ***1,00*** | 8,32 | 8,24 | ***0,99*** |
| L_MS | mS/cm | 12,71 | 12,68 | ***1,00*** | 13,16 | 13,10 | ***0,99*** |
| S_MS | ppt | 7,33 | 7,30 | ***1,00*** | 7,59 | 7,53 | ***0,99*** |
| $O_2$_MS | mg/l | 9,01 | 8,95 | ***0,99*** | 7,83 | 7,55 | ***0,97*** |
| $O_2$_MS | % | 102,36 | 101,60 | ***0,99*** | 86,67 | 83,07 | ***0,96*** |
| Redox_MS | mV | 436,70 | 413,33 | ***0,95*** | 445,25 | 416,00 | ***0,93*** |
| Turb_MS | NTU | 1,51 | 16,00 | ***10,60*** | 0,00 | 15,57 | ***>>16*** |
| TOC | mg/l | 8,86 | 9,63 | ***1,09*** | 8,08 | 9,23 | ***1,14*** |
| DOC | mg/l | 8,37 | 8,97 | ***1,07*** | 7,59 | 8,20 | ***1,08*** |

| ***KS527*** | | vor | nach | | vor | nach | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Tiefe | m | 1,5 | 1,5 | ***nach/vor*** | 4-9,5 | 8,00 | ***nach/vor*** |
| n | | 10 | 3 | | 12 | 3 | |
| SPM | mg/l | 4,05 | 5,43 | ***1,34*** | 2,81 | 28,53 | ***10,16*** |
| $PO_4$-P | µM | 0,39 | 0,15 | ***0,38*** | 0,51 | 0,25 | ***0,50*** |
| $P_{ges}$ | µM | 1,30 | 1,23 | ***0,95*** | 1,16 | 1,08 | ***0,93*** |
| $NO_3$-N | µM | 0,33 | 0,31 | ***0,94*** | 0,65 | 0,50 | ***0,77*** |
| $NO_2$-N | µM | 0,02 | 0,02 | ***1,46*** | 0,06 | 0,05 | ***0,84*** |
| $NH_4$-N | µM | 1,31 | 1,08 | ***0,83*** | 2,01 | 4,79 | ***2,39*** |
| $N_{ges}$ | µM | 23,96 | 24,83 | ***1,04*** | 21,45 | 25,68 | ***1,20*** |

Die messbaren Auswirkungen der Umlagerung auf die Wasserqualität hängen anscheinend auch von der Lage der jeweiligen Klappstellen bzw. ihrer Eigenschaften in Bezug auf die Sedimentqualität ab. Die relativen Änderungen fallen bei nahezu allen umlagerungssensitiven Parametern auf der *KS 517* deutlicher aus als auf der KS 527. Beim Orthophosphat ist sogar ein gegenläufiger Trend sichtbar: Während auf der *KS 527* nach dem Umlagern die Orthophosphatkonzentrationen in der Wassersäule (aufgrund von Adsorptionseffekten?) abnehmen, kommt es auf der *KS 517* zu einer Zunahme (Freisetzung aus dem Porenwasser anoxischer Schlicksedimente beim Aufprall des Baggergutes auf dem Meeresboden?).

Die an den Klappstellen ohne einen unmittelbaren zeitlichen Zusammenhang mit Umlagerungen von Baggergut gemessenen Güteparameter unterschieden sich nicht signifikant von Werten, die an Referenzstationen ermittelt wurden. Beobachtete geringe Unterschiede in den Werten, wobei die Abweichungen sowohl die Referenzstationen als auch die Stationen im Bereich der Klappstellen für bestimmte Parameter als qualitativ „vorteilhafter“ auswiesen, ließen sich durch die jeweiligen natürlichen Randbedingungen (z.B. Wassertiefe, Wasseraustausch mit Ostseewasser, Tageszeit, Eigenschaften der Sedimente, etc.) erklären. Bei Untersuchungen, die zwar im Zusammenhang mit Umlagerungen erfolgten, jedoch im Umkreis von ca. ≥500 m um den Umlagerungsort lagen, dabei auch in Strömungslee, ergaben sich keine belastbaren Hinweise auf signifikante Abweichungen der untersuchten Parameter von Referenzbedingungen.

Die im Bereich der Klappstellen als auch an Referenzstationen gemessenen Nährstoffkonzentrationen ordnen sich in entsprechende regionale Hintergrundwerte für die Ostsee gut ein. *Schernewski* u.a. (2006) schätzten auf der Basis von Modellen die historischen trophischen Hintergrundbedingungen für die deutschen Ostseeküstengewässer ein. Als maximale Winterkonzentrationen für die durchmischte Oberflächenschicht der Küstengewässer vor dem Greifswalder Bodden wurden als Referenzkonzentrationen nach der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU-WRRL) 0,3 µM (TDP-P, d.h. bioverfügbarer „*total dissolved phosphorus*“, entspricht geringfügig mehr als $PO_4$-P) bzw. 5 µM (∑ des „*dissolved inorganic nitrogen*“ / DIN-N) von den Autoren angegeben. Im Jahresmittel lagen der TDP-Wert bei 0,12 µM und der DIN-Wert bei 5,5 µM.

Die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (*LAWA*, 2007) hat im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL mittlere Nährstoff-Hintergrunds- und -Orientierungswerte für verschiedene Küstengewässertypen der Ostsee für das gesamte Jahr bzw. das Winterhalbjahr vorge-

schlagen (Tab. 2.4.2.1-6). Auch diese Orientierungswerte werden im Bereich der Klappstellen, zum Teil sogar noch unmittelbar nach Baggergutumlagerungen, unterschritten.

Tab. 2.4.2.1-6: Mittlere Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe in Küstengewässertypen der Ostsee (in mg N bzw. P/l; nach *LAWA*, 2007)

| Gew.-Typ | Salinität Ø | Hintergrundwert | | | | | Orientierungswert (1,5 Ref.) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | TN [Jahr] | DIN [Winter] | $NO_3$ [Winter] | TP [Jahr] | $PO_4$ [Winter] | TN [Jahr] | DIN [Winter] | $NO_3$ [Winter] | TP [Jahr] | $PO_4$ [Winter] |
| B1 | 1,8 - 3,5 | 0,14 | 0,10 | 0,07 | 0,016-0,009 | 0,007-0,004 | 0,21 | 0,15 | 0,11 | 0,025-0,016 | 0,009-0,006 |
| B2 | 5 – 18 | 0,18-0,11 | 0,11-0,08 | 0,07-0,04 | 0,019-0,009 | 0,008-0,004 | 0,28-0,17 | 0,17-0,13 | 0,11-0,06 | 0,028-0,016 | 0,012-0,006 |
| B3 | 6,5 – 15 | 0,17-0,13 | 0,10 | 0,07 | 0,019-0,012 | 0,008-0,005 | 0,25-0,20 | 0,15 | 0,11 | 0,028-0,019 | 0,012-0,008 |
| B4 | 10,5-20 | 0,14 | 0,10 | 0,07 | 0,019-0,016 | 0,007-0,006 | 0,21 | 0,15 | 0,11 | 0,028-0,025 | 0,0118-0,008 |
| Arkona-see | 7 – 9 | 0,14 | 0,035-0,030 | 0,035-0,030 | 0,014 | 0,009-0,008 | 0,21 | 0,05-0,04 | 0,05-0,04 | 0,022 | 0,014-0,012 |

### 2.4.3 Erstauswertung von Strömungsmess- und Sondendaten

Vor Beginn der Unterhaltungsbaggerungen und Umlagerungen wurden von der WSA und BAW im unmittelbaren und weiteren Umfeld der Klappstellen *KS 517* und *KS 527* insgesamt etwa 9 unterschiedlich bestückte Geräteträger verankert und durch Bojen gesichert. Die Lage der Bojenstationen kann dem Anhang (Blatt 1, 2) entnommen werden.

Die i.d.R. jeweils in Oberflächen- und Bodennähe ausgebrachten Sonden waren u.a. mit Trübungs- und Strömungsmessern ausgestattet. Die entsprechenden Daten wurden in einem Abstand von 10 Minuten aufgezeichnet. Beim Bergen der Geräte im Juli 2007 wurde festgestellt, dass u.a. fünf der Sonden an drei der Stationen (NO- und SW-Ecke der Klappstelle *KS 517*; vor dem Zudar) nutzbare Datensätze registriert hatten. Eine Kopie dieser nicht validierten Rohdaten wurde dem Gutachter übergeben.

*A) Boje Gelbes Ufer / Zudar*

Die Messsonde wurde auf dem Küstensaum in etwa 1 m Entfernung vom Meeresboden (Wassertiefe ungefähr 4,6 m), d.h. in ca. 3,6 m Tiefe, verankert. Sie wies beim Bergen einen sehr starken Bewuchs auf (s. Abb. 2.4.3-1), der möglicherweise die Funktion der Sensoren beeinflusst hat.

Die für diese Station erhaltenen 7.536 Datensätze überdecken den Zeitraum vom 30.05.2007 / 18:30:00 bis zum 22.07.2007 / 02:20:00.

In Bezug auf die Fragestellung, ob umlagerungsbürtige Trübungswolken die makrophytenreiche Küstenzone erreichen können, wurden die Datensätze der dazu relevanten Strömungsrichtungen für den Gesamtmesszeitraum und für die Zeit der Umlagerungen an der *KS 517* (01.06.-18.06.2007) für die Richtung WNW (ca. 280-290 grd) bzw. für den Sektor West bis Nordnordwest (270-300 grd) selektiert (812 bzw. 145 Datensätze) und wie die Gesamtdaten statistisch in Bezug auf die Populationskenngrößen und Korrelationen untersucht.

Die Ergebnisse dieser statistischen Rechnungen werden in den Tabellen 3-1 und 3-2 der Anlage 3 aufgelistet.

**Die statistischen Auswertungen ergaben keinerlei Hinweise darauf, dass verdriftende Trübungswolken die makrophytenreiche Küste erreicht haben könnten.**

Abb. 2.4.3-1: Bewuchs auf verankerter Messsonde nach ca. 7wöchiger Exposition

*B) Messstelle 3 / Pos. 1*

Das Messgerät war unmittelbar außerhalb der SW-Ecke der Klappstelle *KS 517* ausgebracht worden (Gerät: RCM 9 – 137; Tiefe der Sensoren ca.1 m über dem Meeresboden; Position: 54°13,1877' N / 13°29,8123' O).

Die erhaltenen 7.955 Datensätze überdecken den Zeitraum vom 30.05.2007 / 17:00:00 bis zum 24.07.2007 / 22:50:00.

In Bezug auf die Fragestellung, ob umlagerungsbürtige Trübungswolken meeresbodennahe Gebiete unmittelbar außerhalb der Klappstelle erreichen können, wurden die Datensätze der dazu relevanten Strömungsrichtungen für den Gesamtmesszeitraum und für die Zeit der Umlagerungen an der *KS 517* (01.06.-18.06.2007) für die Richtungen Süd (180 grd) bis West (270 grd) selektiert (1.003 bzw. 268 Datensätze) und wie die Gesamtdaten statistisch in Bezug auf die Populationskenngrößen und Korrelationen untersucht.

Die Ergebnisse dieser statistischen Rechnungen werden in den Tabellen 3-3 und 3-4 der Anlage 3 aufgelistet.

**Sie ergeben Hinweise auf verdriftete Trübungswolken über Grund (etwa 50 % höhere NTU-Mittel- und Meridianwerte).**

*C) Messstelle 3 / Pos. 2*

Das Messgerät wurde unmittelbar außerhalb der SW-Ecke der Klappstelle ausgebracht (Gerät: RCM 9 – 24; Tiefe der Sensoren ca. 2 m unter der Wasseroberfläche; Position: 54°13,1877' N / 13°29,8123' O).

Die erhaltenen 9.106 Datensätze überdecken den Zeitraum vom 30.05.2007 / 18:30:00 bis zum 02.08.2007 / 00:20:00.

In Bezug auf die Fragestellung, ob umlagerungsbürtige Trübungswolken oberflächennahe Gebiete unmittelbar außerhalb der Klappstelle erreichen können, wurden die Datensätze der dazu relevanten Strömungsrichtungen für den Gesamtmesszeitraum und für die Zeit der Umlagerungen an der *KS 517* (01.06.-18.06.2007) für die Richtungen Süd (180 grd) bis West (270 grd) selektiert (1.679 bzw. 602 Datensätze) und wie die Gesamtdaten statistisch in Bezug auf die Populationskenngrößen und Korrelationen untersucht.

Die Ergebnisse dieser statistischen Rechnungen werden in den Tabellen 3-5 und 3-6 der Anlage 3 aufgelistet.

**Sie ergeben keinerlei Hinweise auf verdriftete Trübungswolken nahe der Wasseroberfläche in Gebiete außerhalb der Klappstelle.**

*D) Messstelle 4 / Pos. 1*

Das Messgerät wurde unmittelbar außerhalb der NO-Ecke der Klappstelle ausgebracht (Gerät: RCM 9 – 325; Tiefe der Sensoren ca.1 m über dem Meeresboden; kein Drucksensor vorhanden; Position: 54°13,6470' N / 13°30,6302' O).

Die erhaltenen 9.106 Datensätze überdecken den Zeitraum vom 30.05.2007 / 17:10:00 bis zum 01.08.2007 / 22:40:00.

In Bezug auf die Fragestellung, ob umlagerungsbürtige Trübungswolken meeresbodennahe Gebiete unmittelbar außerhalb der Klappstelle erreichen können, wurden die Datensätze der dazu relevanten Strömungsrichtungen für den Gesamtmesszeitraum und für die Zeit der Umlagerungen an der *KS 517* (01.06.-18.06.2007) für die Richtungen Nord (0 grd) bis Ost (90 grd) selektiert (2.884 bzw. 834 Datensätze) und wie die Gesamtdaten statistisch in Bezug auf die Populationskenngrößen und Korrelationen untersucht.

Die Ergebnisse dieser statistischen Rechnungen werden in den Tabellen 3-7 und 3-8 der Anlage 3 aufgelistet.

**Sie ergeben Hinweise auf verdriftete Trübungswolken über Grund (etwa 50 % höhere NTU-Mittel- und Meridianwerte).**

*E) Messstelle 4 / Pos. 2*

Das Messgerät wurde unmittelbar außerhalb der NO-Ecke der Klappstelle ausgebracht (Gerät: RCM 9 – 19; Tiefe der Sensoren ca. 2 m unter der Wasseroberfläche; Position: 54°13,6470' N / 13°30,6302' O).

Die erhaltenen 9.147 Datensätze überdecken den Zeitraum vom 30.05.2007 / 12:00:00 bis zum 02.08.2007 / 00:40:00.

In Bezug auf die Fragestellung, ob umlagerungsbürtige Trübungswolken oberflächennahe Gebiete unmittelbar außerhalb der Klappstelle erreichen können, wurden die Datensätze der dazu relevanten Strömungsrichtungen für den Gesamtmesszeitraum und für die Zeit der Umlagerungen an der *KS 517* (01.06.-18.06.2007) für die Richtungen Nord (0 grd) bis Ost (90 grd) selektiert (3.675 bzw. 1.124 Datensätze) und wie die Gesamtdaten statistisch in Bezug auf die Populationskenngrößen und Korrelationen untersucht.

Die Ergebnisse dieser statistischen Rechnungen werden in den Tabellen 3-9 und 3-10 der Anlage 3 aufgelistet.

**Sie ergeben keinerlei Hinweise auf verdriftete Trübungswolken nahe der Wasseroberfläche in Gebiete außerhalb der Klappstelle.**

***Allgemeine Tendenzen der Trübungswerte***

Werden die an den 3 Bojenstationen registrierten 5 Trübungsdatensätze graphisch dargestellt (Anlage 3), werden unterschiedliche Szenarien sichtbar, die i.d.R. mit Änderungen der natürlichen Hintergrundbedingungen erklärbar sind:

Die höchsten Werte werden in Starkwindperioden mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten registriert. Hierbei kommt es durch Erosion der Sedimente und/oder der Küste zu einem deutlichen Anstieg der Trübstoffkonzentrationen in der gesamten Wassersäule mit den höchsten Konzentrationen in Grundnähe. Typisch dafür ist die Periode vom 27. zum 29. Juni, aber auch der Bereich des 16./17. Junis sowie der Zeitraum 03.-05.06.2007.

Ein gleichmäßiger Anstieg der Trübungswerte im oberflächennahen Bereich, wie vom 16. bis 22. Juli 2007 zu beobachten, deutet möglicherweise auf eine Zunahme der Phytoplanktonproduktion hin.

Nehmen die bodennahen Trübstoffkonzentrationen gleichsinnig sowohl an der Station 3 als auch an der Station 4, d.h. sowohl im Südwesten als auch im Nordosten der Klappstelle zu, sind als Ursache dafür Ausgleichströmungen im System Strelasund – Greifswalder Bodden – Arkonabecken / Pommernbucht zu vermuten, die zur Aufwirbelung von Sedimenten fähig sind. Solch ein Szenarium könnte für die Zeiträume 02./03.06. und 07./08.06.2007 zutreffen.

Vereinzelt kommt es bodennah zu einem Trübungsanstieg an nur einer der beiden klappstellennahen Messstationen, wie am 01./02.06, am 07.06., am 12./13.06. und am 15.06.2007 zu beobachten. Dies kann als Hinweis für Auswirkungen von Umlagerungen dienen. Allerdings werden solche Hinweise auf bodennah sich möglicherweise ausbreitende umlagerungsbürtige Trübungswolken offenbar nur unter Hintergrundszenarien mit relativ geringen Strömungsgeschwindigkeiten sichtbar. Ein möglicherweise umlagerungsbedingter Anstieg der Trübung lag i.d.R. deutlich unter 10 NTU. Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten dominiert dann wieder die natürliche Erosion des Meeresbodens das „Trübungsklima“, wobei die Werte deutlich über 10 NTU ansteigen.

### 2.4.4 Hydrologische und meteorologische Referenzdaten (IMK M-V)

Zur Bewertung, Einordnung und Validation der im Rahmen der Dauermessungen und Messkampagnen in den Baggerungs- und Umlagerungsbereichen gemessenen Gewässerdaten werden die vom Staatlichen Amt für Umwelt und Natur, Rostock, für den Zeitraum vom

01.01.-30.08.2007 für die Stationen „Göhren“, „Lubmin“ und „Koserow“ bereitgestellten Rohdaten aus dem *Internen Messnetz Küste Mecklenburg-Vorpommern* (IMK) genutzt.

An den unbemannten IMK-Stationen werden meteorologische Parameter (mittlere und maximale Windgeschwindigkeit, mittlere Windrichtung, mittlerer Luftdruck, mittlere Lufttemperatur) in Strandnähe, i.d.R. auf der Düne bzw. von einem 10 m hohen Windmast, und hydrologische Parameter (mittlere Wassertemperatur, signifikante und maximale Wellenhöhe, Wellenperiode, mittlere Wellenanlaufrichtung, Wasserstand, küstennormale und küstenparallele Strömungsgeschwindigkeit) mit Sensoren, die in mehreren Hundert Metern Entfernung vor der Küste in Grundnähe fixiert und mit einer Boje gesichert werden, gemessen und nach Mittelung über Zeiträume von jeweils 10 Minuten aufgezeichnet. Die gemittelten Daten werden über ein Modem fernübertragen. Die Stationen bzw. Sensoren können –bei entsprechender Zugangsberechtigung- über das Fernmeldenetz nahezu in Echtzeit abgefragt werden.

Die Messstation Göhren liegt am Nordstrand des gleichnamigen Ortes, bei Küstenkilometer (KKM) R 093.560, direkt an der Ostsee (Arkonabecken). Die Messsondenträger liegen ca. 320 m vor dem Ufer, die Sensoren in 3,91 m Wassertiefe an der Position (G/K S42/83) HW 6025799 / RW 5418330. Die Ufer-Normale beträgt 42 grd.

Die Messstation Lubmin liegt am Greifswalder Bodden, im westlichen Teil des Ortes, bei Küstenkilometer (KKM) F 536.000. Die Messsondenträger liegen ca. 530 m vor dem Ufer, die Sensoren in 3,72 m Wassertiefe an der Position (G/K S42/83) HW 6002640 / RW 5408820. Die Ufer-Normale beträgt hier 346 grd.

Die Messstation Koserow liegt direkt an der Ostsee (Pommersche Bucht), im westlichen Teil des gleichnamigen Ortes, bei Küstenkilometer (KKM) U 020.685. Die Messsondenträger liegen ca. 182 m vor dem Ufer, die Sensoren in 4,68 m Wassertiefe an der Position (G/K S42/83) HW 5993284 / RW 5434730, am Kopf der Ostsee-Seebrücke. Die Ufer-Normale beträgt hier 39 grd.

Mit Ausnahme der Parameter „mittlere Lufttemperatur außen“ und „ Wasserstand extern“ standen Messreihen für alle Parameter an den drei o.g. Stationen zur Verfügung, allerdings nicht über den gesamten Zeitraum vom 01.01.-30.08.2007. Das betrifft besonders die Station „Göhren“, für die im Januar eine Reihe Parameter nicht gemessen wurden. Aber auch für die Station „Lubmin“ gibt es verschiedentlich Datenlücken in den Aufzeichnungen.

Eine gezielte Auswertung der IMK-Daten wird gegenwärtig vorbereitet. Für die vorliegende Zwischenauswertung wurden fallweise Daten informativ genutzt.

### 2.4.5 Side-Scan-Sonar-Aufnahmen der Klappstellen

Die verwendeten Klappstellen wurden durch das WSA nach (13./14.08.2007) bzw. in einem Fall auch vor ihrer Nutzung für die Umlagerung der aus dem Ziegelgraben und der Palmerort-Rinne gebaggerten Sedimente mit Hilfe eines *Side-Scan-Sonars* (SSS) flächendeckend aufgenommen.

<u>Untersuchungsergebnisse *KS 527*</u> (s. Anhang, Blatt 4a / 4b)

Für diese Klappstelle liegt zusätzlich eine SSS-Aufnahme vom 14.06.2007 vor, d.h. aus der Zeit <u>vor</u> dem Beginn der Umlagerungen. Dadurch war eine sichere Zuordnung der meisten

der insgesamt etwa 28 sichtbaren Umlagerungsspots zweifelsfrei möglich. Beide Aufnahmen decken nicht nur das für die Umlagerung genutzte bzw. betonnte Klappfeld, sondern die gesamte Klappstelle ab. Damit wurden auch die Teile erfasst, auf denen u.a. Restspuren früherer Umlagerungen (z.B. Ausbau der Ostansteuerung Stralsund 2005) noch deutlich auszumachen sind. Darüber hinaus wird die aus den sedimentologischen Untersuchungen ersichtliche Sedimentbedeckung bestätigt.

Am 14. Juni wurden 10 und am 13./14. August 2007 12 parallele Streifen in SW-NO-Richtung, d.h. parallel zum Verlauf der Klappstellengrenzen, mit dem SSS-Gerät abgefahren. Die einzelnen Schüttspots lassen sich sehr gut separieren. Sie haben überwiegend eine elliptische Form. Ihre Größe liegt i.d.R. bei ca. 25-32 m für den kleineren Achsendurchmesser und 43-60 m für den größeren. Das deutet darauf hin, dass die Schüttung sehr kompakt erfolgte, ohne nennenswerte Dispersion. Der „Aufprall“ des Material auf dem Meeresboden hat dort offenbar kein signifikantes Aufwirbeln von Sedimenten („Krater“) verursacht, was aus den Korneigenschaften des Baggergutes und der Sedimente der Klappstelle bereits zu vermuten war. Über die Höhen der „Schüttkegel“ können gegenwärtig keine belastbaren Angaben gemacht werden, sie werden nach den vorliegenden Informationen auf ca. 0,5 m geschätzt.

Die von der Baggerfirma angegebenen Schüttpositionen lassen sich i.d.R. den zu beobachtenden Schüttspots gut zuordnen. Sie liegen zumeist etwa 30-70 m südwestlich der Schüttspots und entsprechen damit etwa dem Zeitpunkt, zu dem auf der in Fahrt befindlichen Schute mit ihrem Aufklappen begonnen wurde. Erwartungsgemäß wurden die südwestlichen Teile des betonnten Klappfeldes, die in Anlaufrichtung von den Schuten zuerst erreicht werden, bevorzugt genutzt (Ersparnis von Zeit und Kraftstoff). Drei bis vier der Schüttkegel liegen ca. 40-80 m außerhalb des Klappfeldes (Südwestecke).

Untersuchungsergebnisse *KS 517* (s. Anhang, Blatt 3)

Auf der *KS 517* kam es zu mindestens 70 Umlagerungen, die wie bei der *KS 527* bevorzugt im südwestlichen Quadranten erfolgten. Diese Klappstelle wurde am 14.08.2007 mit Hilfe von 11 parallelen SSS-Registrierungen in West-Ost-Richtung, d.h. parallel zu den KS-Grenzen, aufgenommen,

Da die an dieser Klappstelle anstehenden Sedimente weitaus feinkörniger sind als an der *KS 527*, waren deutlich abgrenzbare Schüttspots wegen der ähnlichen Schallreflexionseigenschaften des umgelagerten Baggergutes kaum auszumachen. Das Umlagern führte offenbar überdies –in Übereinstimmung mit der Theorie und den vorab formulierten Prognosen- durch seinen Aufprall am Boden zu „Schüttkratern“, die dann sofort wieder mit Baggergut verfüllt wurden. Resuspendiertes Sediment, ergänzt durch dispergiertes schluffiges Baggergut, setzte sich dann nach Transport in bodennahem Wasser in Driftrichtung wieder ab. Die daraus resultierende Neuauflage des Sediments wird in der SSS-Registrierung durch eine Vertiefung des Grautons erkennbar. In Übereinstimmung mit der für den Umlagerungszeitraum für die *KS 517* dominierenden Strömungsrichtung (SSW) setzte sich diese bodennahe Trübungswolke dann, über die SW-Ecke der Klappstelle bis zu 500 m hinausragend, wieder ab. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass eine Starkwindperiode unmittelbar

nach dem Umlagern (27.-29.06.2007) noch nicht wieder konsolidiertes Oberflächensediment/Baggergut massiv verdriftete und damit zu den beobachteten SSS-Mustern beitrug.

Für die einzelnen Schüttspots wird hier von einem etwas größeren Wert im Vergleich zur *KS 527* ausgegangen (ca. 1.500 $m^2$). Zwar erfolgt der „Aufprall“ elastischer und aus geringerer Höhe (ca. 7 m *vs* ca. 9 m), andererseits erzeugt die Resuspension anstehender Sedimente Trübstoffwolken, die nach dem Absetzen die physikalischen Eigenschaften der Sedimentoberfläche SSS-sichtbar, zumindest zeitweilig, verändern. Mit anderen Worten: Der zentrale Einwirkbereich mit den deutlichsten Auswirkungen (Überschüttung, Absterben von Fauna) wird geringer, dafür aber der Bereich mit geringeren Auswirkungen größer.

### 2.4.6 Untersuchungen zur Ausbreitung von Trübungswolken

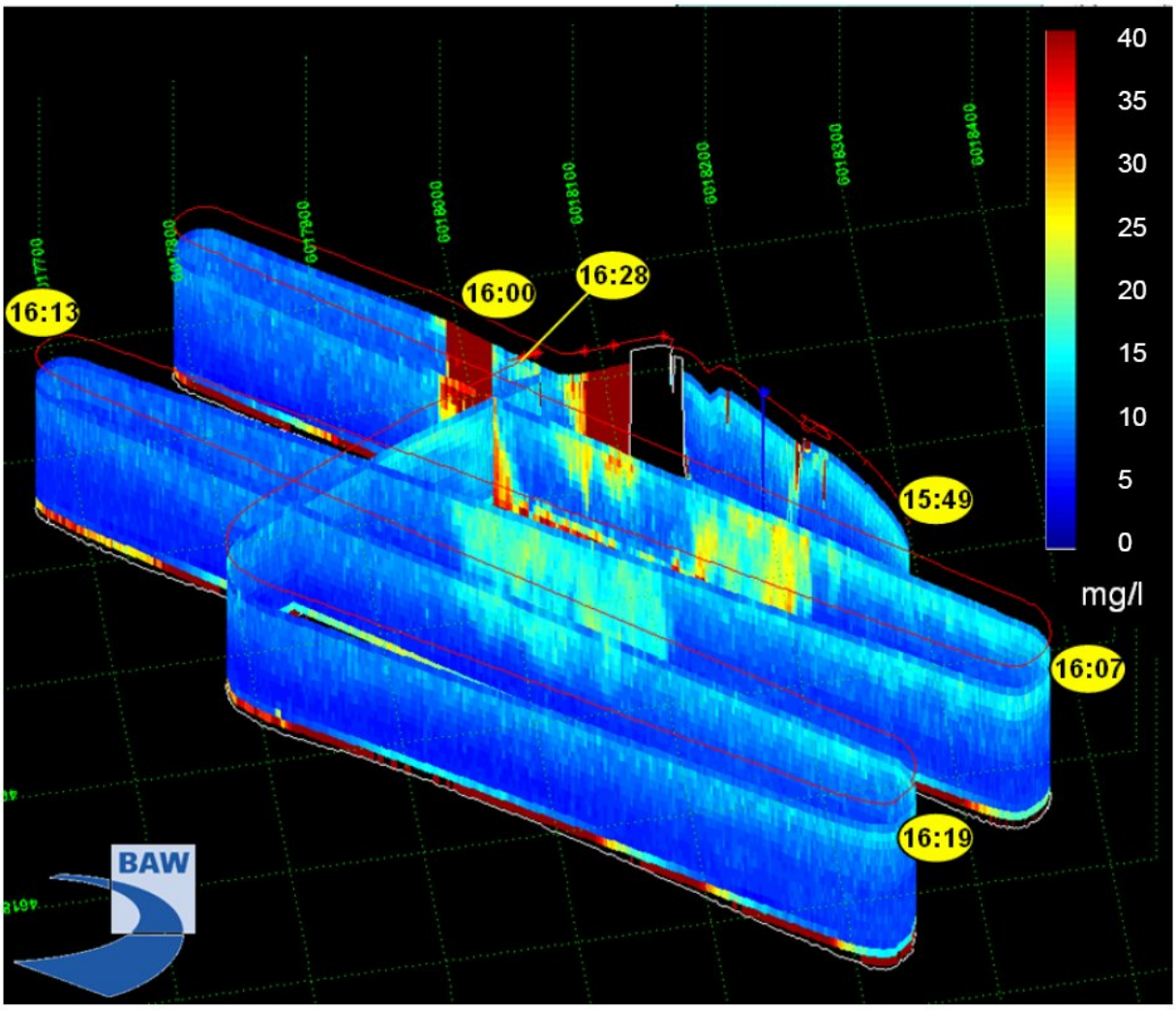



Abb. 2.4.6-1: Trübungswolken beim Umlagern von Schluffsedimenten, *KS 527*, 18.07.2007 (*Maushake*, 2007)

Im Rahmen der Erprobung eines schiffsgestützten Verfahrens zur Erfassung von suspendierten Feststoffen in der Wassersäule durch die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) erfolgten am 18. Juli 2007 in der Zeit von etwa 11.30 – 16.30 Uhr Messungen auf der Klappstelle *KS 527* (*Maushake*, 2007). Dabei wurden die 3D-Ausdehnung und die Verdriftung von Trübungswolken unmittelbar nach zwei Verklappvorgängen unter Einsatz eines akustischen Strömungsmessers (ADCP[5]) verfolgt. Außerdem wurden zur Kalibrierung Pumpproben des Wassers genommen und auf ihren Schwebstoffgehalt analysiert. Die ADCP-Messdaten wurden dann mittels einer Kalibrierfunktion auf absolute Schwebstoffgehalte umgerechnet.

Dem als Anlage 5 dieser Unterlage komplett beigefügten Bericht wurden die Abbildungen 2.4.6-1 und 2.4.6-2 entnommen. Die Untersuchungen zeigen, dass die Trübungswolken Längs- und Querausdehnungen von ca. 500 x 200 m (Umlagerung 1 / *V1*) bzw. 300 x 400 m (*V2*) hatten und die Wassertrübungen generell innerhalb von 30-40 Minuten überall wieder auf den Hintergrundwert zurückgegangen waren. Bei *V1* setzte dabei die Strömung mit etwa 7 cm/s in Richtung 200 grd (SSW), bei *V2* mit ca. 9 cm/s in Richtung 150 grd (SO). In keinem Fall gingen die Trübungswolken über das durch Tonnen begrenzte Umlagerungsareal hinaus.

[5] Das ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) ist ein Ultraschall-Doppler-Gerät für die Messung von 3D Strömungsgeschwindigkeiten über die Tiefe.

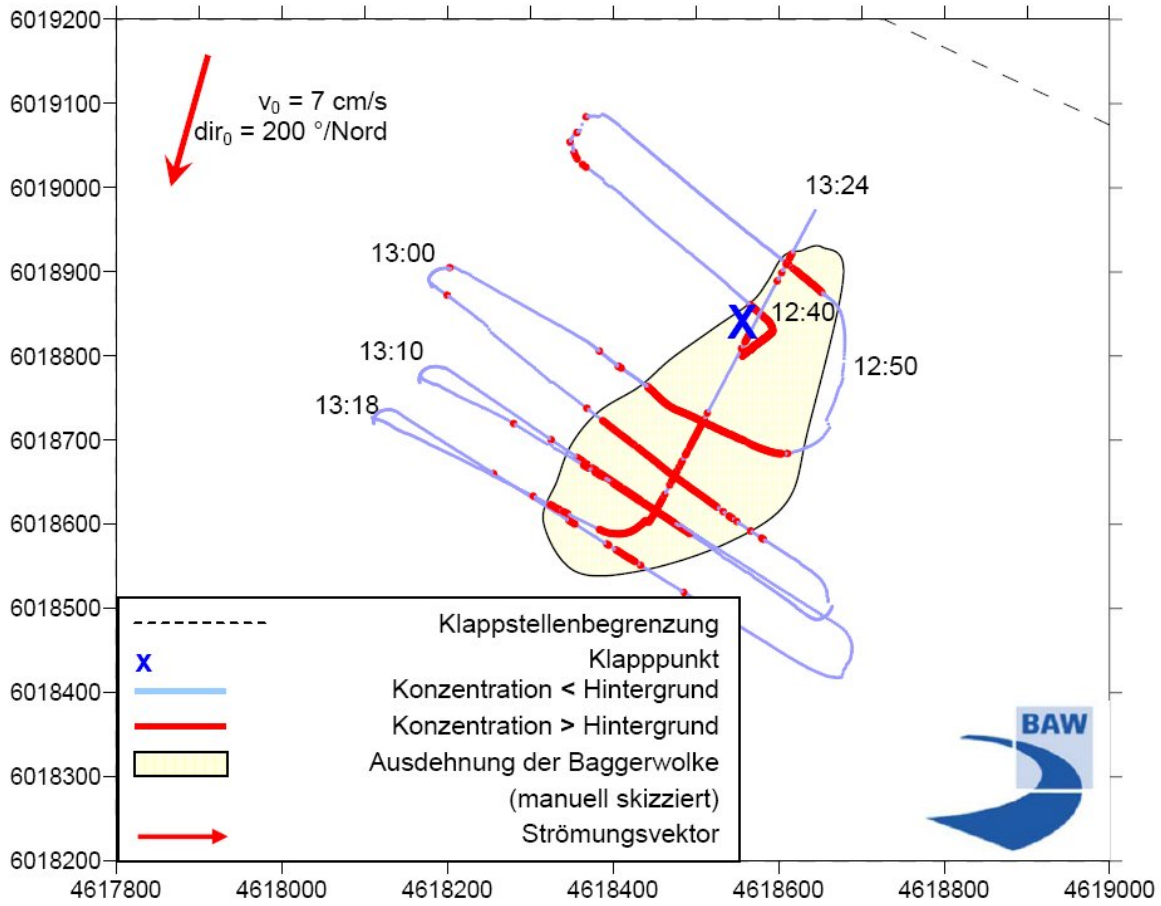



Abb. 2.4.6-2: Ausdehnung von Trübungswolken beim Umlagern von Schluffsedimenten, *KS 527*, 18.07.2007 (Maushake, 2007)

Die in dem Gutachten angegebenen Hintergrundwerte zur absoluten Konzentration der Schwebstoffe von im Mittel etwa 17,5 mg/l liegen im Vergleich zu den o.g. Feldmessungen (TNU-HRO/LUNG) und nach Literaturangaben zur Ostsee relativ hoch. Sie werden in dieser Größe i.d.R. nur bei außergewöhnlichen Ereignissen (Sturm) und/oder in Küsten- bzw. Grundnähe beobachtet.

Da es aus methodischer Sicht keine universale Korrelation zwischen gravimetrisch und nephelometrisch gemessenen Schwebstoffkonzentrationen geben kann (Thackston & Palermo, 2000), sind solche augenscheinlichen Differenzen hinzunehmen. Auch Valeur (2004) weist auf die Notwendigkeit hin, saisonangepasste Umrechnungsfaktoren zwischen Trübungsmessungen und realen Schwebstoffkonzentrationen zu verwenden. Gegenüber anderen Jahreszeiten waren z.B. bei Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Bau der Öresundbrücke im Sommer aufgrund der relativ großen Lichtschwächung durch Algen und anderes partikuläres organisches Material bis zu 6fach höhere Faktoren (6 NTU/(mg/l) erforderlich, um aus Trübungswerten entsprechend realistische SPM-Konzentrationen abzuleiten. Im

Winterhalbjahr, in dem mineralische Suspensionen dominieren (ca. 0-2 mg/l), entfielen solche Korrekturen {1 NTU/(mg/l)}.

In Trübungswolken wurden durch *Maushake* (2007) bis zu 127 bzw. 317 mg/l beobachtet.

Bei einer Bewertung der am 18.07.2007 durch die Bundesanstalt für Wasserbau gemessenen Ausdehnung und Ausbreitung von Trübungswolken an der Klappstelle *KS 527* ist zu berücksichtigen, dass das Absetzen des Baggergutes (jeweils ca. 660 $m^3$) durch die verwendeten Klappschuten *HH 204* bzw. *HH 205* i.d.R. nicht punktgenau, sondern bei langsamer Fahrt voraus, üblicherweise bereits in einem Kreisbogen, erfolgt, um damit ein komplettes Abrutschen und Ausspülen des Materials zu erreichen und möglichst schnell und auf kürzestem Weg die Kursrichtung für die Rückfahrt zum Baggerungsort einzunehmen. Dementsprechend ist mit einem Ausgangs-„Trübungsfleck“ von mindestens ca. 200 m Durchmesser zu rechnen und nicht von einem Fleck, der idealerweise den räumlichen Ausmaßen der Schute (Länge: ca. 50 m; Breite: ca. 15 m) entsprechen würde.

Belastbare Werte von Dauermessungen verankerter Sonden lagen dem Gutachter für die Klappstelle *KS 527* leider nicht vor. Datenfragmente von einer ca. 2 km nördlich des Klappfeldes verankerten Station deuten für den 18.07.2007 auf im Verlaufe der Untersuchungen im Uhrzeigersinn von südlichen in nördliche Richtungen drehende Strömungen hin. Dies wird im Wesentlichen durch die über die BSH-Internetseite für den Untersuchungszeitraum verfügbaren Strömungsprognosen und durch Strömungsmessungen an der IMK-Station Göhren bestätigt.

# 3. Auswirkungen der Umlagerung von Schluffsedimenten im Bodden

## 3.1 Einführung

Um die generellen Auswirkungen von Baggerungen und Umlagerungen des Baggergutes in einem Gewässer, z.B. in Bezug auf die Ökologie, die lebenden Ressourcen an Fisch und Schalentieren sowie auf die kommerzielle Fischerei bewerten zu können, ist eine schematische Übersicht zu den vorgelagerten Entscheidungsbäumen im Sinne einer UVU nützlich. Abbildung 3.1-1 bietet dafür eine Grundlage, die mit Blick auf das jeweils betrachtete Schutzgut und basierend auf entsprechendem Fach- sowie regionalen/lokalem Hintergrundwissen zu nutzen ist. Hypothetische Fallbeispiele können dies aus Sicht der Effekte (z.B. Reduktion der Artenvielfalt, Artenhäufigkeit und Biomassen; Überschütten des Sediments; Verminderung von Fanggründen, Fängen & Einkommen) und der Rezeptoren (z.B. benthische Makrofauna, kommerzieller Fischfang und Heringslaichgründe) illustrieren:

Die prognostizierte Veränderung der Umwelt (Auswirkung) durch die Ablagerung von Sedimentsuspensionen könnte so hinsichtlich des räumlichen Ausmaßes nach *MIRO* (2003) noch als „lokal“ angesprochen werden, falls diese, wie die bisherigen Felduntersuchungen zu Veränderungen im Wasserkörper und am Meeresboden zeigen, auf einen Umkreis von etwa 5 km um die Bagger- bzw. Schüttstelle begrenzt bleiben

Der Grad der baggerungs-(bzw. verklappungs-) bedingten Deposition könnte in Relation zu den natürlichen Hintergrundbedingungen (Sedimentablagerungs- bzw. Transportraten) bewertet werden. Häufig ist hier mit einem *hohen* Auswirkungsgrad zu rechnen.

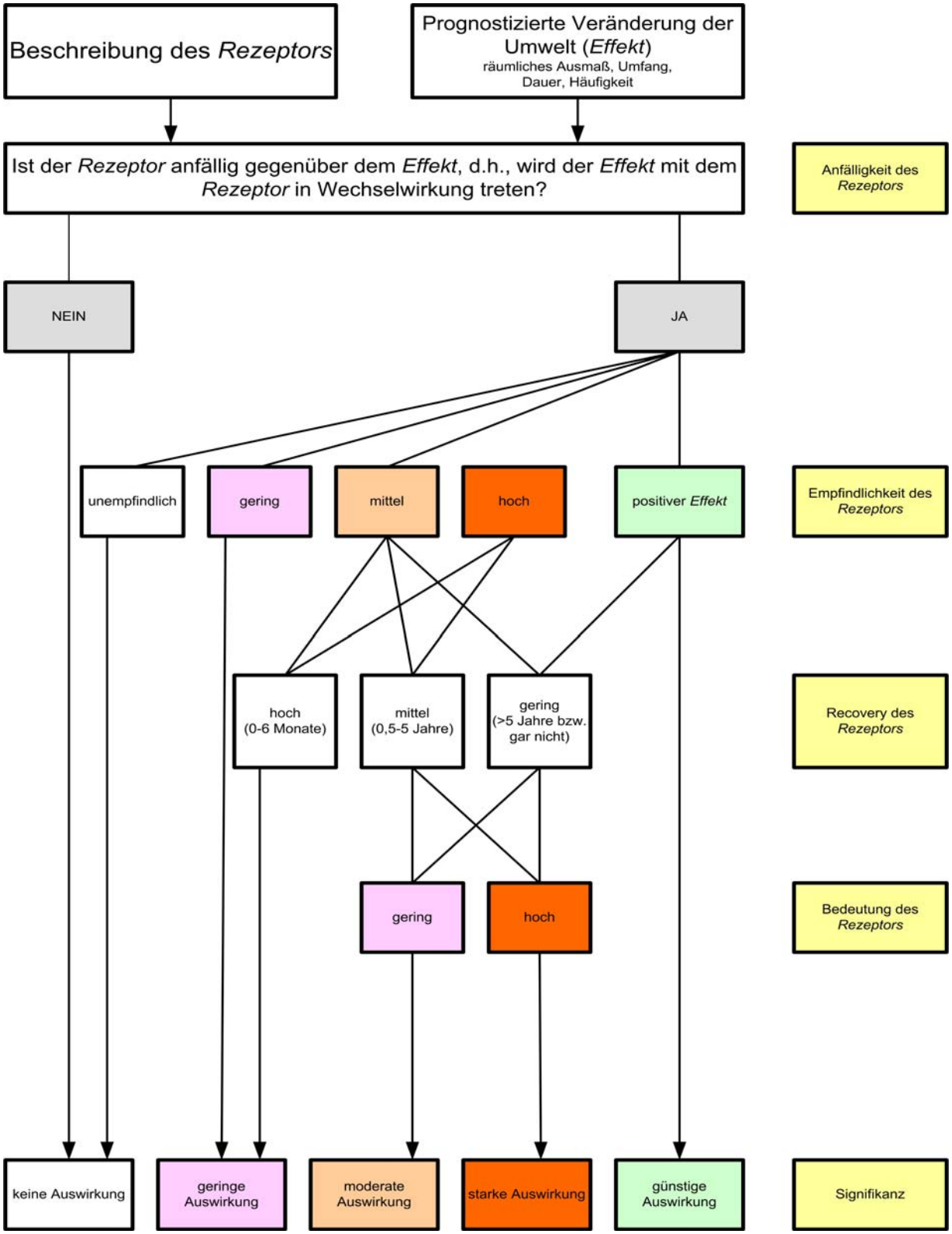



Abb. 3.1-1: Bewertungsschema für Umweltauswirkungen bei Baggerungsvorhaben

Aus Sicht der Rezeptoren wäre zuerst zu hinterfragen, ob diese in Bezug auf die Einwirkungen überhaupt anfällig sind und bei Bejahung dieser Frage, ob sie empfindlich reagieren oder die Einwirkung (z.B. bei Fischen durch Ausweichen auf gleichartige Gebiete) tolerieren können. Wichtig ist natürlich auch die Frage nach der generellen „Bedeutung" des jeweiligen Rezeptors.

Die Wiederherstellung der ursprünglichen Wertigkeit des durch Baggerung und/oder Verklappung beeinträchtigten Gebietes für den jeweiligen Rezeptor ist entsprechend differenziert zu betrachten: Durch Baggerungen/Umlagerungen für die kommerzielle Fischerei zeitweilig nicht nutzbare Gebiete können nach Aufhebung von Sperrungen i.d.R. sofort wieder für den pelagischen Fischfang genutzt werden. Behinderungen bzw. verminderte Erträge könnte es hingegen in Bezug auf benthische Trawlfänge bzw. daraus resultierende Fangmengen geben.

Benthische Makrofauna kann durch Baggerungen bzw. Umlagerungen beeinträchtigte Sedimente prinzipiell in übersehbaren Zeiträumen nahezu identisch wiederbesiedeln, solange die Substrateigenschaften nicht grundsätzlich verändert wurden. Die erforderlichen Wiederbesiedelungszeiten sind tiefen- bzw. substratabhängig (Abb. 3.1-2). Die dazu vorhandenen Kenntnisse basieren auf einer soliden Basis, da die Frage der Wiederbesiedelung des Meeresbodens nach massiven Eingriffen zur Entnahme von Sand und Kies für Baumaßnahmen im terrestrischen und aquatischen Bereich, insbesondere auch für Strandaufspülungen, in den europäischen Küstenmeeren seit Jahrzehnten untersucht wird. Eine vergleichbare Datenbasis zu Umweltauswirkungen des Ausbaus und der Unterhaltung von Fahrrinnen gibt es nicht. Da jedoch die bei solchen Maßnahmen mit oft identischen Techniken gebaggerten Sedimente teilweise einer ähnlichen Verwendung zugeführt werden, sind genügend Anknüpfungspunkte an die Sand- und Kiesgewinnung vorhanden, um die dort beobachteten Umweltauswirkungen bei der Bewertung von Baggermaßnahmen angepasst zu nutzen.

In Großbritannien wurden z.B. in der Vergangenheit jährlich im Mittel etwa 23-28 Millionen Tonnen Sand und Kies für solche Zwecken von den dafür reservierten Flächen (1.506 $km^2$) gefördert (*Hitchcock & Bell,* 2004). Im Auftrag der daran beteiligten Industrieverbände wurden umfangreiche wissenschaftliche Studien erarbeitet, deren Ergebnisse der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen (u.a. *Newell* u.a., 1998, 2004; *MESL*, 2004, 2007; *Gubbay*, 2003; *Seiderer* & *Newell*, 1999; *Boyd* u.a., 2005).

Von 1992 bis 2002 nahmen z.B. in der Europäischen Union die dem Meer jährlich entnommenen Sand- und Kiesmengen von etwa 30 auf 60 Millionen Kubikmeter zu (*Birklund & Wijsman*, 2005). Mehr als die Hälfte davon wird von den Niederlanden gefördert. Etwa 40 % der im Bereich der Nordsee von den Anrainern geförderten Sedimente dienten dabei der Strandaufspülung (*ICES*, 2003).

Im Rahmen des EU-Projektes „SANDPIT" (*Sandpit*, 2003, 2004) werden seit April 2002 die durch Baggerungen vor der holländischen und französischen Kanalküste entstandenen untermeerischen Sandgruben und Fahrrinnen auf deren sedimentologischen, physikalischen, chemischen, biologischen und ökologischen Auswirkungen auf die Meeresumwelt untersucht. Die durch Saugbagger erzeugten Gruben weisen, im Vergleich zur Umgebung, Tiefen zwischen 4 und 24 m auf und sind bis zu 3 km lang und breit. Da die betroffenen Meeresbo-

denflächen dem Gezeiteneinfluss unterliegen, mit maximalen Ebb- bzw. Flutstromgeschwindigkeiten zwischen 0,5 und 1,5 m/s, sind Vergleiche mit den Bedingungen an untermeerischen Sandfördergruben vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns nur bedingt möglich.

Zu erwähnen wären in diesem Zusammenhang auch die Aktivitäten des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES), die Auswirkungen der untermeerischen Sand- und Kiesgewinnung auf die Fischerei im Besonderen und auf die Meeresumwelt im Allgemeinen in den Mitgliedsländern durch entsprechende Richtlinien ihrer *Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem* (*WGEXT*, WG-Reports 1999 bis 2006) zu regulieren (*ICES*, 1992, 2001).

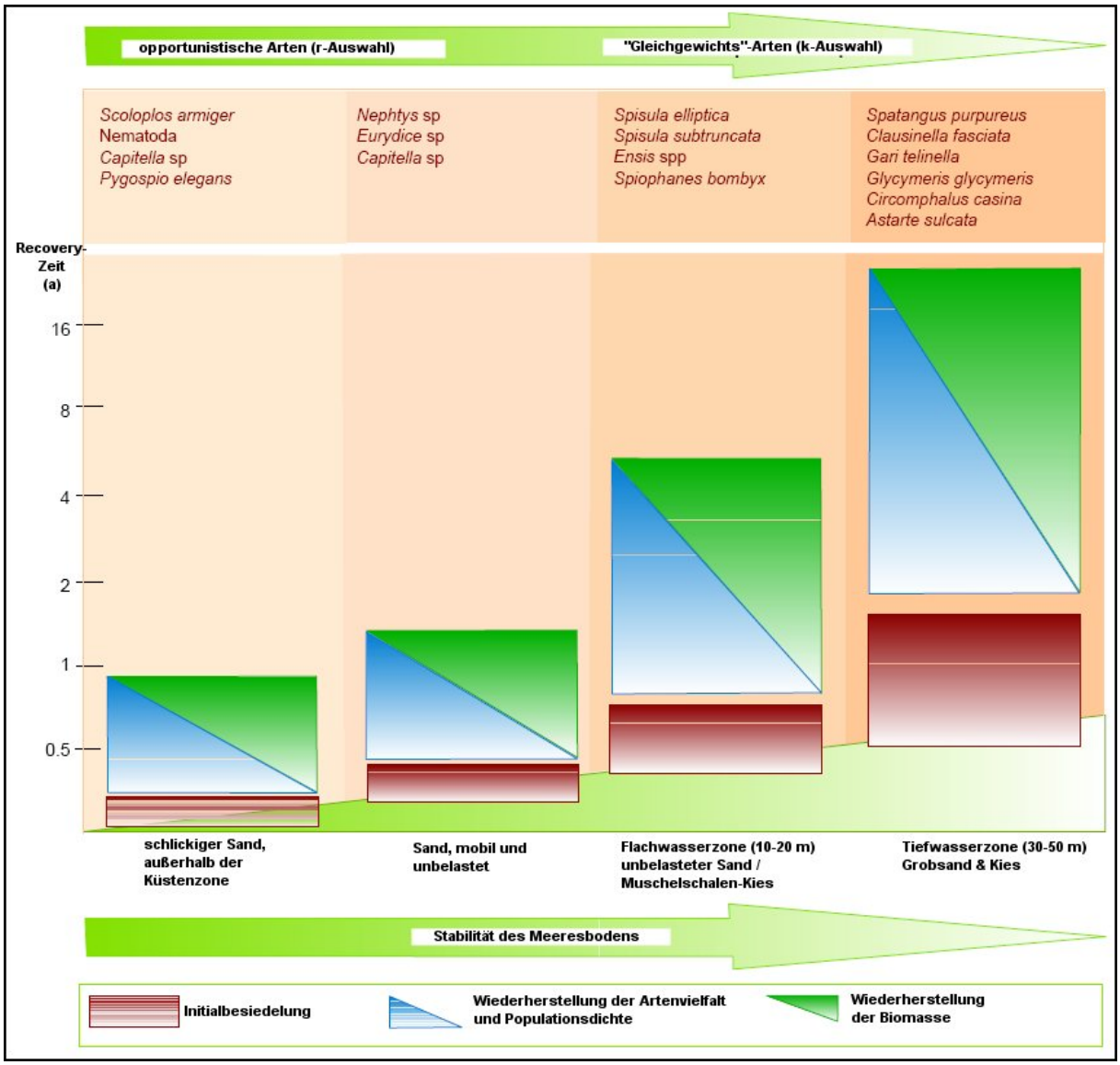



Abb. 3.1-2: Wiederbesiedelungszeiten der durch Baggerungen beeinträchtigten Substrate mit Makrofauna (nach *MESL*, 2004, 2007)

Baggerungen verursachen danach z.B. beim Makrozoobenthos einen etwa 30-70%igen Rückgang der Artenvielfalt, eine 40-95%ige Reduzierung der Individuenzahl und eine 60-90%ige Abnahme der Biomasse (*Newell* u.a., 1998, 2004; *MESL*, 2007). Die Wiederbesiedelung der betroffenen Flächen durch benthische Makrofaunagesellschaften ist in schlickigen Sedimenten innerhalb von einem Jahr zu erreichen (Abb. 3.1-2, nach *MESL*, 2004, 2007). Inwieweit solche Prognosen auf die hier relevanten Baggerungs- und Umlagerungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Strelasund, Greifswalder Bodden, Pommersche Bucht, Peenestrom,...) zu übertragen sind, bleibt der speziellen fachgutachterlichen Bewertung vorbehalten.

## 3.2 Ausbreitungsverhalten

Zur Problematik der Umlagerung feinkörniger Sedimente sollen weitere Informationen gegeben werden. Dazu werden die dabei ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse und Auswirkungen in Abbildung 3.2-1 schematisch verkürzt dargestellt.

Auf die physikalischen Eigenschaften des gebaggerten Aushubmaterials, insbesondere sein Ausbreitungsverhalten beim Einbringprozess, nehmen sowohl die Baggerung als auch der Transport und das Einbringen einen maßgeblichen Einfluss.

<u>Einflüsse durch den Baggerungsvorgang und den Transport</u>

Das Feststoff-/Seewasser-Verhältnis in den Schuten, das Absinkverhalten des Aushubmaterials aber auch die Wasserqualität am Standort der Baggerung werden durch die eingesetzte Technik bestimmt (*TÜV*, 1999). Die verwendete Technik beeinflusst maßgeblich die Spezifik der beim Baggern und Einbringen unvermeidbaren Ausbreitung von Schwebstoffen. Nach *USACE* (1986b, 1988a) verursachen z.B. Schneidkopfsaugbagger bei adäquater technischer Ausführung und richtiger Handhabung am Ort der Baggerungen i.d.R. die geringsten Schwebstoffkonzentrationen im Wasser, wobei die Trübungswolke auf die Wasserschicht unmittelbar über dem Sediment beschränkt bleiben kann. Hopperbagger rufen im Vergleich dazu höhere Schwebstoffkonzentrationen über dem Sediment hervor, bei der oft üblichen "*overflow*"-Operation auch im oberen Teil der Wassersäule.

Eimerketten- und Greiferbagger verursachen i.d.R. über die gesamte Wassersäule erhöhte Schwebstoffkonzentrationen. Typisch sind Trübstofffahnen, die an der Oberfläche eine Ausdehnung von ca. 300 m und bodennah etwa 500 m erreichen können. Die Schwebstoffkonzentrationen können in den Trübstoffwolken in der Nähe des Baggers etwa 500 mg/l erreichen, im Mittel über die Wassersäule dagegen nur ca. 100 mg/l. Mit zunehmender Entfernung vom Bagger und nach dem Einstellen der Arbeiten gehen die Schwebstoffkonzentrationen nach 1-2 h auf normale Hintergrundwerte zurück. Die Verwendung wasserdicht schließender Greifer verringert die Schwebstoffkonzentrationen am Baggerungsort, überträgt jedoch mehr Seewasser in die Schuten, wo es suspensionsfördernd wirkt und beim Umlagern demzufolge höhere SPM-Konzentrationen in der Wassersäule erzeugt.

Der Vorteil in der Verwendung von Eimerketten- und Greiferbaggern (wie bei dem hier zu betrachtenden Vorhaben) liegt vor allem darin, dass der ‚Boden'anteil[6] am geförderten Aushubmaterial (ca. 65-85 %) deutlich höher liegt als bei hydraulischen Verfahren (*USACE*, 1983, 1986a). Bei schluffigem (bindigem) Material bleibt der Sedimentverbund bis zur abgeschlossenen Umlagerung großenteils erhalten. Ein hoher Bodenanteil reduziert die Anzahl der Schutenbewegungen und hält Resuspensionsverluste beim Transport in engen Grenzen. Beim Baggern erzeugte Sedimentklumpen erreichen die Umlagerungsfläche oft ohne große Veränderungen, sie sinken rasch ab und nur ein kleiner Teil des Materials wird suspendiert.

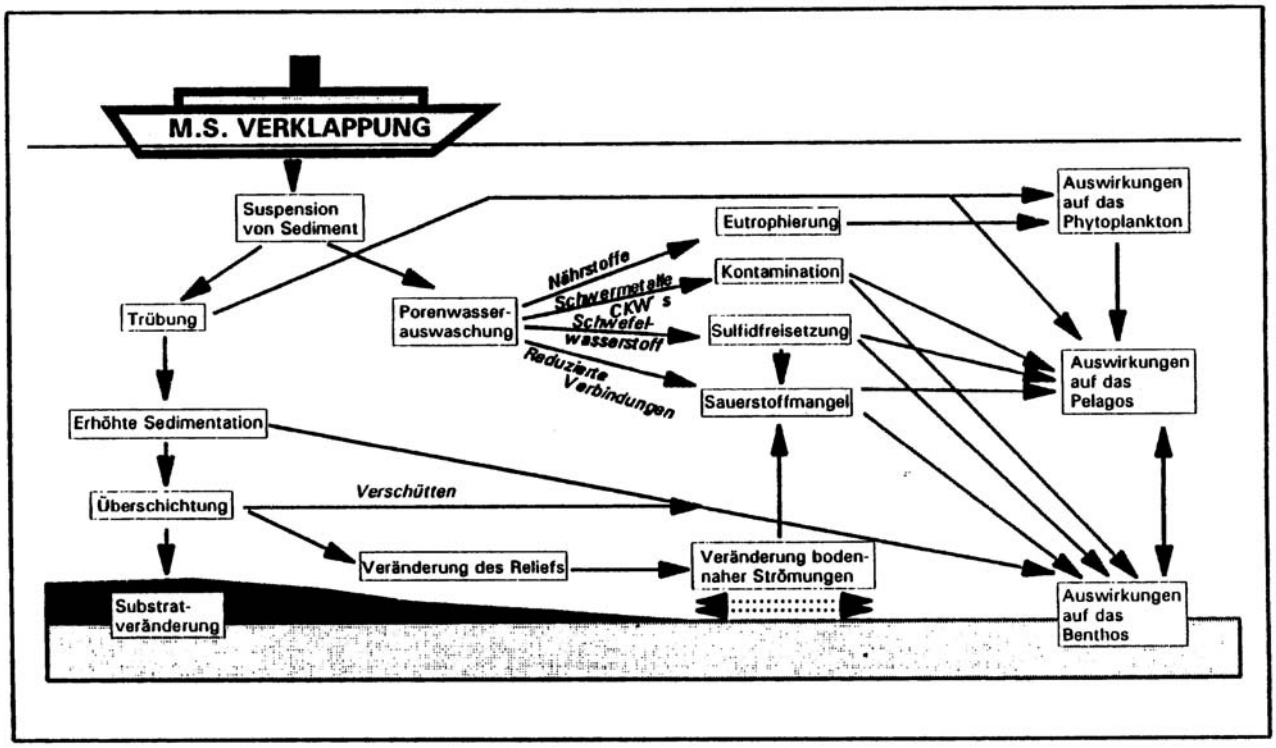



Abb. 3.2-1: Schematische Darstellung physikalischer, chemischer und biologischer Zusammenhänge bei Umlagerungen

Einflüsse durch den Einbringvorgang

Das physikalische Verhalten von Aushubmaterial bei der Einbringung auf See wurde bereits in einer Reihe von Arbeiten beschrieben bzw. modelliert (*USACE*, 1986a; *MIRO*, 2003; *John* u.a., 2000; *HR Wallingford*, 2003). Danach lässt sich das Verhalten des Materials drei deutlich voneinander abgrenzbaren Transportphasen zuordnen, d.h.

(*a*) dem konvektiven Absinken,

(*b*) dem dynamischen Kollaps am Meeresboden, und

(*c*) einer länger andauernden passiven Diffusion.

[6] Verhältnis des Sediments *in situ* zu seinem Anteil im Aushubmaterial

Beim Umlagern bildet sich in der „dynamischen Trübstoffbildungsphase“ ein zum Meeresboden gerichteter flüssigkeitsähnlicher *Partikel-Jet* (Abb. 3.1.1-1), in dessen Zentrum sich dichteres kohäsives Material befindet. Durch turbulente Scherungskräfte wird Wasser in den Jet eingesogen und im oberen Teil der Wassersäule Materialien extrem geringer Dichte abgespalten, die bei späteren Materialbilanzen als Verlust verbucht werden. Als Faustregel gilt, dass solche Materialverluste mit geringer werdender Wassertiefe (hier nur 7 m bzw. 9 m), mit zunehmenden Bodenanteilen im Aushubmaterial und größerer Kompaktheit des Einbringungs”jets” abnehmen.

Die Hafteigenschaften (Plastizität, Flockung, Pelletisierung) des betreffenden feinkörnigen Aushubmaterials bewirken entscheidende Verhaltensänderungen bei hydrodynamischen Einwirkungen. So kann z.B. ein Schluffpartikel im geschlossenen Oberflächensedimentverband durch diese Hafteigenschaften das scheinbar Dreifache seines Gewichts aufweisen, wenn das „Korn“ von der Gewässersohle durch das strömende Medium aufgewirbelt werden soll. Auf Wasserturbulenzen kann solch ein Feinkorn-Sedimentverband dann quasi elastisch reagieren.

Im Hinblick auf die Sinkgeschwindigkeit verhalten sich Suspensionswolken dieses Materials ebenfalls deutlich anders als Einzelpartikel. Die Wolke fällt bis zu 3fach schneller als Einzelpartikel, wenn sie so dicht wird, dass das Wasser zwischen den Partikeln der Wolke nicht frei fließen kann („Tropfeneffekt“). In der Suspensionswolke führen die Einzelpartikel dann Sekundärbewegungen aus (Prinzip einer „mitlaufenden Wand“), was zu einer Fallgeschwindigkeitserhöhung führt. Der Fallvorgang der Korngruppe im Kernbereich des verklappten Materials verläuft dabei deutlich schneller als der von einzelnen Sedimentpartikeln (Abb. 3.2-2).

Der Einfluss der „dynamischen Phase“ erstreckt sich nach *John* u.a. (2000) und *MIRO* (2003) i.d.R. auf einen Umkreis von maximal 100-200 m um die Schute. Beim Auftreffen auf den Boden breiten sich das verklappte Material und resuspendiertes Sediment über dem Boden radial pfannkuchenartig in einer Feststoffwolke hoher Dichte, mit Materialkonzentrationen im Bereich von mehreren tausend Milligramm pro Liter, aus. Aus diesem Dichtestrom setzt sich die überwiegende Menge des Sediments rasch ab, besonders dann, wenn die Partikelkonzentration hoch und die Strömungsgeschwindigkeit gering ist. In Abhängigkeit von der natürlichen Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Klappstelle kommt es daneben zur Vermischung und Ausbildung einer Schwebstoffwolke.

In der „passiven Phase“ breiten sich die in der „dynamischen Phase“ in der Wassersäule und beim Sedimentaufprall des Baggergutes entstandenen Trübstoffwolken aus. Auf diese Ausbreitung nehmen die hydrodynamischen Umgebungsbedingungen einen weitaus größeren Einfluss als auf die Vorgänge der „dynamischen Phase“. Die zur Bildung und Ausbreitung von Trübstoffwolken im marinen Bereich durchgeführten Untersuchungen (*USACE*, 1986a; *MIRO*, 2003; *John* u.a., 2000; *HR Wallingford*, 2003) erfolgten überwiegend in küstennahen und Ästuargebieten, in denen die hydrodynamischen Randbedingungen durch Gezeitenströme dominiert waren.

Die Ausbreitung von Schwebstoffteilchen in der Wassersäule während der „passiven Phase“ wird mit Hilfe von Modellen berechnet, welche advektive und Diffusionsterme berücksichti-

gen und für die sowohl analytische als auch numerische Lösungen möglich sind. Analytische Advektions-/Diffusions-Modelle sind einfach und schnell in der Anwendung. Sie basieren auf analytischen Lösungen für einen ständigen Materialeintrag, der sich in zweidimensionaler Richtung ausbreitet. Die Verwendung der daraus resultierenden Ergebnisse in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen wird derzeit als ungenügend robust und deshalb als unzureichend angesehen (MIRO, 2003).

Numerische Advektions-/Diffusions-Modelle sind vom Grunde her (2D- oder 3D-) Transportmodelle für suspendierte Sedimente. Die Modellergebnisse sind belastbarer als die von analytischen Lösungen. Die Vorhersagen sind hinsichtlich ihrer Genauigkeit jedoch ebenfalls denen von *Lagrangschen* Modellen deutlich unterlegen. Letztere versuchen nicht, die Advektions-/ Diffusionsgleichungen zu lösen, sondern betrachten die Schwebstoffwolke als Population individueller Partikel, die einzeln über die Modellgrenzen hinaus gemäß den Strömungsvorhersagen transportiert werden.

Generell ist jedoch anzumerken, dass die Unterschiede bei Ergebnissen, die aus der Anwendung dieser Modelle resultieren, gering sind im Vergleich zum Einfluss der Quellterme (z.B. Freisetzungsrate von Schwebstoffen während der „dynamischen Phase“) darauf (MIRO, 2003).

Die Untersuchungen an den für eine Umlagerung im Gewässer vorgesehenen Sedimenten der Palmerort-Rinne und des Ziegelgrabens haben gezeigt, dass es sich überwiegend um feinkörniges Material handelt. Mit Blöcken und Klumpen war im Aushubmaterial nicht zu rechnen. Das Absetzen des Materials erfolgte entsprechend ‚sanft‘, ohne deutlichen Kollaps. Die Menge des dabei am Einbringungsort aufgewirbelten Sediments des zentralen Greifswalder Boddens ist gering. Zeitweise resuspendiertes Oberflächensediment setzte sich mit dem großen Überschuss des Aushubgutes wieder ab, ohne sich zuvor erheblich in vertikaler und weniger als 500 m in horizontaler Richtung ausgebreitet zu haben. Vorteilhaft war die Verwendung größerer Spaltklappschuten. Dadurch wurde die Fallhöhe verringert und das Material deutlich unterhalb der Wasseroberfläche, über weniger als 3-4 m Wassersäule auf dem Boden abgesetzt.

Schätzungen zur Größenordnung von Materialverlusten schluffigen Baggergutes beim Umlagern liegen nach den Untersuchungen einer Reihe von Autoren an 9 Verbringungsgebieten in den USA zumeist um 1 %, nur in drei Fällen wurden größere Verluste, bis zu 5 %, registriert. Die Wassertiefen der Klappstellen in den USA lagen zumeist deutlich über denen an der *KS 517* bzw. *KS 527* im Greifswalder Bodden. Demgemäß überschätzen die o.g. Zahlen deutlich die real bei dem hier zu bewertenden Vorhaben eingetretenen „Verluste“.

Die an der Einbringstelle beim Umlagerungsvorgang vorherrschenden lateralen Strömungen nehmen kaum Einfluss auf das generelle Verteilungsmuster des Aushubmaterials und die räumliche Ausdehnung der Bodenablagerungen. Es kommt jedoch i.d.R. im Verlaufe der Zeit zu einer Verschiebung des Ablagerungsflecks in Hauptstromrichtung (sh. auch Ergebnisse des BMBF-Projekts *DYNAS*). Diese Verlagerung erfolgt unter Sortierung und war aus SSS-Registrierungen an der *KS 517* ersichtlich (Anhang 4).

Einwirkungen einer Verbringung schluffigen Materials auf den mittleren und oberen Teil der Wassersäule sind i.d.R. gering. Die laterale Ausbreitung und die Verweilzeit der sich dabei

entwickelnden Schwebstoffe werden von den jeweiligen Strömungsverhältnissen stark beeinflusst (s.a. Abb. 3.2-2).

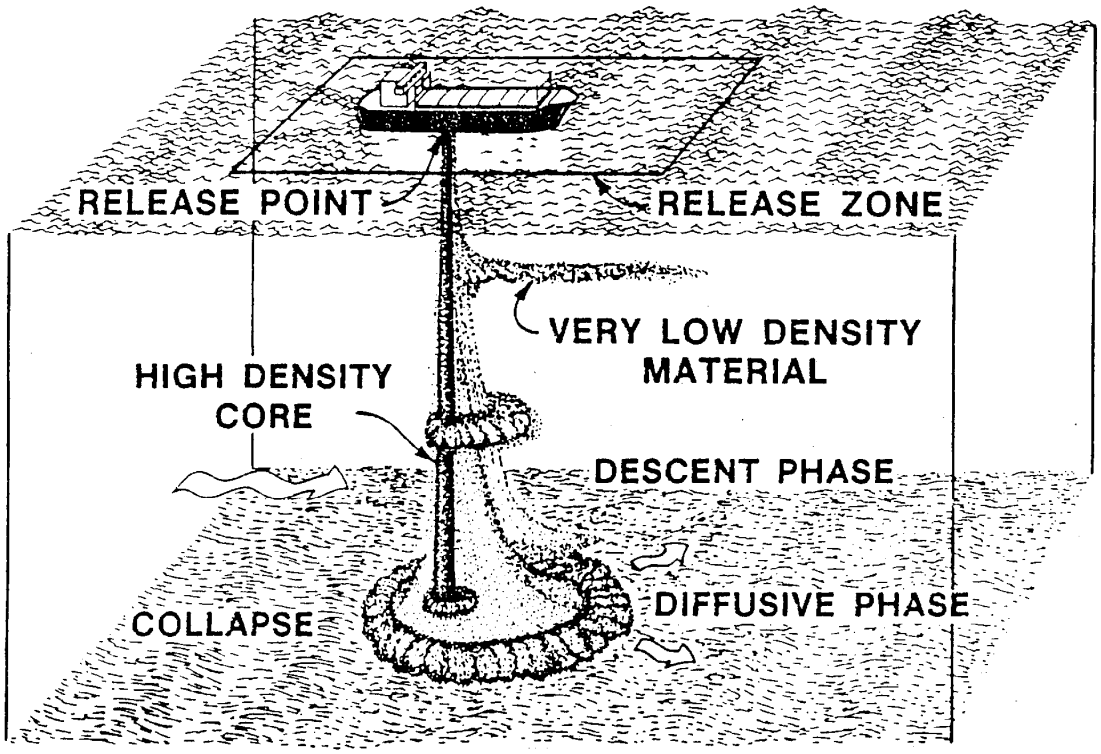
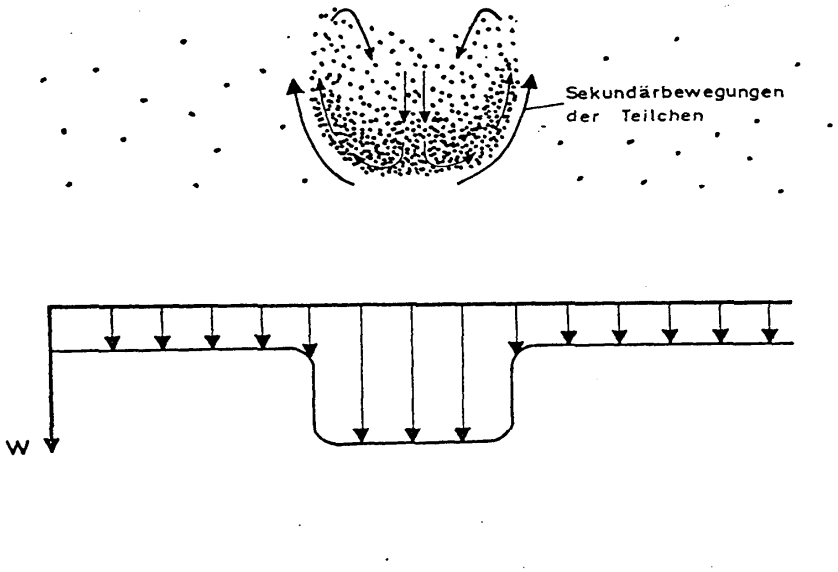



Abb. 3.2-2: Schematische Darstellung der Ausbreitung von Sink- und Schwebstoffen bei Baggergutverbringungen im Meer (*USACE*, 1986a)

(*release point*: Verbringungsort; *release zone*: Verbringungszone; *very low density material*: Material mit sehr geringer Dichte; *high density core*: Kernbereich des Schüttguts mit hoher Dichte; *descent phase*: Absinkphase; *collapse*: Aufprall; *diffusive phase*: Ausbreitungsphase)




Fallvorgang einer Korngruppe im Vergleich
zu Einzelteilchen (schematisch)

Abb. 3.2-3: Schematische Darstellung zur Geschwindigkeitsverteilung beim Umlagern

Die Ergebnisse oben bereits zitierter US-Feldstudien dienten als prognostische Orientierungswerte für die Umlagerungsoperationen im Greifswalder Bodden. Der zeitliche Verlauf und das Vertikalprofil der am Verbringungsort gemessenen Suspensionen führte zu der Schlussfolgerung, dass kein Risiko des Auftretens oberflächennah verdriftender Suspensionswolken besteht. Dies konnte durch die o.g. hydrochemischen und hydrologischen Untersuchungen bestätigt werden. Die relativ schnelle Abnahme der anfangs deutlich höheren Suspensionskonzentrationen in mittleren Tiefen und über dem Meeresboden deuten darauf hin, dass dafür weniger eine laterale Vermischung als vielmehr das Absinken der Partikel verantwortlich ist.

Die Ergebnisse zur Ausbreitung von Schwebstoffen bestätigen auch die Ergebnisse eines Modellversuchs zu Absinkraten für Schluffsedimente aus der Unterwarnowquerung von 1999 an der Technischen Universität Hamburg-Harburg. Dabei wurden Absinkwerte von ≥2 m/h bestimmt. Dieser Wert würde nach der *Udden-Wentworth*-Skala etwa einem Mittelschluff entsprechen (Tab. 3.2-1). Bei einem angenommenen Tiefgang der Schuten von 3 m und einer mittleren Wassertiefe um 7 m sind damit nach mindestens etwa 2 h die Partikel am Meeresboden angelangt. Die Einhaltung von baggerungstechnisch bedingten Einbringungspausen von ca. 2 h verhinderte damit mit ausreichender Sicherheit einen Summationseffekt in Hinsicht auf die Konzentrationen von Baggergut-Suspensionen. Bei der Annahme einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 7 cm/s waren bis zu einem Umkreis von maximal 0,5 km in Stromrichtung um die Einbringstelle Verfrachtungen suspendierten Materials theoretisch möglich und wurden in genau dieser Größenordnung an der *KS 517* auch beobachtet.

Tab. 3.2-1: *Udden-Wentworth*-Skala der American Geophysical Union, ergänzt um die *phi*-(φ)-Skala nach *Krumbein*, für Korngrößen und Absetzgeschwindigkeiten
(Sinkgeschwindigkeiten berechnet nach *Stokes* unter Annahme sphärischer Quarzpartikel mit einer Dichte von 2,650 mg/cm$^3$)

| | $\varphi = -\log_2 D$ (mm) | $D$ (µm) | $w_c$ (cm/s) |
|---|---|---|---|
| Blöcke | <-8 | >256.000 | |
| Steine | -6 bis -8 | 64.000 bis 256.000 | |
| sehr grober Kies | -5 bis -6 | 32.000 bis 64.000 | |
| Grobkies | -4 bis -5 | 16.000 bis 32.000 | |
| Mittelkies | -3 bis -4 | 8.000 bis 16.000 | |
| Feinkies | -2 bis -3 | 4.000 bis 8.000 | |
| sehr feiner Kies | -1 bis -2 | 2.000 bis 4.000 | |
| sehr grober Sand | 0 bis -1 | 1.000 bis 2.000 | 20,2 |
| Grobsand | 1 bis 0 | 500 bis 1.000 | 5,0 |
| Mittelsand | 2 bis 1 | 250 bis 500 | 1,2 |
| Feinsand | 3 bis 2 | 125 bis 250 | 0,3 |
| sehr feiner Sand | 4 bis 3 | 62 bis 125 | 0,07 |
| Grobschluff | 5 bis 4 | 31 bis 62 | 0,019 |
| Mittelschluff | 6 bis 5 | 16 bis 31 | 0,0051 |
| Feinschluff | 7 bis 6 | 8 bis 16 | 0,0011 |
| sehr feiner Schluff | 8 bis 7 | 4 bis 8 | 0,00031 |
| Grobton | 9 bis 8 | 2 bis 4 | 0,000081 |
| Mittelton | 10 bis 9 | 1 bis 2 | 0,000020 |
| Feinton | 11 bis 10 | 0,5 bis 1 | 0,0000050 |
| sehr feiner Ton | 12 bis 11 | 0,24 bis 0,5 | 0,0000013 |
| Kolloide | >12 | <0,24 | <0,0000013 |

Durch Modellrechnungen, wie z.B. unter Nutzung von Programmen wie das des *Danish Hydraulic Institute* (Modellpaket *MIKE21*) oder das der BAW (*SediMorph*), beide gekoppelt an hydrodynamisch-numerische (HN-)Modelle, ließe sich erforderlichenfalls unter „*worst-case*“-Annahmen die maximale Zone des Auftretens von sichtbaren bzw. umweltrelevanten Schwebstoffkonzentrationen im Seegebiet um die Einbringstelle ermitteln. Der äußere Bereich solch einer Zone sollte dabei die Konzentrationen im natürlichen Hintergrundniveau (hier: ca. 2-10 mg/l) anzeigen. Außerhalb dieses Gebietes sollten auch unter ungünstigsten Umständen die zusätzlichen Konzentrationen suspendierten Materials auf Werte <1 mg/l abgesunken sein.

(*Anmerkung: Suspendiertes Material ist frühestens ab Konzentrationen von >10 mg/l mit dem Auge als Trübung wahrnehmbar. Mehrfache Befliegungen zum Zeitpunkt der Baggerungen und Umlagerungen erbrachten keine Hinweise auf oberflächennah verdriftende sichtbare Schwebstoffwolken.*)

Die Einbringung von Baggergut nimmt Einfluss auf die Bodentopographie. Das Entstehen von Untiefen sollte möglichst durch ein dem Bodenprofil angemessenes Umlagerungsmanagement vermieden werden. Nach den bisher vorliegenden Informationen wurde die Klappfläche nicht gleichmäßig genutzt. Dies könnte bei zukünftigen Nutzungen berücksichtigt werden.

Bei Annahme einer Größe der Klappstelle *KS 517* von ca. 0,64 $km^2$ würde eine Umlagerung von 100.000 $m^3$ Sediment, gleichmäßige Verteilung vorausgesetzt, eine Minderung der Wassertiefe um ca. 0,16 m hervorrufen. In der Praxis sind Schütthöhen von 0,5-1 m i.d.R. unvermeidbar. Da nach der Sedimentansprache bzw. Kornverteilung das zu Umlagernde Material weitgehend dem dort bereits befindlichen Sediment entspricht, waren keine erheblichen Veränderungen der Lagestabilität des Sediments zu erwarten.

Deutliche Veränderungen des Oberflächenreliefs sind i.d.R. von vorübergehender Natur. Durch natürliche Prozesse (bodennahe Strömung ⇒ Umlagerung feinkörniger, noch nicht wieder konsolidierter Oberflächensedimente) erfolgt eine Glättung. Dies trifft insbesondere auf die *KS 527* zu.

Hindernisse für die Fischerei ergeben sich nicht, da Trawlfänge im Greifswalder Bodden i.d.R. nicht gestattet sind. Erforderlichenfalls ist jedoch eine nachfolgende mechanische Einebnung der Klappstelle technisch möglich.

Eine Umverlagerung von Teilen des Aushubmaterials in Richtung auf flachere (Küsten-) Gebiete war im vorliegenden Fall aufgrund der großen Entfernungen (>5 km) bereits vorab auszuschließen, wurde dann überdies durch Messungen bestätigt. Außerdem ist aus dem mittleren Wind- (Abb. 3.2-4) und daraus ableitbaren Strömungsfeld i.d.R., falls überhaupt, eher eine Verfrachtung nicht konsolidierter feinkörniger Sedimente nach Nordosten, in Richtung Boddenzentralbereiche/Pommersche Bucht zu erwarten. Im langjährigen Mittel dominieren Westwinde (23,8 %) bzw. Südwestwinde (26,7 %).

Winderzeugte Wellen haben i.d.R. keinen Einfluss auf die Umverteilung des bereits abgelagerten Materials. Gleiches betrifft Gezeiteneinfluss, der im Untersuchungsgebiet vernachlässigbar gering ist.

Die Lagestabilität von Feinkornsedimenten im Greifswalder Bodden ist relativ hoch. *Burkhardt* & *Witte* (1998) stellten bei Untersuchungen an Sedimentproben aus dem westlichen Oderästuar eine negative Korrelation zwischen dem Gehalt dieser Proben an Wasser bzw. an organischem Material und der kritischen Schubspannung für Erosion fest. Proben aus dem Greifswalder Bodden zeigten z.B. erst bei Werten von ca. 0,18-0,21 Pa Erosionserscheinungen, während dies bei Proben aus dem Peenestrom und dem Oderhaff bereits bei etwa 0,11-0,13 Pa der Fall war. Dies trifft i.d.R. jedoch nur auf konsolidierte kohäsive Feinkornsedimente zu, die einer Erosion bis zu kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten des Bodenwassers von etwa 3,5 cm/s widerstehen können. Deutlich geringeren Widerstand leisten dagegen Feinsand (≥1,2 cm/s) und die Sedimentauflagen an nicht konsolidiertem, vorwiegend organischem Material („*Fluff*"; ≤1,0 cm/s) (*Bobertz,* 2000; *Heise,* 2002; *Ziervogel,* 2003). Besonders lagestabil sind kohäsive, konsolidierte Sedimente im Sommer. Dies ist wahrscheinlich der Ausbildung von mikrobiellen Matten bzw. „Biofilmen" zuzuschreiben (*Lampe*, 2004).

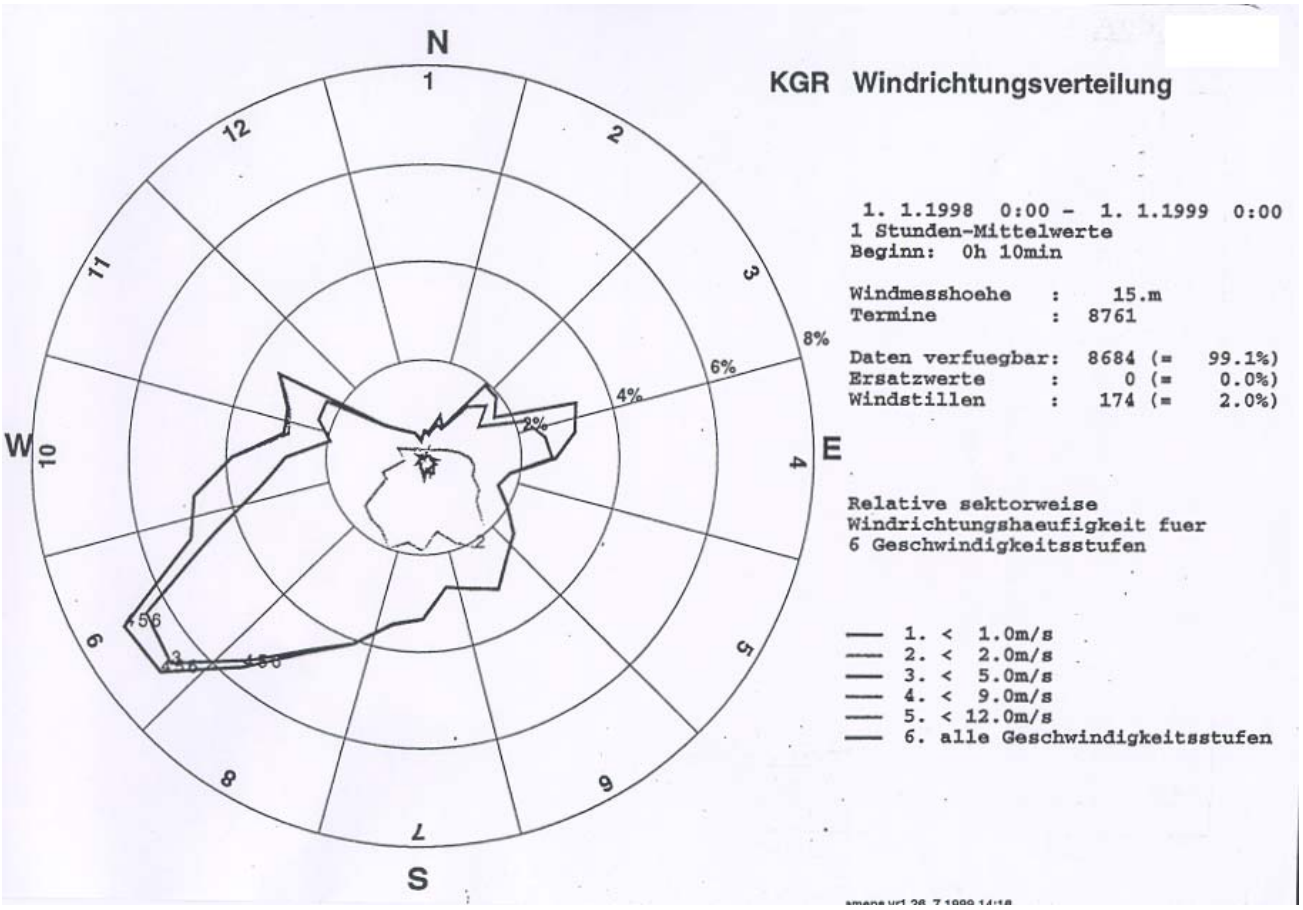



Abb. 3.2-4: Windrichtungsverteilung am Standort Lubmin (*Buckmann* & *Weidauer*, 2000)

*Ziervogel* & *Bohling* (2003) kamen bei Mikrokosmos-Untersuchungen an Kernen aus der Mecklenburger Bucht zu kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten für Erosion von 0,62 cm/s („*Fluff*" auf Schlicksediment), 0,5 cm/s (Beginn des Rolltransports für Feinsand) und 1,2 cm/s (Feinsand). Der Messwert für Feinsand entsprach dabei exakt dem aus der *Hjulström*-Kurve abgeleiteten (berechneten). Für kohäsiven Schlick wurde ein Wert von 3,75 cm/s berechnet.

*Kuhrts* u.a. (2002) gehen von kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten für Erosion bei Schluff von 4,0 cm/s, bei Feinsanden von 1,5 cm/s und bei Mittelsanden von 1,8 cm/s aus.

## 3.3 Chemische Auswirkungen

Bei den Schätzungen zu chemischen Auswirkungen der Umlagerung sollen hier nur die Reduzierung des Sauerstoffgehalts und die Freisetzung von Nährstoffen durch umgelagertes Baggergut betrachtet werden. Unerheblich sind wegen der geringen in Betracht kommenden Mengen solche Zehrungs- bzw. Freisetzungsprozesse, die durch die Resuspension des am Einbringungsort anstehenden Oberflächensediments ausgelöst werden.

In Bezug auf die Freisetzung von Problemstoffen beim Baggern und Umlagern ist vorab anzumerken, dass

- eine ständige Freisetzung dieser Stoffe am Baggerungsort auch ohne Baggerungen erfolgt, gefördert noch durch ständiges Aufwirbeln des nicht konsolidierten Feinmaterials, verursacht durch die Passage großer Schiffe über die Palmerort-Rinne mit kräftigen Verwirbelungen des Bodenwassers (und der Oberflächensedimente) und
- beim Verbringen des Baggergutes auf ein Spülfeld mindestens die gleiche, wenn nicht sogar eine größere Menge an Problemstoffen remobilisiert wird, die dann mit dem über Wasserlose ablaufenden Spülwasser ebenfalls das Gewässer erreicht.

### 3.3.1 Reduzierung des Sauerstoffgehaltes im Wasser

Wie aus Literaturrecherchen hervorgeht, erbrachten Untersuchungen zur Sauerstoff- und Partikelkonzentration bei vergleichbaren Einbringungsoperationen in den USA keinen statistisch gesicherten Beweis für eine über die Zeit der Baggerarbeiten hinausgehende Abnahme des Sauerstoffs in betroffenen Seegebieten. Bei Untersuchungen über einen längeren Zeitraum (3 Wochen vor, 5 Wochen während und 2 Wochen nach dem Baggern) wurde für die Zeit der Baggermaßnahmen eine zeitweilige Reduzierung der Sauerstoffsättigung um etwa 10 % festgestellt. In Übereinstimmung der Ergebnisse von Feldmessungen mit denen geochemischer Modellierungen treten kurzzeitlich im Nahfeld von Schüttstellen (Radius von <1 km) Zehrungsprozesse durch die Oxidation von Fe-II-Verbindungen und Sulfiden auf. Die Oxidation dieser Verbindungen erfolgt innerhalb weniger Minuten. Deshalb ist im vorliegenden Fall mit großer Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass diese anorganischen Oxidationsvorgänge bereits bei der Aufnahme und beim Transport des Baggergutes ablaufen. Gleiches betrifft prinzipiell die Oxidation leicht oxidierbarer organischer Verbindungen.

Bei Baggerungen im Warnemünder Seekanal, bei denen neben Mergel auch Mudden angeschnitten wurden, konnte keine messbare Herabsetzung der Sauerstoffgehalte bzw. Sauerstoffsättigungswerte nachgewiesen werden. Auch bei anderen Wassergüteparametern (TOC, Ges-P, Ges-N, $NH_4$-N, Chlorophyll *a*) wurden keine signifikanten Veränderungen festgestellt. Trübungsmessungen zeigten eine Ausbreitung der Trübungen etwa 300 m in Strömungsrichtung (*Meyer & Ernst*, 1999).

Die Sauerstoffmenge, die in dem hier zu beurteilenden Fall bei einer angesetzten Schwebstoff-"*worst-case*"-Konzentration von 10 g/l maximal erforderlich werden könnte, beträgt weniger als 1 mg/l. Bei durchlüfteter Wassersäule entspricht dies für den unmittelbaren Umlagerungsort einer kurzzeitigen Herabsetzung der Sauerstoffsättigung um maximal 10 %.

Gegenüber realen Feldbedingungen ist dieser Wert etwa 10fach überschätzt. Die leicht oxidierbaren organischen Verbindungen zehren bereits während der Baggerung den dafür erforderlichen Sauerstoff (s.o.).

Biogeochemische Zehrungsprozesse des suspendierten Materials, die theoretisch mittelfristig (>1 Woche) und in größerer Entfernung (>1 km) von der Schüttstelle wirksam werden könnten, verursachen bei einer Suspensionskonzentration von 2 mg/l und einer Verweilzeit *t*

von einem Tag eine Reduzierung der Sauerstoffkonzentration um maximal ca. 0,04 mg/l bzw. eine Herabsetzung der Sauerstoffsättigung um ca. 0,5 %.

Auch dieser Wert überschätzt deutlich die realen Bedingungen, da in der Praxis (*a*) die Aufenthaltszeiten des Feinkorns in der Wassersäule deutlich geringer sind und (*b*) nur ein Bruchteil des TOC, der an Stelle fehlender $BSB_5$-Werte zur Berechnung diente, sauerstoffzehrend in Erscheinung tritt. Außerdem werden Zehrungsverluste i.d.R. bei guter vertikaler Durchmischung rasch durch den Eintrag von Luftsauerstoff kompensiert.

Eine ökologisch relevante Sauerstoffzehrung durch das Einbringen des Aushubmaterials wurde vorab nicht prognostiziert. Das betraf sowohl die Einbringungsphase als auch die Zeit der Wiederbesiedelung durch benthische Fauna.

Um die o.g. Prognose auf ihre Richtigkeit zu überprüfen, erfolgten an allen 22 Sedimentproben Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung nach der Arbeitshilfe für die Vergabe von Entnahmen und Untersuchungen von Boden-, Schwebstoff- und Wasserproben sowie von Bestandserhebungen der Fauna der Gewässersohle (AVEU; *BafG*, 1994). Dabei werden ca. 2 g Sediment-Frischmaterial in eine *Karlsruher Flasche*[7] mit ausgezehrtem Seewasser gegeben und dort unter ständigem Rühren bei 20 °C für 3 h in Suspension gehalten, Der Sauerstoffgehalt in der hermetisch verschlossenen Flasche wird mit Hilfe einer Sauerstoffelektrode registriert.

Der für die Sedimente des Ziegelgrabens und der Palmerort-Rinne gemittelte Zehrungswert (1,7975 g $O_2$/kg Sedimenttrockenmasse) wurde genutzt, um abzuschätzen, ob und in welcher Weise der Sauerstoffgehalt des beim Umlagern durchfrachteten Wasserkörpers beeinflusst werden konnte. Für die nachstehenden Ausführungen wurden folgende Annahmen getätigt:

- Volumen des jeweils verklappten Baggergutes: 660 $m^3$
- Trockenmasse des jeweils verklappten Baggergutes: 241,46 t
- Trockenmassegehalt des Baggergutes (TR): 30 %
- Trockenrohdichte des Baggergutes: 2,5 $g/cm^3$
- mittlerer TOC-Gehalt des Baggergutes: 5,7 %
- durchfrachtetes Wasservolumen *KS 517*: 5.250 $m^3$
- durchfrachtetes Wasservolumen *KS 527*: 6.750 $m^3$
- mittlerer Sauerstoffgehalt der Wassersäulen an den Klappstellen: 8,5 mg/l

Die überschlägigen Rechnungen machten deutlich, dass der in den durchfrachteten Wassersäulen gelöste Sauerstoff (*KS 517*: 44,63 kg; *KS 527*: 57,38 kg) nur wenig mehr als ein Zehntel der Menge ausmacht, die bei den Zehrungsmessungen (434,03 kg) als maximaler theoretischer „Bedarf“ beim Umlagern von 660 $m^3$ Baggergut ermittelt wurde. Andererseits wird ebenfalls deutlich, dass die gemessenen Sauerstoffzehrung nur ausreicht, um ca. 1,2 % des theoretischen $O_2$-Bedarfes zur Oxidation des gesamten organischen Kohlenstoffgehaltes des Sediments (TOC) in $CO_2$ zu realisieren (Gesamtbedarf an Sauerstoff für 660 $m^3$ Baggergut: ca. 36,7 t). Werden die hier für einen Verklappvorgang berechneten Sauerstoffbedarfs-

[7] „Karlsruher Flasche“ = BSB-Trichterflasche Typ KF 12, 250 ml, 19er-Schliff

mengen für die gesamte bei der Unterhaltungsbaggerung umgelagerten Baggergutmengen extrapoliert, ergeben sich etwa 100fach höhere Mengen als oben, d.h. 45,2 t bzw. 3.817 t $O_2$.

Wie ist nun der Befund zu deuten, dass es einerseits keinerlei Anzeichen für eine Verminderung des Sauerstoffgehaltes in der Wassersäule gab, andererseits die Extrapolation der mit einer Standardmethode gemessenen Zehrungswerte dies nahelegen?

Dafür sind mehrere Faktoren in Betracht zu ziehen:

- Vorgeschichte: Bereits beim Baggern, Beladen und Transport kommt das Baggergut mit Luftsauerstoff in Berührung, wobei die besonders leicht und schnell oxidierbare Verbindungen bereits reagieren.
- Verdünnungsfaktor: Die Sauerstoffzehrungsversuche sichern durch die relativ hohe Verdünnung des Sediments in der Aufschlämmung (ca. 8 g Frischmaterial pro Liter Seewasser) und durch die anhaltende intensive Durchmischung für optimale Reaktionsbedingungen. Das Baggergut sinkt dagegen nahezu kompakt, mit nur geringer Dispersion, zum Boden. Dort bleibt i.d.R. nur die oberste neue Sedimentschicht reaktiv für eine Oxidation.
- Zeitfaktor: Während die Laboruntersuchungen über 3 h liefen, sinkt bindiges Baggergut nach weitgehend übereinstimmenden Angaben aus der Literatur mit etwa 0,02 m/s zum Meeresboden ab. Danach hätte der überwiegende Teil des Baggergutes nach etwa 6 min (*KS 517*; Wassertiefe ca. 7 m) bzw. 7,5 min (*KS 527*; Wassertiefe ca. 9 m) den Meeresboden erreicht, was in etwa ebenfalls durch die Feldmessungen (sh. Ergebnis der Trübungsmessungen) bestätigt werden konnte. Das verklappte Material verursacht auch nach seinem Absetzen am Boden eine weitere Sauerstoffzehrung. Diese beschränkt sich allerdings nur auf die Oberflächenschicht, in die Sauerstoff eindiffundieren kann. I.d.R. dient der Sauerstoff dann nicht mehr direkt zur biochemischen Oxidation organischer Verbindungen, sondern zur Reoxidation von Produkten der im Sediment ablaufenden Redoxprozesse, d.h. von Verbindungen des Schwefels, Stickstoffs, Eisens oder Mangans in niedrigeren Oxidationsstufen.
- Sedimenteigenschaften: Der Anteil des TOC, der in laboranalytisch erfassbaren und für die Gewässerqualität relevanten Zeiträumen und unter den vorherrschenden milden biochemischen Hintergrundbedingungen oxidierbar ist, liegt für das Baggergut bei einem sehr geringen Wert.

Die Sauerstoffzehrung der an den Klappstellen vor der Baggergutumlagerung anstehenden Sedimente war im Mittel deutlich geringer als die des umgelagerten Baggergutes. Die Relation der Werte folgte erwartungsgemäß in etwa den entsprechenden Unterschieden im TOC-Gehalt der Proben.

Insgesamt wird deutlich, dass die aus Sauerstoffzehrungsversuchen abgeleiteten Prognosen die reale Sauerstoffzehrung im Gewässer beim Umlagern von schluffigem Baggergut sehr deutlich überschätzen. Dies wurde bereits bei einer Reihe anderer Baggerungsvorhaben festgestellt.

### 3.3.2 Freisetzung von Nährstoffen

Einfluss auf Nährstoff-Massenbilanzen

Ein großräumiger Eintrag von eutrophierenden und anderen Problemstoffen in den Greifswalder Bodden (Volumen 2,96 $km^3$; Fläche 510,2 $km^2$; mittlere Tiefe 5,8 m; mittlerer Salzgehalt 7,3 PSU) findet über die Atmosphäre (mit Niederschlägen ca. 0,8 % der Wasserzufuhr) sowie über den Wasseraustausch mit angrenzenden Seegebieten wie Strelasund (ca. 13 % der Wasserzufuhr; Stahlbrode, Breite 2 km, Fahrrinnenwassertiefe >7 m) und Pommersche Bucht mit ca. 86 % der Wasserzufuhr, sowohl über die Ostrandschwelle (zwischen Thiessower Haken und Ruden: Breite 8 km, 1,6 bis 2,4 m Tiefe, Fahrrinne >7 m) als auch über die Verbindung Ruden-Peenemünder Haken (Breite ca. 2 km, mittlere Tiefe <2 m, Fahrrinne >6 m) statt. Die direkte Flusswasserzufuhr trägt mit 0,3 % nur unwesentlich zur Wasserbilanz bei. Der intensive Wasseraustausch des Greifswalder Boddens mit der vorgelagerten Ostsee (Pommersche Bucht) verhindert einerseits eine Problemstoffanreicherung im Bodden, macht dessen Wasserqualität andererseits von der der Ostsee abhängig.

Die über die Swina in die Ostsee eintretende und durch sehr niedrige Salz- und hohe Problemstoffkonzentrationen gekennzeichnete Oder-„Eintragswolke“[8] erreicht den Greifswalder Bodden i.d.R. nicht direkt. Der Bodden wird jedoch zur "inneren Übergangszone" des Oderästuars, aus dem Odermündungsgebiet in das offene Meer, gerechnet. Diese "Übergangszone", die u.a. aus der Nährstoffverteilung im Oberflächenwasser und der Zusammensetzung des Zooplanktons abgeleitet wurde, zieht sich nach *von Bodungen* u.a. (1995) vor der Insel Usedom entlang und reicht bis in den Greifswalder Bodden hinein. Es schließt sich ein "äußeres Übergangsgebiet" zur “offenen See” an, wobei letztere etwa nördlich Saßnitz mit dem südlichen Arkonabecken beginnt (*von Bodungen* u.a., 1995).

Der Eutrophierungsgrad der Boddengewässer nahm durch Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Kommunen in den 1970er bis 1990er Jahren i.d.R. erheblich zu. Dies fällt auch mit der KKW-Betriebsphase zusammen, in der zeitweise große Mengen problemstoffreicheren Wassers des Nördlichen Peenestroms als Kühlwasser direkt aus der Spandowerhagener Wieck entnommen und in den Bodden injiziert wurden (bis ca. 400.000 $m^3$/h). Für den Greifswalder Bodden ist ein dadurch verursachter Eutrophierungsschub jedoch nicht (statistisch signifikant) belegbar. Die Stickstoff-Belastung lässt zwischen etwa 1970 und 1990 keinen sicheren Trend einer Zunahme und die Sichttiefen wie auch die Makrophytenbestände keinen einer erheblichen Abnahme erkennen (*Vietinghoff* u.a., 1990). Allerdings gibt es für die zwischenzeitlich erfolgte Eutrophierung deutliche qualitative Hinweise, sowohl beim Phytoplankton (Zunahme der Flagellaten) als auch bei den Makrophyten. (Im Gegensatz zu Untersuchungen in 1975/76 wurden in 1988 die *Chara*-Arten infolge der Zunahme grüner Fadenalgen kaum noch im Südteil des Greifswalder Boddens angetroffen.)

Die Primärproduktion im Greifswalder Bodden liegt in der Größenordnung von 100-200 g C/$m^2$/a und ist damit 2-3fach höher als in der Arkona- oder Bornholmsee. Dem intensiven Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee ist es zu verdanken, dass über viele Jahre

[8] Nach einer Einschätzung der HELCOM (1993) und nach Leipe u.a. (1998) werden mit dem jährlichen Oderabfluss von rund 17 $km^3$ 425 kt suspendiertes partikuläres Material (SPM, Konzentration im Oderwasser 25 mg/L), 50 kt Stickstoff (Gesamtmenge aus gelösten und partikulären Formen; Konzentration im Oderwasser rund 3 mg/L) und 8 kt Gesamt-Phosphor (rund 0,5 mg/L) eingetragen.

hindurch insgesamt die Phytoplanktonbiomassen im Bodden nicht mehr zugenommen haben (*Hubert* u.a., 1995). Allerdings sind Abundanzverschiebungen nicht ausgeschlossen. Sie betreffen vor allem das Verhältnis der Biomasse von Kieselalgen (Bacillariophyceae) zu ‚Blaualgen' (Cyanophyceen). Hohe Wassertemperaturen und/oder ein N/P-Verhältnis, durch das stickstofffixierende Algen begünstigt werden, könnten die ausschlaggebenden Faktoren für das seit den 1960er Jahren im Sommer/Frühherbst bei ruhigen Wetterlagen wiederholt beobachtete explosionsartige Auftreten von Blaualgen sein. Allerdings wird durch die Autoren (*Hubert* u.a., 1995) auch festgestellt, dass der Komplex von Kausalfaktoren, der Massenentwicklungen einzelner Planktonarten begünstigt, noch nicht in allen Details bekannt ist, um z.B. ungewöhnliche Planktonblüten vorherzusagen und/oder numerisch zu modellieren.

Mittlere Nährstoffeinträge in den Greifswalder Bodden für den Zeitraum von 1996 bis 2000 wurden von *Bachor* (2005a,b) zusammengefasst (Tab. 3.3.2-1).

Werte von *Meyer* u.a. (1998) liegen in ähnlicher Größenordnung, berücksichtigen dabei jedoch auch Rücklösevorgänge aus dem Sediment und die mit Wasseraustauschvorgängen transportierten Nährstoffmengen (Tab. 3.3.2-2). Da das Boddenwasser rund 10 mal pro Jahr mit Ostseewasser (westliche Pommersche Bucht) ausgetauscht wird, bestimmt die Qualität letzteren Seegebietes die des Boddenwassers. Das heißt, die Belastung des Boddenwassers sinkt weitgehend proportional zu der des Ostsee- bzw. Oderwassers. Gleichzeitig ist eine boddenspezifische Problemstoffanreicherung durch diesen intensiven Wasseraustausch über die Boddenrandschwelle ausgeschlossen.

Tab. 3.3.2-1: Phosphor- und Stickstoffeinträge in den Greifswalder Bodden, 1996-2000 (in t/a; *Bachor*, 2005a,b)

| **Eintragspfad** | **Ges.-P** | **Ges.-N** |
|---|---|---|
| Direkteinleiter | 1 | 38 |
| Einzugsgebiet | 9 | 553 |
| Peenestrom | 92 | 1.275 |
| Deposition (Atmosphäre) | 7 | 633 |
| **Summe** | **109** | **2.499** |

*Anmerkung zum atmosphärischer Nährstoffeintrag:* Nach Messungen über die Jahre 1987-90 wird in die Gewässer um Rügen im Mittel 1 g N/m$^2$/a (Ges.-N) als Nassdeposition eingetragen (Station *EG14/Kap Arkona*; *HELCOM*, 1997). Zu Werten ähnlicher Größenordnung gelangen die Depositionsschätzungen aus dem Luftmessnetz Mecklenburg-Vorpommerns für eine Landstation in der Nähe des Greifswalder Boddens (Löcknitz) für die Jahre 1995-97.

Die aus Eluatversuchen resultierende Abschätzung zu den aus Baggergut freigesetzten Problemstoffen stellt einen „*worst case*" dar, der davon ausgeht, dass alle potenziell remobilisierbaren Stoffanteile im Zeitraum zwischen Baggerung und Umlagerung auch wirklich gelöst werden. Aufgrund der durch Greiferbaggerung erreichbaren hohen Lagerungsdichte werden die bei den Eluatversuchen gewählten Bedingungen (100 g Feststoff pro 1 Liter Seewasser; Elutionsdauer: 24 h unter ständigem Schütteln) nur für einen sehr geringen Teil des Materials annähernd erreicht.

Tab. 3.3.2-2: Bilanzen gelöster Nährstoffe für den Greifswalder Bodden, 1993-94 bzw. *1994-95* (in t/a; *Meyer* u.a., 1998)

| | **$PO_4$-P Quelle** | **$PO_4$-P Senke** | **$NO_3$-N Quelle** | **$NO_3$-N Senke** |
|---|---|---|---|---|
| Atmosphäre | 2 / *2* | - / - | 500 / *500* | - / - |
| Ostsee (über „Loch") | 65 /*46* | -440 / *-78* | 220 / *480* | -3.070 / *-230* |
| Strelasund | 1.290 / *100* | -440 / *-320* | 9.035 / *220* | -1.900 / *-1.450* |
| Ostsee (direkt) | 485 / *250* | -1.090 / *-160* | 3.640 / *1.600* | -8.900 / *-450* |
| Sediment[9] | ? | 242 | ? | 643 |
| Nitrifikation | - / - | - / - | 2.780 | - / - |
| Denitrifikation | - / - | - / - | - / - | 240 |
| **Summe**: | 1.842 / *398* | -2.212 / *-800* | 16.175 / *5.580* | -15.396 / *-3.013* |

Abschätzungen zum Problemstoffeintrag bei Baggerungen stellen i.d.R. anheim, dass die durch Eluatversuche ermittelten Mengen freigesetzt werden. Das ist eine sehr deutliche Überschätzung, da >90 % des Baggergutes den Meeresboden als Verbund erreichen und dort liegen bleiben. Das sich dort nachfolgend wieder einstellende Sedimentmilieu kann die Freisetzung von Problemstoffen stoffbezogen sowohl fördern (z.B. Phosphatfreisetzung unter reduktivem Einfluss) als auch verhindern (z.B. Bildung schwerlöslicher Metallsulfide). Auf jeden Fall gelangen die Substanzen dann erst über eine längere Zeit erfordernde Diffusions-Transportstrecke im Porenwasser in die darüber liegende Wassersäule zurück.

Extrapoliert man die im Rahmen von GOAP (1997) von *Dahlke u.a.*, (1998) sowie von *Wille & Lampe* (1999) mit Hilfe von „Glocken"(bell-jar)-Experimenten ermittelten Freisetzungsraten für Nährstoffe aus Boddensedimenten für die Klappstelle *KS 517*, ist dort jährlich - auch ohne Umlagerungsereignisse - mit Einträgen gelöster Phosphorverbindungen in der Größenordnung von mindestens 0,2 t und mit $NH_4$-N-Einträgen um 1,4 t zu rechnen. Dies entspricht nahezu den aus den Eluatversuchen als Maximalwerte abgeschätzten umlagerungsbedingten Mengen.

Tab. 3.3.2-3: Extrapolierte Ergebnisse von Eluatmessungen an Sedimenten aus den Baggerungsbereichen *Ziegelgraben* und *Palmerort-Rinne*

| | **Eluat mg/l** | **Freisetzung (kg) in Bezug auf Baggergutmenge** | | **Konzentrationserhöhung ($\Delta$c, in mg/l) bei der Umlagerung von 660 $m^3$** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 660 $m^3$ | 87.000 $m^3$ | *KS 517* | *KS 527* |
| DOC | 14 | 34 | 4.456 | 6,5 | 5,0 |
| Ges-N | 5,8 | 14 | 1.846 | 2,7 | 2,1 |
| $NO_3$-N | 0,70 | 1,7 | 223 | 0,32 | 0,25 |
| Ges-P | 0,47 | 1,1 | 149 | 0,21 | 0,16 |
| $PO_4$-P | 0,12 | 0,29 | 38,2 | 0,055 | 0,043 |

[9] Nach Meyer und Lampe (1997), als Gesamtmengen an Stickstoff und Phosphor, die jährlich mit der Schluff- und Tonfraktion (124.000 t/a) sedimentieren.

Um die o.g. Prognosen auf ihre Richtigkeit zu überprüfen, erfolgten an allen 22 Sedimentproben Untersuchungen zur Freisetzung von Nährstoffen (Nitrit-, Nitrat-, Kjeldahl- und Gesamt-Stickstoff, Orthophosphat- und Gesamt-Phosphor) und gelösten organischen Verbindungen (DOC) nach Eluieren mit Seewasser. Wie bei den Schätzungen zur Sauerstoffzehrung wurde auf der Basis ähnlicher Annahmen berechnet, welche Mengen dieser Stoffe maximal in das umgebende Wasser während der Umlagerung des Sediments freigesetzt werden können. In der Tabelle 3.3.2-3 werden die Mess- und Schätzwerte zusammengeführt.

Auf den ersten Blick überrascht die Tatsache, dass die aus stark sandigen und kiesigen Sedimenten der Klappstelle *KS 527* mit Seewasser eluierten Nährstoff- und DOC-Mengen in der gleichen Größenordnung liegen wie die Eluatwerte für das Baggergut und für die von schluffigen Sedimenten bedeckte *KS 517*, obwohl die Gehalte an organischem Kohlenstoff und an feinkörnigem Material (<20 µm bzw. <63 µm) bei der *KS 527* um mehr als eine Zehnerpotenz niedriger liegen. Somit werden auf der *KS 527* entsprechend hohe Anteile der im Feststoff enthaltenen Mengen an organischem Kohlenstoff (>4 %), Stickstoff (8,4 %) und Phosphor (2,0 %) in löslichen Formen freigesetzt, während dies an der *KS 517* nur zu etwa 1,4 % (N) bzw. 0,55 % (P) und beim Baggergut nur zu 0,25 % (TOC), 0,83 % (N) bzw. 0,49 % (P) der Fall ist. Die Gründe für diesen unerwarteten Befund sind möglicherweise darin zu suchen, dass der geringe Anteil organischen Materials in Sedimenten der *KS 527* dem Augenschein nach überwiegend aus relativ frischem, bisher wenig konsolidiertem und aufgearbeitetem Detritus („*Fluff*“) und/oder aus in Zersetzung befindlichen Muscheln bestand.

Im Vergleich zu den von *Bachor* (2005a,b) angegebenen Gesamteintragswerten für Nährstoffe in den Greifswalder Bodden kämen die aus den Schlicksedimenten maximal im „*worst case*“ freigesetzten (aus Eluatversuchen berechneten) Nährstoffmengen einer Erhöhung des jährlichen Gesamteintrags um <0,15 % (Gesamt-Phosphor) bzw. <0,1 % (Gesamt-Stickstoff) gleich. Dies ist eine Größenordnung, die im „Hintergrundrausch-Bereich“ o.g. Massenbilanzen und -Flüsse für den Greifswalder Bodden liegt. Da der mögliche Eintrag nicht zum Zeitpunkt von Planktonblüten (Frühjahr → vor allem Kieselalgen bzw. Spätsommer → Dominanz von Flagellaten) liegt, ist nicht mit einer dadurch ausgelösten deutlich höheren Produktion gelösten und suspendierten organischen Materials zu rechnen.

<u>Untersuchungen an Spülfeldablaufwässern / Variantenvergleich</u>

In 2005 und 2006, im Zusammenhang mit dem Verspülen großer Mengen an Baggergut aus dem Ausbau der Zufahrt zum Hafen Stralsund auf das WSA-Spülfeld Drigge, wurde das vom Spülfeld in den Vorfluter (Strelasund) ablaufende Wasser u.a. auf anorganische Nährstoffe (Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-Stickstoff bzw. deren Summe / TDIN, gesamter löslicher anorganischer Phosphor / TDIP), auf den Gehalt suspendierten Materials (SPM) und auf den chemischen Sauerstoffverbrauch (CSB) untersucht. Messungen zum gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und zum Gesamtstickstoff ($N_{ges}$) wurden nicht durchgeführt.

Die statistischen Populationskenngrößen für diese Parameter zeigt Tabelle 3.3.2-4. In Übereinstimmung mit Untersuchungen an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (*Müller u.a.*, 1998) wird deutlich, dass signifikante Mengen an Nährstoffen freigesetzt werden und bei den anorganischen Stickstoffverbindungen die Ammoniumkonzentrationen dominieren.

Unter Verwendung von Baggerguteinspül- und Wasserablaufdaten für 2005 (*WSA Stralsund*, 2007) wurde abgeschätzt, welche Mengen an Nährstoffen bei einem Einspülen des Baggergutes aus den hier untersuchten Unterhaltungsbaggerungen 2007 freigesetzt worden wären. Für diese Schätzung, deren Ergebnis Abbildung 3.3.2-1 illustriert, wurden folgende Annahmen getroffen:

- Summe gelöster anorganischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen in dem zum Einspülen verwendeten Wasser des Strelasunds, u.a. nach *Bachor* (2005) und Messwerten aus 2007: 10 µM (TDIN) bzw. 2 µM (TDIP),
- Einspülung 2005: 2.000.000 $m^3$ Sediment,
- Spülfeldablaufwasser 2005: 6.928.000 $m^3$ (ohne Verdunstungsverluste),
- Einspülung Unterhaltungsbaggerung 2007: 87.000 $m^3$ Sediment,
- Dauer der Einspülung 2007: 30 Tage,
- Spülfeldablaufwasser 2007: 338.333 $m^3$,
- Trockenmasse des Baggergutes 2007: 31.829 t,

Zum Vergleich wurden in die Abbildung 3.3.2-1 weitere Werte eingestellt, die sich in Bezug auf mögliche Nährstoffeinträge in das Gewässer ergeben. Das betrifft einerseits die Freisetzung aller im Sediment enthaltenen Stickstoff- und Phosphorgehalte (jeweils 100 %), die Freisetzung der über Eluatversuche erfassten Anteile (0,82 % des Stickstoffs und 0,49 % des Phosphors) sowie die aus Anstiegen der Nährstoffgehalte im Wasser bei der Umlagerung des Baggergutes auf die Klappstellen abschätzbaren Anteile (0,012 % N; 0,047 % P). Die Unterschiede zwischen Verspülen und Umlagern bei der Nährstofffreisetzung liegen demnach in der Größenordnung von rund 71:1 (TDIN) bzw. 30:1 (TDIP), d.h., während beim Umlagern nur etwa 27 kg (TDIN) bzw. 14 kg (TDIP) gelöster Nährstoffe in das Gewässer gelangen, sind es beim Verspülen mehr als 2,4 t (TDIN) bzw. 0,43 t (TDIP).

Aufgrund der begrenzten Anzahl von Messwerten und der für die Schätzungen vorzunehmenden Vereinfachungen sind die in Abbildung 3.3.2-1 dargestellten Relationen nur bedingt belastbar. Die beim Umlagern freigesetzten Nährstoffmengen werden z.B. leicht unterschätzt, da die sich aus verdrifteten Schwebstoffen später lösenden Nährstoffe nicht erfasst wurden. Da jedoch die beim Umlagern suspendierten Baggergutmengen andererseits deutlich unter 5 % liegen sollten, ist diese Unterschätzung vor dem Hintergrund anderer beim Schätzen erforderlicher Vereinfachungen hinnehmbar.

Tab. 3.3.2-4: Populationskenngrößen für Spülfeldablaufwässer (Spülfeld Drigge, 2005/2006; Werte in mg/l)

| | **Mittelwert** | **Median** | **RSA (%)** | **Minimum** | **Maximum** | ***n*** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *SPM* | 102,2 | 72 | 109 | 3 | 1400 | 952 |
| *$NH_4$-N* | 6,2 | 5,3 | 87 | 0 | 38 | 942 |
| *$NO_3$-N* | 1,5 | 0,84 | 167 | 0,25 | 58 | 942 |
| *$NO_2$-N* | 0,2 | 0,046 | 159 | 0 | 1,8 | 941 |
| *TDIN* | 7,9 | 7,3 | 73 | 0,005 | 64,22 | 932 |
| *TDIP* | 1,9 | 1,3 | 818 | 0,0323 | 483 | 942 |

| | Mittelwert | Median | RSA (%) | Minimum | Maximum | *n* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *CSB* | 134,5 | 122 | 45 | 22 | 557 | 941 |

Tab. 3.3.2-5: Vergleich von Nährstoff-Eintragsschätzungen für den Greifswalder Bodden

| | Prognose (t) | Eluat-messun-gen (t) | Verspülen Messungen Extrapolation (t) | Umlagerung Feldmessungen (t) | Ges.-Eintrag in den Greifswalder Bodden (nach *Bachor*, 2005) (t/a) |
|---|---|---|---|---|---|
| DOC | 4,81 | 4,46 | | | |
| Ges-N | 2,74 | 1,85 | 2,4 | 0,027 | 2.499 |
| Ges-P | 0,208 | 0,149 | 0,43 | 0,014 | 109 |
| PO4-P | 0,145 | 0,038 | | | |

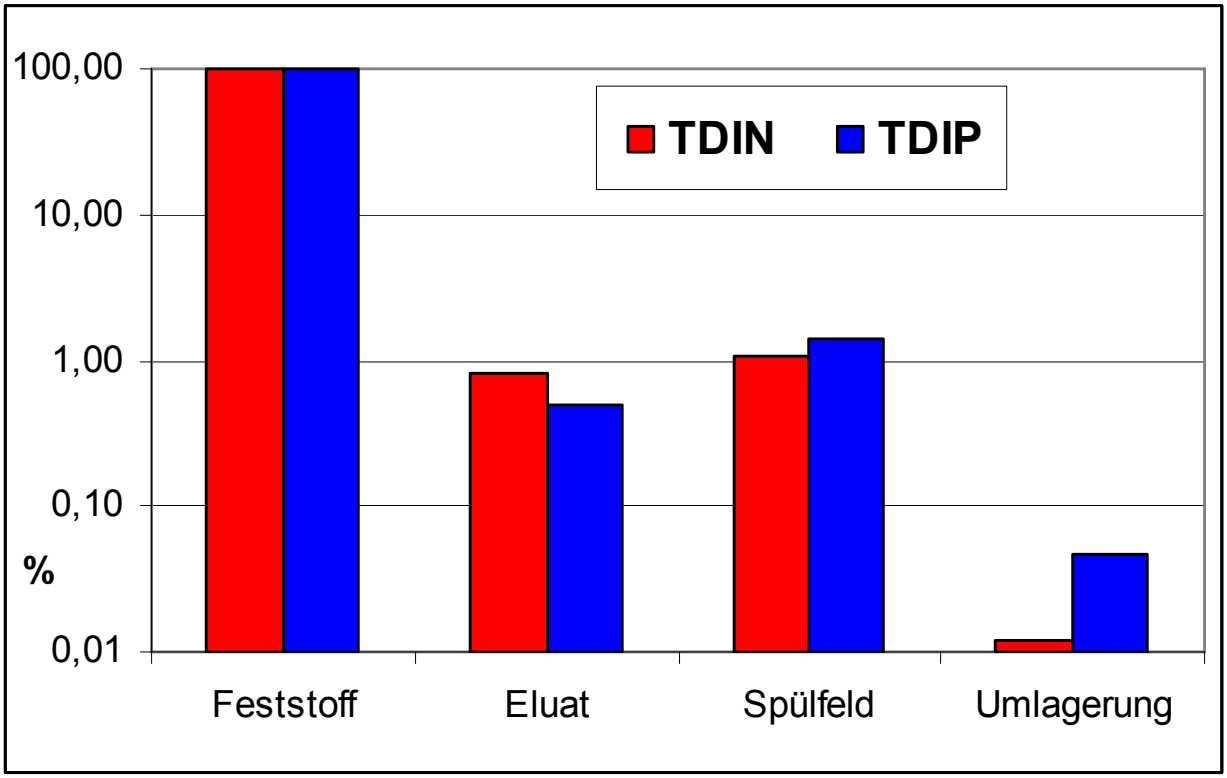



Abb. 3.3.2-1: Vergleich der potenziellen und realen Freisetzung von Nährstoffen bei unterschiedlichem Verbleib des Baggergutes

In Tabelle 3.3.2-5 werden die im Rahmen der Unterhaltungsbaggerungen und Umlagerungen vorab prognostizierten, für ein hypothetisches Verspülen und aus Eluatuntersuchungen an gebaggerten Sedimenten extrapolierten und aus Feldmessungen an Wasserproben wäh-

rend der Baumaßnahmen abgeschätzten Nährstoffeinträge den jährlichen Eintragswerten für den Greifswalder Bodden (Bachor, 2005) gegenübergestellt. Die Werte zeigen u.a. die Größenordnung der aus Eluatversuchen möglicherweise resultierenden Überschätzung.

### 3.4 Weitere mögliche Auswirkungen

Weitere bei der Baggerung zu erwartenden Effekte wie Einflüsse auf das Lichtklima durch Suspensionswolken, physikalische Effekte durch Überdecken assimilierender Pflanzen oder Ausräumen von Makrozoobenthos sollen hier nicht vertieft betrachtet werden, da sie bei allen Unterhaltungsbaggerungen unvermeidbar sind. Durch die Wahl der verwendeten Baggerungstechnologie (hier Greiferbagger) und eines optimalen Baggerungszeitraumes (hier: Frühsommer, d.h. außerhalb des Vogelfluggeschehens, außerdem nach der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons und nach dem Laichgeschehens der regional wichtigsten Fischarten) wurden mögliche Wirkungen gemindert.

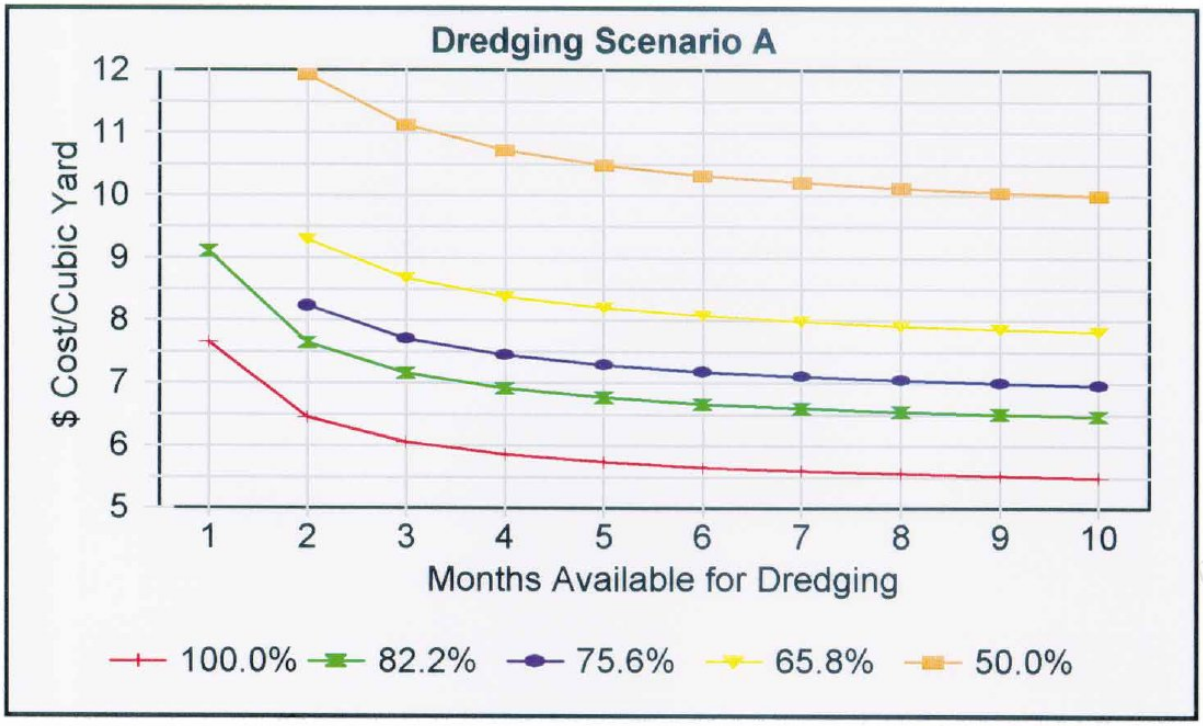



Abb. 3.4.1-1: Baggerkosten (Ordinate) in Abhängigkeit von der Anzahl der für Baggerungen zur Verfügung stehenden Monate (x-Achse) und der Baggereffizienz (%) (Dickerson u.a., 1998)

Allerdings ist bei einer Beschränkung der Baggerarbeiten auf solche „ökologischen Fenster", die durch meteorologische Randbedingungen oft noch verkleinert werden, i.d.R. mit deutlich höheren Baggerkosten zu rechnen. Den Zusammenhang zwischen der Baggereffizienz, den für Baggerungen verfügbaren Monaten eines Jahres und den daraus resultierenden Kosten

beim Einsatz eines Greiferbaggers mit einem Greiferinhalt von ca. 12,2 $m^3$ stellen z.B. Dickerson u.a., (1998) für eine Sandbaggerung (ca. 190.000 $m^3$ auf einer Fläche von etwa 0,125 $km^2$; Transportstrecke: ca. 8 km; s. Abb. 3.4-1) dar. Zumindest tendenziell lassen sich diese Relationen auf Baggerungsvorhaben in deutschen Küstengewässern übertragen.

### 3.4.1 Beeinflussung von Rast- und Zugvögeln

Nordische Tauch- und Meeresenten nutzen den Greifswalder Bodden als Durchzugs- und Rastgebiet im Zeitraum von etwa September bis Mai. Bei milden Wintern in Deutschland und Skandinavien (wie zuletzt in 2006/2007 beobachtet) verkürzt sich dieser Zeitraum entsprechend (Tab. 3.4.2-1). Die Tauchenten ernähren sich vorrangig von Muscheln (vor allem Sandklaffmuschel / *Mya arenaria*). Optimale Bedingungen finden sie im Tiefenbereich von etwa 2-6 m Wassertiefe. Im Schorrebereich (<2 m) stört dagegen die starke Dynamik, in Wassertiefen >6 m herrscht i.d.R. Schlickbedeckung mit ungünstigen Lebensbedingungen für Muscheln sowie für andere Makrozoobenthosorganismen und damit auch für die sich davon ernährenden Wasservögel.

Tab. 3.4.1-1: Vorkommen von Enten im Greifswalder Bodden (nach *Leipe*, 1989)

| **Art** | **Vorkommen** | **Höhepunkt** | **Max. Best.** |
|---|---|---|---|
| Eisente | Oktober - Mai | März/April | 50.000 |
| Bergente | September - Mai | Okt., Apr. | 30.000 |
| Reiherente | ganzjährig | Nov., März | 10.000 |
| Trauer- und Samtente | Okt.-Mai (Mauserzug: Jul./Aug.) | März/April | 10.000 |
| Schellente | ganzjährig | Nov., März | 5.000 |
| Eiderente | September - Mai | - | 1.000 |
| Tafelente | ganzjährig | Sept./Okt. | 1.000 |

In den Zentralbereichen des Greifswalder Boddens mit Schlickbedeckung kommt es wegen des deutlich ungünstigeren Nahrungsangebots nicht zu Ansammlungen von Zug- und Rastvögeln. Eine erhebliche Beeinflussung der Avifauna durch das Umlagern war deshalb nicht zu erwarten. Die Ergebnisse der Vogelzählungen lagen zum Zeitpunkt der Erarbeitung dieses Zwischenberichtes noch nicht vor.

### 3.4.2 Beeinflussung der Ichthyofauna

Für den Greifswalder Bodden sind bei einer Bewertung umlagerungsbedingter Beeinträchtigungen für Fische besonders deren spezielle Lebensraum- und Nahrungsansprüche sowie das Laichgeschehen der im Bodden vorrangig anzutreffenden Arten zu berücksichtigen. Entsprechende Informationen enthält Tabelle 3.4.3-1. Die Dauer des Durchlaufens des Larvenstadiums hängt bei allen Arten von einer Reihe von Umweltfaktoren ab, wird aber in erster Linie durch die Wassertemperatur gesteuert. Niedrige Temperaturen verlängern die Embryonal- und Larvalentwicklung, höhere begünstigen eine schnellere Entwicklung.

Der Bericht von *Lill & Gosselck* (2007; Fachgutachten G.4)) macht deutlich, dass im Greifswalder Bodden vorrangig den Flachwasserbereichen eine hohe Bedeutung für die Fischfauna zukommt, insbesondere auch für das Laichgeschehen und den Aufwuchs der Larven. Die untere Tiefengrenze für das Laichen des Herings in den makrophyten- und strukturreichen Randgebieten des Boddens liegt bei etwa 6 m. Die untere Verbreitungsgrenze von Makrophyten beträgt im Süden des Boddens etwa 2,3 m und im Nordteil 5-6 m. In den Flachwasserbereichen des Boddens wurden Fischabundanzen im Bereich von 135-414 Ind./ha. festgestellt.

Der zentrale tiefere Bereich des Greifswalder Boddens, das „Pelagial" (*Jönsson u.a.*, 1997), ist wesentlich individuenärmer (max. 135 Ind./ha). Dabei handelt es sich vorrangig um den Hering und den Dreistachligen Stichling. Beide Arten weisen nach den entsprechenden Richtlinien (*HELCOM*, 2007; *Fricke* 1999, 2007; *Fricke* u.a. 1996) keinerlei Gefährdungsstatus aus. Während allerdings der Stichling im Greifswalder Bodden ohne fischereiliche Bedeutung ist, kommt dem Hering eine große Bedeutung zu (wie im Bodden außerdem Aal, Plötz, Blei, Hecht, Dorsch, Hornhecht, Flussbarsch, Zander und Flunder).

Tab. 3.4.2-1: Basisinformationen zu den im Greifswalder Bodden vorkommenden Fischarten (Quelle: *Lill*, 2007)

| **Art** | **lateinische Bezeichnung** | **Lebensraum** | **typische Nahrung** | **Laichreife, nach Jahren** | **Laichzeit, typisch, von-bis** |
|---|---|---|---|---|---|
| ***Ökonom. bedeutsame Fische*** | | | | | |
| Aal | *Anguilla anguilla* | Benthal | inverti-piscivor | 8-14(♂♂); 7-18 (♀♀) | katadrome Art |
| Barsch | *Perca fluviatilis* | Pelagial, Phythal | inverti-piscivor | 2-3 | März-Juni |
| Flunder | *Platichthys flesus* | Benthal | invertivor | 2-3 (♂♂); 3-4(♀♀) | Februar-Mai |
| Hecht | *Esox lucius* | Pelagial, Phythal | piscivor | 2-3 | Februar-April |
| Hering | *Clupea harengus* | Pelagial | planktivor | 2-3 | März-Mai |
| Hornhecht | *Belone belone* | Pelagial | piscivor | ab 2 | Mai-Juni |
| Kliesche | *Limanda limanda* | Benthal | invertivor | 2-3 (♂♂); 3-5 (♀♀) | April-August |
| Scholle | *Pleuronectes platessa* | Benthal | invertivor | 2-4 (♂♂); 3-6 (♀♀) | November-März |
| Steinbutt | *Psetta maxima* | Benthal | invertivor | 3-5 | April-August |
| Zander | *Sander lucioperca* | Pelagial, Benthal | piscivor | 2- 5 | April-Mai |
| ***Andere Fische*** | | | | | |
| Aalmutter | *Zoarces viviparus* | Benthal, Phythal | invertivor | 2-3 | August-September |
| Blei | *Abramis brama* | Benthal, Phythal | omnivor | 3-4 | Mai-Juli |
| Butterfisch | *Pholis gunellus* | Benthal, Phythal | invertivor | ab 3 | November-Januar |
| Grasnadel | *Sygnathus typhle* | Benthal, Phythal | invertivor | ab 1 | Juni-August |
| Grundeln | *Pomatoschistus spec.* | Benthal | invertivor | 7 Mon. bis 1 | März-September |
| Güster | *Blicca björkna* | Benthal, Phythal | omnivor | 3-4 | Mai-Juni |
| Kaulbarsch | *Gymnocephalus cernuus* | Benthal | invertivor | 1-2 | März-April |
| Plötze | *Rutilus rutilus* | Benthal, Phythal | omnivor | 3- 5 | April-Mai |
| Sandaal | *Ammodytes tobianus* | Benthal | inverti-piscivor | nach 2 | April-September |
| Seehase | *Cyclopterus lumpus* | Benthal | invertivor | 3-5 | Februr-Mai |
| Seescorpion | *Myoxocephalus scorpius* | Benthal | inverti-piscivor | nach 2 | November-März |

| Art | lateinische Bezeichnung | Lebensraum | typische Nahrung | Laichreife, nach Jahren | Laichzeit, typisch, von-bis |
|---|---|---|---|---|---|
| Dreist. Stichling | *Gasterosteus aculeatus* | Pelagial, Phythal | omnivor | nach 1 | März-Juli |
| Stint | *Osmerus eperlanus* | Pelagial | plankti-piscivor | 3-4 | März-April |

- *planktivor - Art, deren Nahrung überwiegend aus Plankton besteht*
- *omnivor - Art, deren Nahrung aus pflanzlicher und tierischer Nahrung besteht*
- *piscivor - Art, deren Nahrung überwiegend aus Fischen besteht*
- *invertivor - Art, deren Nahrung überwiegend aus makroskopischen Wirbellosen besteht*

Quellen:


- Ladiges, W. & D. Vogt (1979): Die Süsswasserfische Europas, 2. Auflage, Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Müller, H. (1983): Fische Europas, Neumann-Verlag, Leipzig, Radebeul.
- Fricke, R. (1987): Deutsche Meeresfische – Bestimmungsbuch. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- Muus, B.J. & J.G. Nielsen (1999): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Kosmos-Naturführer, Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. Stuttgart.
- Vilcinskas, A. (2004): Fische - Mitteleuropäische Süßwasserarten und Meeresfische der Nord- und Ostsee, 2. Auflage, BLV Verlagsgesellschaft mbH München Wien Zürich.


Beeinflussung des Rügenschen Frühjahrsherings und der Heringsfischerei

Für Fischarten, die als ausgewachsene Tiere in den Bodden einwandern, ist bekannt, dass ihre Vorliebe für Seegraswiesen direkt mit dem Laichvorgang zusammenhängt. Arten wie der Hering (*Clupea harengus* L.) und der Hornhecht (*Belone belone* L.) heften ihren Laich an die Seegraspflanzen, während der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) gut getarnte Nester in die Seegraswiese baut. Dementsprechend sind die ökologischen Bedingungen während der Laichzeit zur Ablage, Befruchtung und Entwicklung der Eier sowie für den Schlupf und Aufwuchs der Larven von entscheidender Bedeutung. Große Bedeutung kommt dabei der Struktur der Laichplätze und ihrem Pflanzenbewuchs zur Eiablage zu.

Die Geschlechtsreife eines Herings tritt zwischen dem zweiten und dem vierten Lebensjahr ein. Der Ostseehering laicht im Frühjahr, der Nordseehering im Herbst.

Der Hering laicht in Grundnähe. Der Laichvorgang eines Milchners umfasst ca. 500.000 Eier. Die Eier legen sich wie ein Teppich auf den Makrophyten bzw. auf dem Grund ab. Nach ca. 2 Wochen schlüpfen die durchsichtigen Larven und steigen dann zur Wasseroberfläche empor. Im geschlechtsreifen Alter ziehen die Jungfische wieder zu den großen Schwärmen. Zum Laichen zieht es den Hering dann wieder in Küstennähe bzw. in den Bodden.

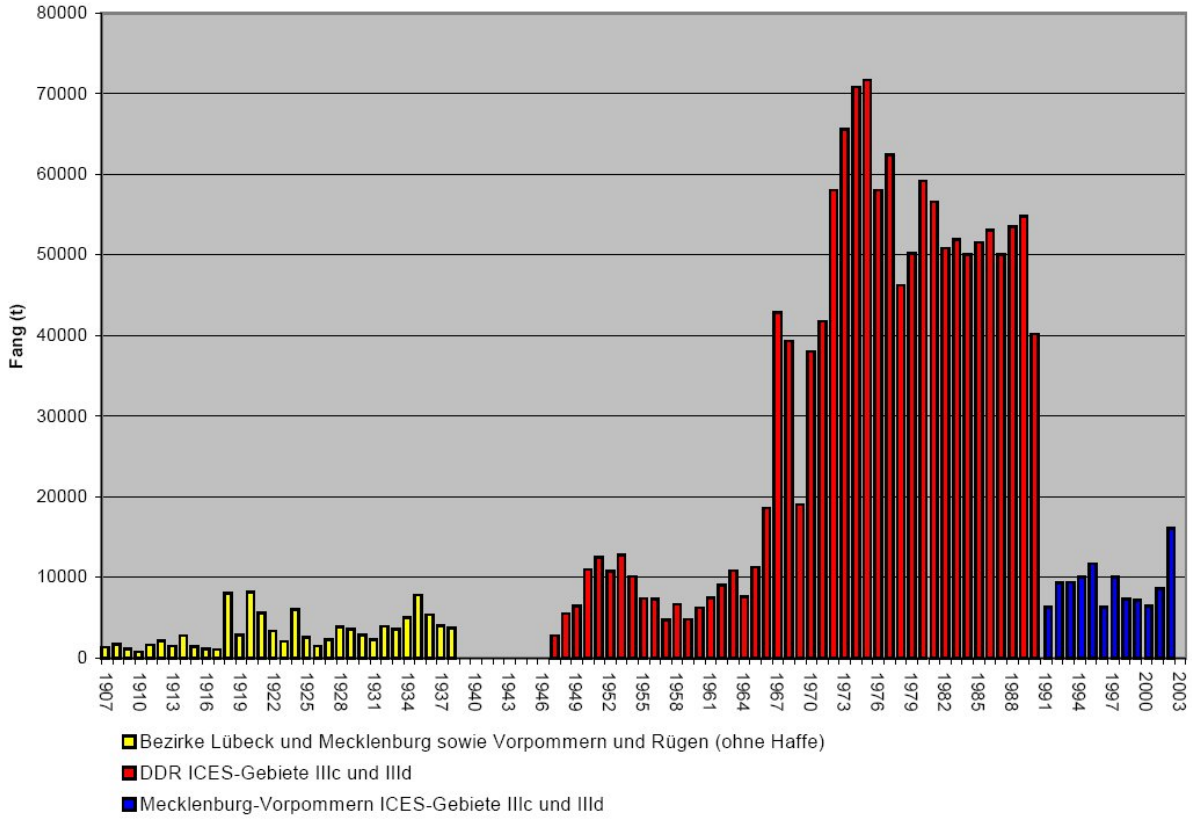



Abb. 3.4.2-1: Angelandete Heringsfänge in Mecklenburg-Vorpommern, 1907-2002 (Quelle: *BfN*, 2004)

Gleichbleibend hohe Erträge der Heringsfischerei machen deutlich, dass der gegenwärtig überwiegend als mesotroph einzuschätzende Gewässerzustand des Greifswalder Boddens einen stabilen Makrophytenbestand, der Bedingung für den Laicherfolg ist, sichert. Unter eutrophen Bedingungen würden sich die Sichttiefe und damit auch die Verbreitungsgrenze der Makrophyten als Kinderstube der Heringslarven deutlich reduzieren, im Falle oligotropher Gewässergüte wären die Rekrutierungsbedingungen von Fischen (Hering) zur Sicherung ausreichender Fänge ebenfalls suboptimal (*Vietinghoff* u.a., 1990).

Die Heringsfischerei in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns hatte insbesondere zu DDR-Zeiten eine große volkswirtschaftliche Bedeutung, verzeichnete jedoch nach 1990 einen starken Rückgang (Abb. 3.4.3-2). Ökologisch nachhaltige Quoten werden i.d.R. nur zu einem geringen Prozentsatz abgefischt. Entsprechend der geringen Anzahl verbliebener Küstenfischer und des geringen mit Hering zu erzielenden Preises erfolgt eine intensivere Fischerei i.d.R. nur in den Hauptmonaten März und April (Abb. 3.4.3-2).

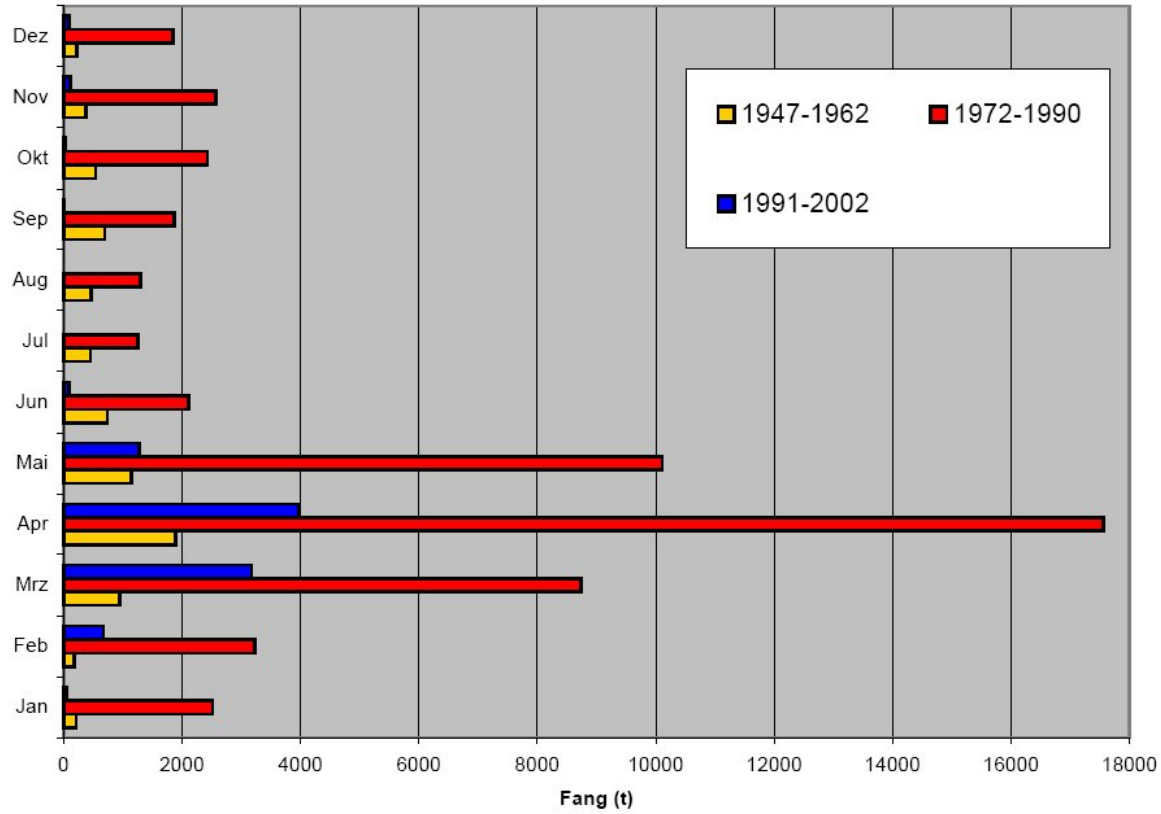



Abb. 3.4.2-2: Monatliche Verteilung der Heringsfangmengen, 1947-2002 (Quelle: *BfN*, 2004)

Fazit: Für das Laichen des Rügenschen Frühjahrsherings im Greifswalder Bodden sind vor allem die küstennahen Gebiete, vorzugsweise die mit Makrophytenbestand am Boden, d.h. die mit Wassertiefen <6 m, von Bedeutung. Zentrale tiefere Bereiche des Greifswalder Boddens sind von eher geringer Bedeutung für das Laichgeschehen des Herings. Eine mechanische Beeinflussung von driftenden Fischlarven durch Überdeckung oder Beschädigung beim Umlagern ist nicht ausgeschlossen, sollte andererseits auch nicht überbewertet werden, da die Bodenmorphologie keine Anreicherung der Fischlarven an den Klappstellen fördert.

Der Bereich der Klappstelle *KS 517* ist kein für die Fischerei ausgewiesenes Vorzugsgebiet des Greifswalder Boddens. Aufgrund des in 2007 früh einsetzenden Laichgeschehens war die Heringsfischerei und Embryonalentwicklung im Bodden spätestens Ende Mai überwiegend vorbei.

Untersuchungen zu Fischlarven

Die Ergebnisse der vom 11. Mai bis 14. Juni 2007 mit einem Bongonetz im Ost- und Südostteil des Boddens durchgeführten Fänge von Fischlarven (*Lill & Gosselck*, 2007) lassen sich für die einzelnen Arten, wie in Tabelle 3.4.3-2 dargestellt, zusammenfassen. Als Summe der Mittelwerte ergibt sich für alle bei den Untersuchungen angetroffenen Fischarten eine Lar-

venkonzentration von 6,5 Ind./m$^3$. Dieser Wert ist etwa jahreszeitlich repräsentativ für den pelagischen Bereich der Klappstellen. Da der Baggerungsbereich in der Palmerort-Rinne in unmittelbarer Nähe zu mit Makrophyten bewachsenen Flachwasserbereichen angesiedelt ist, kann von mehrfach höheren Fischlarvenkonzentrationen ausgegangen werden. Hier wurde deshalb ein Wert von 27,1 Ind./m$^3$ angesetzt, welcher der Summe der in Tabelle 3.4.2-2 aufgelisteten Maximalkonzentrationen entspricht.

Tab. 3.4.2-2: Anzahl von Fischlarven im Mai/Juni 2007 im Greifswalder Bodden (Bongonetzfänge; Werte in Ind./m$^3$)

| | **Hering** | **Barsch** | **Grundeln** | **Kaulbarsch** | **Grasnadel** | **Sandaal** | **Hornhecht** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Mittelwert | 3,75 | 1,63 | 0,54 | 0,35 | 0,06 | 0,04 | 0,12 |
| Median | 2,29 | 0,48 | 0,36 | 0,35 | 0,06 | 0,04 | 0,12 |
| RSA (%) | 61 | 29 | 66 | 100 | | | |
| Minimum | 0,23 | 0,08 | 0,08 | 0,17 | 0,06 | 0,04 | 0,12 |
| Maximum | 18,68 | 6,00 | 1,75 | 0,52 | 0,06 | 0,04 | 0,12 |
| n*) | 36 | 16 | 12 | 6 | 2 | 1 | 1 |

*) Präsenz / Anzahl von Bongonetzfängen mit positivem Befund

Für die Betroffenheiten der Fischfauna durch die Baggerungen in der Palmerort-Rinne und die Umlagerungen des Baggergutes auf die Klappstellen *KS 517* und *KS 527* wurden auf der Basis der Ergebnisse der baggerungs- und umlagerungsbegleitenden Untersuchungen konservative Ansätze gewählt.

Das mit Baggergut durchschüttete Volumen an den Klappstellen wurde unter der Annahme einer aufgeklappten Ladefläche von jeweils 15 x 50 = 750 m$^2$ und mittleren Wassertiefen von 7 m (*KS 517*) bzw. 9 m (*KS 527*) grob orientierend angenommen.

Für den Baggerungsbereich Palmerort-Rinne wurden eine mittlere Wassertiefe von 7,5 m, ein Gesamtareal von 2,4 ha und eine jeweils zweimalige Betätigung des Backengreifers in einem bestimmten Areal bis zum sicheren Erreichen der Solltiefe ausgegangen. Verluste ergeben sich für die mit dem Greifer zufällig erfassten Bodenfische und Larven sowie für die in der Wassersäule mechanisch beeinflussten Organismen.

Fische sind i.d.R. in der Lage, sich herannahenden Gefahren durch Flucht zu entziehen. Der Einsatz von Eimerketten-, Löffel- und Greiferbaggern ist für Fische weitgehend unproblematisch, da diese im Gegensatz zu hydraulischer Baggerung keine Saugströmung[10] erzeugen und die Fische die Möglichkeit des Ausweichens haben. Bei schlickigen Sedimenten, wie im Ziegelgraben und in der Palmerort-Rinne, ist es unwahrscheinlich, dass sich Bodenfische darin eingegraben haben und von den Baggergeräten erfasst werden.

Die Scheuchwirkung von baggerungsbedingten Turbulenzen, visuellen Reizen sowie Vibrationen und Schallemissionen des Baggers und der fahrenden Schuten vermindert außerdem

[10] Anströmgeschwindigkeiten am Saugkopf von Hopperbaggern können bis zu 6 m/s betragen. Dies liegt deutlich über den Fluchtgeschwindigkeiten von Fischen (z.B. Stichling ca. 0,4 m/s; Hering ca. 1 m/s; Lachs ca.2,5 m/s) (nach *IBL*, 2007). Die Fluchtgeschwindigkeiten von Fischlarven liegen noch einmal deutlich unter denen adulter Fische.

die maximal jeweils im Seeareal zu erwartende Individuendichte deutlich. Es ist ziemlich unwahrscheinlich, dass Einzelfische bzw. Fischschwärme herankommende Schuten ignorieren und sich überschütten lassen.

Gefährdet durch Überschütten sind in erster Linie benthische Fischarten wie Plattfische. Deren Abundanz liegt auf Sandböden (*KS 527*) jedoch deutlich höher als auf Schluffböden (*KS 517*), wo sie nach den bisher vorliegenden Beobachtungen nur wenig Nahrung, z.B. in Form von Muscheln, vorfinden, bzw. diese Gebiete aufgrund der schlechteren Sauerstoffversorgung in bodennahen Wasserschichten eher meiden.

Fünf Befischungen in 2007 mit einem Grundschleppnetz (11. und 22. Mai, 10. Juni: südlich Thiessower Haken; 14. Juni: Gräftengrund und Loch) ergaben das in Tabelle 3.4.2-3 zusammengefasste Ergebnis. Bei dem eingesetzten Netz handelte es sich um eine *Aalzeese* mit einer Steertmaschenweite von 38 mm, einer Netzhöhe von 1,5 m und einer durch Scherbretter aufgehaltenen Netzbreite von 10 m. Die Summe der mittleren Häufigkeiten der einzelnen Fischarten ergibt sich zu rund 66 Ind./ha.

Die aus Sicht der Ichthyofauna durch das Baggern und Umlagern insgesamt betroffenen Meeresbodenflächen und Gewässervolumina (162.600 $m^2$ bzw. 916.500 $m^3$) sind in Bezug auf die entsprechenden Gesamtboddenwerte (510.200.000 $m^2$ bzw. 2.960.000.000 $m^3$; nach *Correns*, 1976) vernachlässigbar gering (0,032 % bzw. 0,031 %). Als „gering“ sind dementsprechend die summarischen Fisch- und Fischlarvenverluste zu werten.

Tab. 3.4.2-3: Mittlere Individuendichte für Fische im Mai/Juni 2007 im Greifswalder Bodden (Grundschleppnetzfänge / Aalzeese; Werte in Ind./ha)

| | **Mittelwert** | **Bereich** | **Anzahl** |
|---|---|---|---|
| *Clupea harengus,* Hering | 3,72 | 1,2-6,0 | 5 |
| *Platichthys flesus,* Flunder | 6,62 | 0,8-10,6 | 5 |
| *Perca fluviatilis,* Barsch | 22,50 | 0,8-35,8 | 5 |
| *Osmerus eperlanus,* Stint | 27,28 | 0,1-100,9 | 4 |
| *Sprattus sprattus,* Sprott | 2,03 | 0,2-5,6 | 3 |
| *Zoarces viviparus,* Aalmutter | 1,28 | 0,4-2,1 | 3 |
| *Esox lucius,* Hecht | 0,20 | 0,1-0,3 | 3 |
| *Rutilus rutilus,* Plötz | 0,40 | 0,2-0,7 | 3 |
| *Sander lucioperca,* Zander | 0,53 | 0,3-0,9 | 3 |
| *Gasterosteus aculeatus,* Dreistachliger Stichling | 0,30 | 0,1-0,5 (1.221,8) | 2 (3) |
| *Hyperoplus lanceolatus,* Großer Sandaal | 0,25 | 0,1-0,4 | 2 |
| *Coregonus maraena,* Schnäpel | 0,15 | 0,1-0,2 | 2 |
| *Cyclopterus lumpus,* Seehase | 0,10 | | 1 |
| *Gymnocephalus cernuus,* Kaulbarsch | 0,20 | | 1 |
| *Myoxocephalus scorpius,* Seeskorpion | 0,30 | | 1 |

Hinzu kommt, dass das Boddenwasser etwa zehnmal pro Jahr mit Wasser der angrenzenden Ostsee, vor allem über die Boddenrandschwelle, und des Strelasunds ausgetauscht wird, was bei länger laufenden Baggervorhaben, mit größeren umzulagernden Sediment-

mengen und in Anspruch genommenen Umlagerungsflächen bzw. Wasservolumina auf Klappstellen, als auswirkungsmindernder Faktor zu berücksichtigen ist.

Untersuchungen aus den USA zeigen, dass die oben angesetzten Verlustraten für Fische und Fischlarven stark konservativ bzw. wahrscheinlich überschätzt sind:

*Clarke & Wilber* (2000) analysierten die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen zu Reaktionen von Fischeiern und Fischlarven sowie von adulten Bodenfischen und Mollusken auf verschiedene baggerungsbedingte SPM-Konzentrationen. Generell zeigten Eier und Larven von Fischen aus dem Ästuar- und Küstenbereich zwar die empfindlichsten Reaktionen aller untersuchten Arten, jedoch wurde der Laicherfolg des Atlantischen Herings (*Clupea harengus*) bis zu Konzentrationen von 7.000 mg/l nicht beeinträchtigt. Die Eientwicklung blieb bei ganztägigen SPM-Konzentrationen von 300-500 mg/l unbeeinflusst. Allerdings verursachte bereits eine sehr dünne Sedimentauflage für Heringseier eine beträchtliche Mortalität. Heringslarven, die bei SPM-Konzentrationen >540 mg/l aufwuchsen, waren tendenziell kleiner als andere.

In Abbildung 3.4.2-3 werden die Ergebnisse der Literaturübersicht zusammengefasst. Dabei werden Wirkdauern von bis zu 15 Tagen erfasst und neben den prozentualen Mortalitäten auch subletale Effekte berücksichtigt.

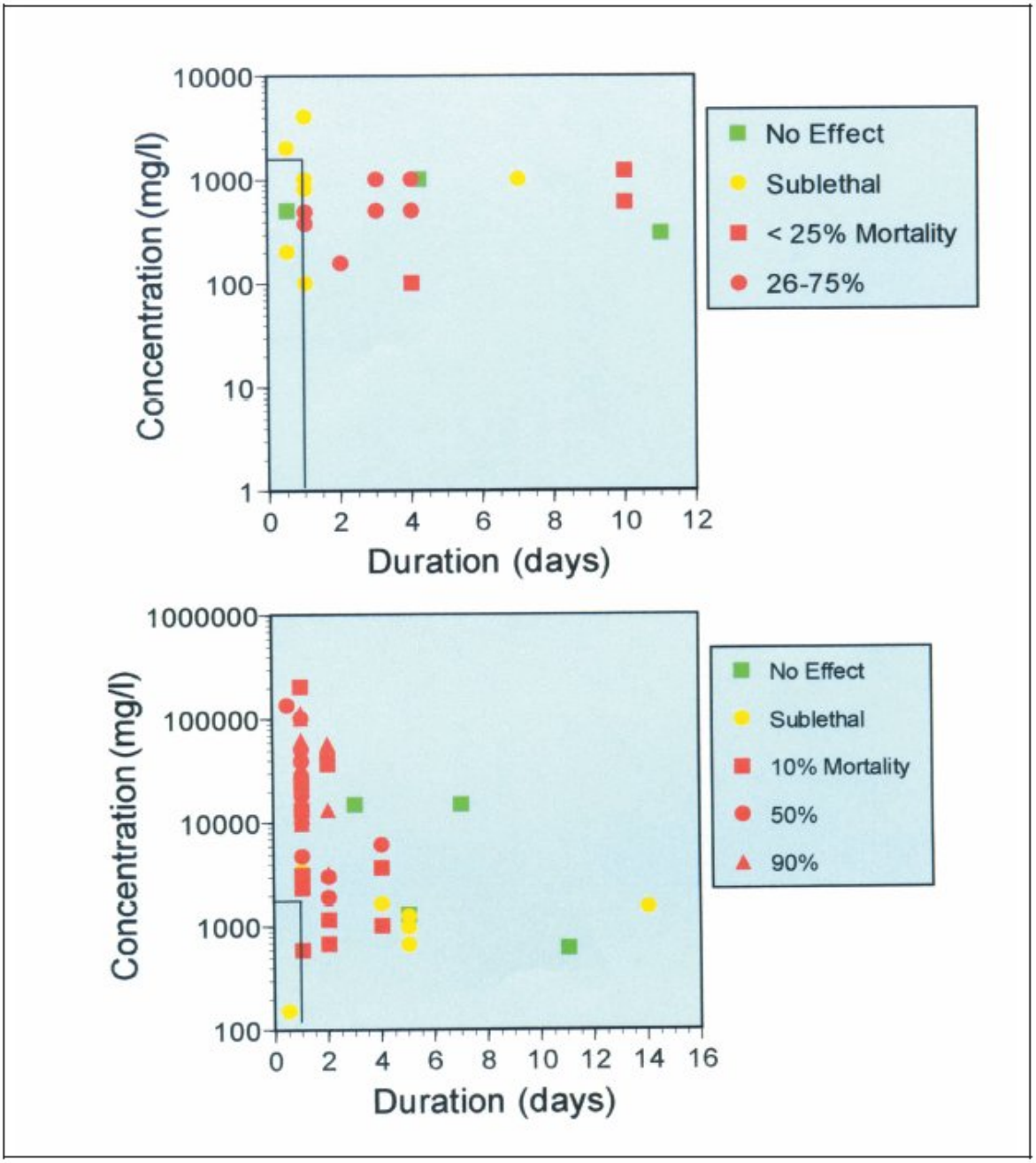



Abb. 3.4.2-3: Reaktionen von im Brackwasser lebenden und anadromen[11] Fischen (unten) sowie ihrer Eier und Larven (oben) auf unterschiedliche Konzentrationen suspendierter Partikel (SPM). Die angegebenen Rechtecke aus SPM-Konzentration und Zeitdauer können als typisch für die meisten Baggerungsmaßnahmen angesehen werden (nach *Clarke & Wilber*, 2000)

[11] *Anadrom* lebende Fischarten wie der Lachs halten sich die längste Zeit ihres Lebens im Salzwasser auf, laichen jedoch im Süßwasser, wo sich auch die Larven und juvenilen Formen entwickeln. *Katadrome* Arten wie der Aal laichen im Salzwasser (Sargasso-See), wandern dann jedoch in Richtung Brack- und Süßwasser.

Adulte ***Muscheln*** können im Gegensatz zu Fischen i.d.R. höhere Suspensionsmengen tolerieren, wie sie auch bei natürlichen Ereignissen, z.B. bei Sturm, auftreten. Sie reduzieren ihre Pumpraten und können überschüssiges Sedimentmaterial als Pseudofäkalien wieder abgeben. Aber auch die Muscheln zeigen subletale Effekte. Bei Sandklaffmuscheln (*Mya arenaria*) kam es beispielsweise bei Exposition zu SPM-Konzentrationen von 100-200 mg/l in den ersten 7 Tagen u.a. zu einem Einziehen der Siphons, nach 15 Tagen zu einer reduzierten Reaktion auf mechanische Stimuli und zu länger herausragenden Siphons nach 30 Tagen. Miesmuscheln andererseits zeigten erhöhte Wachstumsraten bei hohen Algenkonzentrationen, wenn dem Wasser gleichzeitig Schluffteilchen zugefügt wurden.

Die lethalen SPM-Konzentrationen für adulte Muscheln lagen bei etwa 10.000 mg/l, d.h. in der Größenordnung von „*fluid mud*“[12]. Wie bei den Fischen zeigten die Ei- und Larvenstadien von Muscheln ebenfalls eine gegenüber adulten Tieren etwas erhöhte Empfindlichkeit in Bezug auf Sedimentsuspensionen. Muscheleier (*Mercenaria mercenaria*) entwickelten sich allerdings bis zu Schwebstoffkonzentrationen von 1.000 mg/l noch effektfrei zu Larven (Dauer des Eistadiums ca. 12 h). Das länger dauernde Larvenstadium der Muscheln verlief noch bis zu 750 mg/l problemlos.

*Clarke & Wilber* (2000) gehen bei Unterhaltungsbaggerungen mit Greiferbaggern von einem mittleren Baufortschritt von 12-18 m/h, maximalen Suspensionskonzentrationen von 1.100 mg/l und einer bodennahen Trübstofffahne mit einem Durchmesser von maximal 1.000 m, typisch 500 m, aus. Danach wären sessile Organismen im Bereich der beeinflussten Zone jeweils etwa 2,8 bis 4,3 Tagen den genannten Konzentrationen maximal ausgesetzt.

*Colby & Hoss* (2004) untersuchten im Labor an insgesamt fünf Fischarten, u.a. Flunder, unter welchen Konzentrationen suspendierten Materials die Nahrungsaufnahme (Zooplankton) eingestellt wird. Besonders empfindlich erwies sich dabei die Flunder, die nur bei geringen Suspensions- und hohen Planktonkonzentrationen Nahrung zu sich nahm. Heringsartige nahmen dagegen noch bei den höchsten Suspensionskonzentrationen Plankton zu sich. Heringslarven reduzierten allerdings ihre Nahrungsaufnahme, wenn sie einen Tag bei einer SPM-Konzentration von 2.000 mg/l gehalten wurden. Mortalität wurde für sie bei einer 48-stündigen Exposition zu 19.000 mg/l beobachtet.

Die Einschätzung hinsichtlich einer, bei Beachtung der Laichzeiten und der für das Laichen und den Aufwuchs juveniler Formen wichtigen Regionen (flache Küstensäume), schwachen Beeinträchtigung der Fischfauna durch die aquatische Umlagerung im Greifswalder Bodden deckt sich mit Auswirkungsprognosen für andere rezente Baggerungsvorhaben, z.B. in der Weser (*GfL*, 2006).

[12] *Fluid mud* ist eine hochkonzentrierte Feststoffsuspension, die nur eine geringe Tendenz zur Konsolidierung aufweist, aber durch hohe Anteile von organischen Materialien wie mikrobiologischem Schleim zwischen den Feststoffpartikeln durch Verklebungseffekte stabilisiert wird. *Fluid mud* ist also kein Schlick, obwohl es zeitweise ähnliche Festigkeitseigenschaften wie Schlick aufweisen kann. Im Gegensatz zur Nordsee (Hamburg, Emden, Rotterdam,...) kommt *fluid mud* im Bereich der Ostseehäfen nicht vor (S-H, 2003).

### 3.4.3 Beeinflussung von Makrobenthos

Die Verbreitung von *Makrophytobenthos* ist für den Greifswalder Bodden auf Wassertiefen bis ca. 6 m begrenzt. In größeren Tiefen sind vereinzelt driftende Algen anzutreffen.

Die Küstenbereiche des Greifswalder Boddens weisen dagegen einen zum Teil dichten Bewuchs mit Makrophyten auf. Diese Bereiche werden durch verdriftende Sedimentpartikel aus einer Umlagerung auf die *KS 517* wegen der großen Entfernung und der mittleren Wind- und Strömungsrichtungen nicht in relevanten Konzentrationen erreicht.

Die *Makrozoobenthosgemeinschaft* von Schlickböden ist arten- und individuenarm. Sie wird i.d.R. dominiert von wenigen Polychaeten. In der Ostsee (Arkonabecken) tritt daneben eine Muschelart (Ostseemuschel / *Macoma* spec.) gehäuft auf. Durch das Umlagern wird das Makrozoobenthos auf dem entsprechendem Schüttareal überdeckt. Beim Verschütten von feinkörnigem, nicht verklumptem Baggergut und Schütthöhen von ≤0,5 m überlebt ein großer Teil der Makrozoobenthosorganismen, vor allem der Polychaeten.

Eine Beeinflussung von Makrophytobenthos ist nicht zu erwarten. Ein substantieller Teil des überschütteten Makrozoobenthos überlebt die Umlagerung, ein anderer Teil stirbt jedoch ab. Der Eingriff ist unerheblich, da eine rasche abundanz- und artkonforme Wiederbesiedelung zu erwarten ist und zwischenzeitlich keine Nahrungsdefizite für Wasservögel resultieren.

## 4. Zusammenfassung

Mit Schreiben vom 16.09.2004 beantragte das Land Mecklenburg-Vorpommern beim Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (BMVBS) den Ausbau des Nördlichen Peenestromes auf NN -7,50 m Wassertiefe.

Die in der Vorzugsvariante 2 (Loch / Landtief) zu baggernden 1.9 Mio. m³ sollen überwiegend im Gewässer umgelagert werden (vgl. Unterlagen A.1 und A.5).

Für die Beurteilung der Umweltauswirkungen wurden die Ergebnisse der messtechnischen Begleitung der aquatischen Umlagerung bei der Unterhaltungsbaggerung in der Ostansteuerung zum Hafen Stralsund 2007 genutzt.

- Die Unterhaltungsbaggerung von ca. 87.000 $m^3$ feinkörniger, leicht bis mittel anthropogen belasteter Schlicksedimente in der Palmerort-Rinne und im Ziegelgraben und besonders das Umlagern dieses Baggergutes auf Flächen im bzw. östlich vom Greifswalder Bodden (WSA-Klappstellen *KS* 517 und *KS 527*) wurde von einem umfangreichen sedimentologisch-geochemischen, hydrologisch-hydrochemischen, avi- und ichthyofaunistischen sowie Benthosmonitoring begleitet. Unter dem Einsatz von Dauermessungen an Bojenstationen, von Tagesmessungen und wiederholten Messkampagnen wurden entsprechende Güteparameter für das Wasser, die Sedimente und die betreffenden Biotope vor, während und nach den Baggerungs- und Umlagerungsmaßnahmen ermittelt.

- Obwohl eine Validierung bestimmter Rohdaten und die Ergebnisse einiger Laboranalysen, z.B. zur Makrozoobenthosverteilung, zur Biotopstruktur (Videokartierungen) und zur Sedimentqualität auf den Klappstellen <u>nach</u> Umlagerungen des Baggergutes, derzeit noch ausstehen und weitere Untersuchungskampagnen bis in 2008 hinein geplant sind, wurde eine Zwischenauswertung der Untersuchungsresultate vorgenommen. Schwerpunktmäßig konzentrierte sie sich -unter Einbeziehung von Literaturdaten- auf die Fragen der Entstehung und Ausbreitung von Trübstoffwolken, den Eintrag von Nährstoffen und die Sauerstoffzehrung im Wasserkörper durch umgelagertes Baggergut sowie auf die mögliche Beeinträchtigung der Ichthyofauna des Greifswalder Boddens.

- Die bisherigen Untersuchungsergebnisse bestätigen die auf der Basis der regionalen Bedingungen, der relevanten Literatur sowie vielfältiger Erfahrungen und orientierender Berechnungen für das Vorhaben abgegebenen Prognosen, dass
  - oberflächennah keine oder nur kurzzeitig Trübungen sicht- und messbar sind,
  - die sich oberhalb des Meeresbodens bildenden Trübstoffwolken nur eine sehr geringe Sedimentmasse beinhalten, auch durch natürliche Starkwindereignisse erzeugt werden können, nach Umlagerungen maximal etwa 1-2 h nachweisbar sind, dabei i.d.R. unter mittleren Strömungsverhältnissen eine Ausdehnung von etwa 200-300 m mal 500 m besitzen und in Bezug auf die genutzten Klappstellen in keinem Fall mit Makrophyten bewachsene Areale erreichen.

- keine für den Gewässerzustand relevante negative Beeinflussung des Sauerstoffhaushaltes eintritt (s.a. *BfG*, 2001, *Müller* u.a., 1998),
- der Nährstoffeintrag in das Gewässer beim Umlagern deutlich unter dem liegt, der aus Eluatversuchen im Labor extrapolierbar ist und bei einem Verbringen des Baggergutes auf ein Spülfeld (Drigge) zu erwarten gewesen wäre, sowie vernachlässigbar gering ist sowohl in Bezug auf die gesamten im Baggergut vorhandenen Stickstoff- und Phosphorgehalte als auch in Relation zu entsprechenden Massenbilanzen für den Greifswalder Bodden,
- unter Beachtung der Laichzeiten nur vernachlässigbar geringe Auswirkungen für Fische und die Fischerei auftraten.

- Verdriftungsmuster für feinkörnige Sedimente waren nur am Boden der in einem Schlicksedimentationsbereich des Boddens angesiedelten Klappstelle *KS 517* sichtbar. Auf der östlich vor der Boddenrandschwelle liegenden Klappstelle KS 527 wurden für den Wasserkörper etwa gleiche Auswirkungen in Bezug auf Konzentrationsänderungen beim Sauerstoff und bei Nährstoffen sowie in Bezug auf das Verhalten von Trübstofflinsen beobachtet. Es fehlten allerdings auf den *Side-Scan-Sonar*-Aufnahmen des Meeresbodens Hinweise auf lokale Verdriftungs- und Ablagerungsmuster für suspendiertes Material. Wie aus der Zusammensetzung der natürlicherweise anstehenden Sedimente (vorwiegend sandig, zum Teil auch kiesig) zu erwarten war, verhindert hier offenbar eine vergleichsweise aktive Hydro- bzw. Sedimentdynamik das dauerhafte Absetzen signifikanter Mengen feinkörniger Suspensionen. Diese werden nach weiterer Dispersion im statistischen Mittel in Richtung auf das Arkonabecken transportiert, wo sie sich dauerhafter ablagern könnten.

## 5. Literatur

Anonym (1989): Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum Bd. 5; mit Einzelbeiträgen von S. Streicher, R. Reinicke, H.-J. Stigge, H. Krisch, V. Kell, U. Brenning, T. Geisel & U. Meßner, H.M. Winkler, E. Biester, Th. Leipe, R. Holz, D. Sellin, K. Harder & G. Schulze, G. Klafs und R. Lampe.

Bachor, A. (2005a): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente, Schriftenreihe des LUNG M-V, 219 S.

Bachor, A. (2005b): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - eine Belastungsanalyse. Rostock, Meeresbiolog. Beitr. 14, 17-32.

Bartels, S., U. Klüber (1998): Die räumliche Verteilung des Makrophytobenthos und seine Akkumulation von Nährstoffen und Schwermetallen. Teil 1: Erfassung des Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten. In: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP) / Synthesebericht des Verbundprojektes (Hrsg. R. Lampe). Greifswalder Geographische Arbeiten Bd. 16, 316-325.

Bauerhorst, H. (1999): Seismostratigraphie und Fazies jungquartärer Sedimente im Bereich der südlichen Ostsee“. Diplomarbeit an der EMAU Greifswald.

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2001): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Ems-Ästuar, Klappstelle 1 bis 7. Bericht BfG-1329, 111 S., 28 Anlagen.

Birklund, J. & J.W.M. Wijsman (2005): Aggregate extraction: A review on the effect on ecological functions. Report Z3297.10, erstellt am DHI / Water & Environment (Dänemark) und WL / Delft Hydraulics (Niederlande) im rahmen des Fifth Framework Programme Project SANDPIT No. EVK3-CT-2001-00056

Bobertz, B. (2000): Regionalisierung der sedimentären Fazies der südwestlichen Ostsee. Dissertation an der EMAU Greifswald, 2000.

Bokuniewicz, H.J. (1985): Submarine borrow pits as containment sites for dredged sediment. In: Wastes in the Ocean, vol. 2, John Wiley & Sons, New York, S. 215-227.

Bokuniewicz, H.J. u.a. (1978): Field study of the mechanics of the placement of dredged material at open-water sites. Report D-78-7, prepared by Yale University for USACE, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.

Boyd, S.E., D.S. Limpenny, H.L. Rees & K.M. Cooper (2005): The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). ICES J. Mar. Sci. 62, 145-162.

Brandsma, M.G., D.J. Divoky (1976): Development of models for prediction of short-term fate of dredged material discharged in the estuarine environment. Report D-76-5, prepared by Tetra Tech, Inc. for USACE, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.

Burkhardt, K & G. Witte (1998): Erosions- und Sedimentationsverhalten der Sedimente im westlichen Oderästuar und im Greifswalder Bodden. Bodden 6, 77-90.

Clarke, D.G. & D.H. Wilber (2000): Assessment of potential impacts of dredging operations due to sediment resuspension. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E9), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Colby, D. D. Hoss (2004): Larval fish feeding responses to variable suspended sediment and prey concentrations. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E16), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Correns, M. (1976): Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. Vermessungstechnik 24, H. 12, 459-461.

Dahlke, S., Ch. Wolff, H.W. Bange (1998): Mikrobieller N-, S- und C-Umsatz und die Emission von $N_2O$ und $CH_4$ im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. In: Greifswal-

der Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP) / Synthesebericht des Verbundprojektes (Hrsg. R. Lampe). Greifswalder Geographische Arbeiten Bd. 16, 370-402.

Dickerson, D.D., K.J. Reine & D.G. Clarke (1998): Economic impacts of environmental windows associated with dredging operations. DOER Technical Notesd Collection (TN DOER-E3), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Dickerson, C., K.J. Reine & D.G. Clarke (2001): Characterization of underwater sounds produced by bucket dredging operations. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E14), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Fricke, R. (1999): Annotated checklist of the marine and estuarine fishes of Germany, with remarks on their taxonomic identity. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, (A) 587, 1-67.

Fricke, R., O. Rechlin, H. Winkler, H.-D.O. Bast & E. Hahlbeck (1996): Rote Liste und Artenliste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 48, 83-90.

Fricke, R. u.a. 2007 (in Vorb.). Rote Liste der Fische der Ostsee.

GfL (2006): Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle - Umweltverträglichkeitsuntersuchung Überlagerungsvariante, im Auftrag der WSV (WSA Bremerhaven & WSA Bremen),

GOAP (1997): Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse - Verbundprojekt der Universitäten Greifswald und Rostock sowie Instituten in Hinrichshagen, Wedel und Geesthacht, den Energiewerken Nord (EWN) und der Universität Stettin 1993-96; gefördert vom Bundesminister für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) Förder-Nr. 03F0095C; Projektleiter: R. Lampe.

Gubbay, S. (2003): Marine aggregate extraction and biodiversity. Information, issues and gaps in understanding. Report to the Joint Marine Programme of the Wildlife Trusts and WWF-UK.

HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission) (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation. BSEP 45.

HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission) (1997): Report on the evaluation of atmospheric deposition to riverine input of nitrogen to the Baltic Sea. BSEP 68.

HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission) (2007): HELCOM Red list of threatened and declining species of lampreys and fishes of the Baltic Sea. BSEP 109, 42 S.

Hitchcock, D.R. & B.R. Drucker (1996): Investigation of benthic and surface plumes associated with marine aggregates mining in the United Kingdom. In: “The Global Ocean - Towards Operational Oceanography” Oceanology International.

Hitchcock, D.R. & S. Bell (2004): Physical impacts of marine aggregate dredging on seabed resources in coastal deposits. J. Coastl. Res. 20 (1), 101-114.

HR Wallingford (2003): United States/European Union Co-ordination with HR Wallingford on “Dredge material fate modelling improvements”. Final Report - April 2003 by T.N. Burt. United States Army, European Research Office of the U.S. Army, London, England, Contract Number N68171-01-M-5407. HR Wallingford Repot No EX 4891, 54 S.

HTG (2006): Hafentechnische Gesellschaft - Fachausschuss Baggergut: Verwertung von feinkörnigem Baggergut im Bereich der deutschen Küste. Fachbericht, 37 S.

IBL (2007): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz. Schutzgut Tiere und Pflanzen, aquatisch - Teilgutachten Aquatische Fauna - (Bestand und Prognose), Unterlage H.5b. IBL Umweltplanung im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSA HH) und der Freien und Hansestadt Hamburg / Hamburg Port Authority (HPA), 02/2007, 200 S.

ICES (1992): Effects of extraction of marine sediments on fisheries. ICES Coop. Res. Rep. 182.

ICES (2001): Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES Coop. Res. Rep. 247.

John, S.A., S.L. Challinor, M. Simpson, T.N. Burt & J. Spearman (2000): Scoping the assessment of sediment plumes from dredging. CIRIA (Construction Industry Research and Information Association) Report C547, ISBN 0-86017-547-2,190 S.

Jönsson, N., A. Busch, Th. Lorenz & B. Korth (1997): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. (GOAP), Abschlussbericht.

Kuhrts, Ch., W. Fennel, T. Seifert & M. Schmidt (2002): Modeling sedimentary processes in the western Baltic. ICES CM 2002/P:06.

Lampe, R. (2004): Sedimentation und Resedimentation in den östlichen Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Workshop „Strategien zur Sanierung von Küstengewässern“, Rostock, 16./17.11.2004.

Lampe, R., H. Meyer (1995): Räumliche und zeitliche Muster der Verteilung von Wasserinhaltsstoffen im Westteil des Oder-Ästuars. Wasser & Boden 47 (9), 14-19.

LAWA (2007): Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. LAWA-AO, Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen; Arbeitspapier II, Stand 07.03.2007, 13 S.

Lill, D. R. & F. Gosselck (2007): Charakteristik der Fischfauna aus der Sicht der Fischerei unter Berücksichtigung von naturschutzfachlichen Aspekten im Bereich des Greifswalder Boddens und Nördlichen Peenestroms; Betrachtungszeitraum: Fischereiwirtschaftliche Daten 2000-2006; Aktuelle Probennahme: Mai-Juni 2006; Bericht: August 2007, Institut für Angewandte Ökologie GmbH, Alte Dorfstr. 11, 18184 Neu Broderstorf; 58 S.

Maushake, C. (2007): Untersuchungen zur Verdriftung von Baggergut auf der Klappstelle KS527 im Rahmen einer Systemerprobung. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg, 08. August 2007, 13 S.

MESL (2004): Impacts of overboard screening on seabed & associated benthic biological community structure in relation to marine aggregate extraction. Report prepared by Newell, R.C., L.J. Seiderer, J.E. Robinson, N.M. Simpson, B. Pearce & K.A. Reeds (Marine Ecological Surveys Limited) for Office of the Deputy Prime Minister & MIRO (Minerals Industry Research Organisation), Project No. SAMP.1.1022, 152 S.

MESL (2007): Predictive framework for assessment of recoverability of marine benthic communities following cessation of aggregate mining. Report prepared by Marine Ecological Surveys Limited for Department for Environment Food & Rural Affairs (Defra). Project No. MEPF04/02, 115 S. + Anhänge (466 S.).

Meyer, F. & A. Ernst (1999): Ausbau von Wasserstraßen in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern - Notwendigkeit und Auswirkungen auf den Lebensraum Küstenzone. Bodden 7, 17-30.

Meyer, H., R. Lampe, P. Jonas, K. Buckmann (1998): Nährstoffe im Oderästuar - Transporte und Inventare. In: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP) / Synthesebericht des Verbundprojektes (Hrsg. R. Lampe). Greifswalder Geographische Arbeiten Bd. 16, 99-129.

MIRO & Royal Haskoning (2003): Marine aggregate extraction: Approaching good practice in environmental impact assessment.

Müller, A. & U. Mathesius (1999): The palaeoenvironment of the coastal lagoons in the southern Baltic Sea. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 145, 1-16.

Müller, D., S. Pfitzner & M. Wunderlich (1998): Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. Wasser & Boden 1998, 26-32.

Newell, R.C., L.J. Seiderer & D.R. Hitchcock (1998): The impacts 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 36, 127-178.

Newell, R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson & J.E. Robinson (2004): Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofaiuna off the south coast of the United Kingdom. J. Coastl. Res. 20 (1), 115-125.

S-H (2003): Neues Verfahren zur Hafenschlickentsorgung. Kleine Anfrage an den Schleswig-Holsteinischen Landtag, Drucksache 15/3098, 2003-12-05.

Schernewski, G., Th. Neumann & M. Wielgat (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee – Hydro-chemical and chlorophyll-a reference conditions in southern German Baltic coastal waters according to the European Water Framework Directive. Rostock. Meeresbiolog. Beitr., Heft 15, 7-23.

Seiderer, L.J. & R.C. Newell (1999): Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. ICES J. Mar. Sci. 56, 757-765.

Thackston, E.L. & M.R. Palermo (2000): Improved methods for correlating turbidity and suspended solids for monitoring. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E8), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

TÜV (1999): TÜV Nord Umweltschutz: Bericht zur *Phase 3* des Untersuchungsprogrammes zur Machbarkeit und zu den Auswirkungen einer Verklappung von Baggergut aus dem Bauvorhaben „Feste Warnowquerung“ in der Mecklenburger Bucht.

USACE (1983): Dredging and dredged material disposal. Engineer Manual EM 1110-2-5025, 94 S.

USACE (1986a): Fate of dredged material during open-water disposal. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-01-2, September 1989, 12 S.

USACE (1986b): Guide to selecting a dredge for minimizing resuspension of sediment. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-09-1, December 1986, 7 S.

USACE (1988a): Sediment resuspension by selected dredges. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-09-2, March 1988, 8 S.

USACE (1988b): A preliminary evaluation of contaminant release at the point of dredging. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-09-3, April 1988, 11 S.

USACE (1989): Predicting and monitoring dredge-induced dissolved oxygen reduction. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-06-9, November 1989, 11 S.

USACE (1991a): Technical considerations for application of leach tests to sediments and dredged material. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-02-15, October 1991, 16 S.

USACE (1991b): Risk assessment: An overview of the process. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-06-15, December 1991, 11 S.

USACE (1992): Risk-based testing of dredged material for aquatic disposal evaluations. Environmental Effects of Dredging - Technical Notes, EEDP-01-28, December 1992, 11 S.

USACE (1998): Use of sediment quality guidelines (SQGs) in dredged material management. Dredging Research Technical Note EEDP-04-29, May 1998, 14 S.

USEPA (1993): Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic contaminants for the protection of benthic organisms by using equilibrium partitioning. Draft EPA-Report EPA 822-R-93-011.

Valeur, J.R. (2004): Sediment ionvestigations connected with the building of the Öresund Bridge and Tunnel. Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography 104 (2), 1-12.

Verse, G. (2003): Sedimentation und paläogeographische Entwicklung des Greifswalder Boddens und des Seegebietes der Greifswalder Oie (südliche Ostsee) seit dem Weichsel-Spätglazial. Schriftenreihe für Geowissenschaften 12, 158 S.

WGEXT (1999): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 19.-24. April 1999, Uppsala, Schweden. ICES CM 1999/E:5, 58 S.

WGEXT (2000): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 11.-14. April 2000, Gdansk, Polen. ICES CM 2000/E:07, 178 S.

WGEXT (2001): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 3.-6. April 2001, Stromness, Orkney, Schottland. ICES CM 2001/E:06, 84 S.

WGEXT (2002): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 9.-13. April 2002, Boulogne-sur-Mer, Frankreich. ICES CM 2002/E:06, 124 S.

WGEXT (2003): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 1.-5. April 2003, Ostende, Belgien. ICES CM 2003/E:07, 108 S

WGEXT (2004): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 30. März – 2. April 2004, Insel Vilm, Deutschland. ICES CM 2004/E:07, 102 S.

WGEXT (2005): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 5.-8. April 2005, San Sebastian, Spanien. ICES CM 2005/E:06, 102 S.

WGEXT (2006): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 4.-7. April 2006, Cork, Irland. ICES CM 2006/MHC:07, 91 S.

Wille, A. & R. Lampe (1999): Nährstoffaustauschraten an der Sediment-Wasser-Grenzschicht im Oderästuar (Posterbeitrag). Bodden 7, 157.

Ziervogel, K. (2003): Aggregation and transport behaviour of sediment surface particles in Mecklenburg Bight, south-western Baltic Sea, affected by biogenic stickiness. Aggregation und Transportverhalten von Oberflächensedimenten der Mecklenburger Bucht (süd-westliche Ostsee) unter besonderer Betrachtung biogener Klebrigkeit. Dissertation an der Universität Rostock.

Ziervogel, K. & B. Bohling (2003): Sedimentological parameters and erosion behaviour of submarine coastal sediments in the south-western Baltic Sea. Geo-Marine Letters 23 (1), 43-52.