

**SABINE JÄHMLICH**

**UNTERSUCHUNGEN  
ZUR PARTIKELDYNAMIK  
IN DER BODENGRENZSCHICHT  
DER MECKLENBURGER BUCHT**

**GEOMAR**  
Forschungszentrum  
für marine Geowissenschaften  
der Christian-Albrechts-Universität  
zu Kiel

**KIEL 1999**  
**GEOMAR REPORT 75**

**GEOMAR**  
Research Center  
for Marine Geosciences  
Christian Albrechts University  
in Kiel

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
zum Druck genehmigt am 7.2.1996

Redaktion der Reihe: Gerhard Haass

Managing Editor: Gerhard Haass

GEOMAR REPORT  
ISSN 0936 - 5788

GEOMAR REPORT  
ISSN 0936 - 5788

**GEOMAR**  
Forschungszentrum  
für marine Geowissenschaften  
Wischhofstr. 1-3  
D - 24148 Kiel  
Tel. (0431) 600-2555, 600-2505

**GEOMAR**  
Research Center  
for Marine Geosciences  
Wischhofstr. 1-3  
D - 24148 Kiel  
Tel. (49) 431 / 600-2555, 600-2505

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2. Felduntersuchungen zur Zusammensetzung der partikulären Fracht in der Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht</b>	<b>4</b>
2.1. Arbeitsgebiet	4
2.2.1. Die Mecklenburger Bucht	4
2.2. Material und Methoden	7
2.2.1. Verwendete Probennahmegeräte	7
2.2.2. Analysen	9
2.2.3. Statistik	12
2.3. Ergebnisse	12
2.3.1. Korngrößenanalyse	12
2.3.2. Strömungsgeschwindigkeit und -richtung	13
2.3.3. Gesamtes partikuläres Material (TPM)	15
2.3.4. Chlorophylläquivalente (CPE)	17
2.3.5. Partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) und Stickstoff (PON)	19
2.3.6. Bakterienabundanz	21
2.3.7. Bakterienvolumen	23
2.3.8. Sauerstoffverteilung	25
2.3.9. Sauerstoffzehrung im Bodenwasser	27
2.3.10. Harnstoff	29
2.4. Diskussion	31
2.4.1. Der Bodenwasserschöpfer	31
2.4.2. Statistische Betrachtung der Daten	32
2.4.3. Hydrodynamische Sortierung der partikulären organischen Fracht im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht	38
<b>3. Laboruntersuchungen zur Aggregation partikulären Materials in der Bodengrenzschicht</b>	<b>47</b>
3.1. Grundlagen der Aggregatbildung	47
3.2. Material und Methoden	48
3.2.1. Die Aggregatkammer	48
3.2.2. Das Aufnahmesystem	49
3.2.3. Die Bildverarbeitung	49
3.2.4. Analysen	50

3.3. Rolltankexperimente	51
3.3.1. Veränderungen der partikulären Fracht	51
3.3.2. Auswertung der Kameraaufnahmen	60
3.3.3. Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen	64
3.4. Diskussion der Rolltankexperimente	68
3.4.1. Methodenkritik des benutzten Rolltanks	68
3.4.2. Aggregatbildung im Rolltank	70
<b>4. Aggregationsdynamik in der Bodengrenzschicht (BBL)</b>	<b>76</b>
4.1. Material und Methoden	76
4.1.1. Das Partikelkameranystem	76
4.1.2. Auswertung der Videoaufnahmen	76
4.2. Ergebnisse	78
4.2.1. Die Zusammensetzung der partikulären Fracht und die gemessenen Aggregatgrößen in der BBL im November 1994	79
4.2.1.1. Die Station 12	80
4.2.1.2. Die Station 12.a	81
4.2.1.3. Die Station 12.c	83
4.2.1.4. Die Station 23	84
4.2.1.5. Die Station 23.a	85
4.2.1.6. Die Station 23.c	87
4.2.2. Die Fahrt im Oktober 1994	88
4.3.2. Die Form der Aggregate in der BBL	92
4.3. Diskussion	94
4.3.1. Die Partikelkamera als Instrument zur Größenanalyse von Aggregaten	94
4.3.2. Wie bestimmt die partikuläre Fracht die Aggregatgröße in der BBL	95
4.3.3. Die Bedeutung hydrodynamischer Prozesse für die Aggregatdynamik in der Mecklenburger Bucht	97
4.3.3.1. Theoretische Betrachtung der hydrodynamischen Situation in der BBL	98
4.3.3.2. Anwendung des hydrodynamischen Ansatzes auf die BBL der Mecklenburger Bucht	102
<b>5. Zusammenfassung</b>	<b>120</b>
<b>6. Literatur</b>	<b>123</b>
<b>7. Anhang</b>	<b>132</b>

# 1. Einleitung

Der jährliche Umsatz von etwa 150 bis 200 Gt (1Gt = 1 Milliarde Tonnen) Kohlenstoff durch terrestrische und marine Photosynthese stellt nach dem globalen Wasserstoffkreislauf den größten Massentransport auf unserem Planeten dar (MILLIMAN 1974). Der heutige CO<sub>2</sub>-Anstieg von etwa 1,5 ppm im Jahr entspricht nur etwa der Hälfte der CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus dem Verbrauch fossiler Brennstoffe (MOORE & BOLIN 1986). Die Ursache für den um 50% verminderten Anstieg des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalts sind wahrscheinlich in physikalischen und biologischen Prozessen (DEGENS 1979), wie Löslichkeitspumpe und biologische Pumpe (VOLK & HOFFERT 1985) zu suchen. Die biologische Pumpe ist ein wichtiger Prozeß zur Entfernung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre, da Phytoplankton gelösten Kohlenstoff via Photosynthese in organischen Kohlenstoff überführt. Nicht von Zooplankton gefressene Algen sinken massenhaft aus der obersten Wasserschicht. Da Ozean und Atmosphäre im Gleichgewicht stehen, wird der in der Deckschicht biologisch gebundene Kohlenstoff durch CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre wieder aufgefüllt. Untersuchungen des vertikalen Stofftransportes haben gezeigt, daß bedeutende Sedimentationsereignisse mit dem Auftreten von Phytoplanktonblüten in Seen (JEWSON *et al.* 1981), Küstengewässern (SMETACEK, 1980, PEINERT *et al.* 1982) und ozeanischen Bereichen (BODUNGEN *et al.* 1986, DEUSER 1986) gekoppelt sind.

Die Sedimentation von Phytoplanktonblüten ist stark gekoppelt mit der Bildung von Aggregaten (SMETACEK 1985), deren Sinkgeschwindigkeit um ein Vielfaches gegenüber den nicht aggregierten Algenzellen erhöht ist (CADEE 1985). Diese dienen als schnelle Vehikel für den vertikalen Stofftransport und wirken entscheidend an der Regulierung des CO<sub>2</sub>-Haushaltes von Ozean und Atmosphäre mit (LOGAN & ALLDREGDE 1987, ALLDREGDE & GOTSCHALK 1989). Diese Aggregate binden auf ihrem Weg durch die Wassersäule feine lithogene Bestandteile ein, verringern die Trübung des Wassers und beeinflussen somit die Primärproduktion (HONJO 1982, DEUSER *et al.* 1983). Da Aggregate sowohl Substrat für Mikroorganismen als auch Nahrung für Zooplankton und Nekton sind, spielen sie eine wichtige Rolle im marinen Nahrungsnetz (ALLDREGDE & SILVER 1988). Als Mikrohabitate können sie je nach Zusammensetzung höhere Primärproduktionsraten (ALLDREGDE & SILVER 1988) sowie höhere Bakterienabundanzen (ALLDREGDE & YOUNGBLUTH 1985, ALLDREGDE *et al.* 1986) als im umgebenden Wasser aufweisen. Die Bildung von Aggregaten hängt von der Partikelgröße, der Partikelkonzentration im Wasser, der Haftungsfähigkeit (Stickiness), Scherkräften, aber auch von unterschiedlichen Sinkraten der Partikel ab (McCAYE 1984,

JACKSON 1990). Das Ausscheiden von Schleimen durch Bakterien und die Produktion von Exopolymeren, die hauptsächlich bei der Zellyse entstehen, erhöhen die Klebrigkeit der Phytoplanktonzellen während des Absinkens genauso wie die morphologische Klebrigkeit durch Borsten und gelatinöse Fäden (ALLDREGDE & SILVER 1988, RIEBESELL 1991).

Im Flachwasser erreichen diese Aggregate schon nach sehr kurzer Zeit (zum Teil nach weniger als einer Stunde) den Bereich der Bodengrenzschicht und sind dort der Beeinflussung des Meeresbodens unterworfen. Durch die hier auf sie einwirkenden hydrodynamischen Prozesse sind diese Partikel Veränderungen ausgesetzt, die zur Fragmentierung andererseits aber auch zu einer weiteren Aggregation führen können.

Dieser bodennahe Wasserkörper kann unterschiedliche Ausdehnungen haben. Hier ist ausschlaggebend welche Definition angewendet wird. Bezeichnet man diesen Bereich als Ort erhöhter Trübung (man spricht dann von der bodennahen Trübezone, BTZ) kann sie in der Tiefsee mehrere Hundert Meter dick sein (McCAVE 1983), im Flachwasser fanden RHOADS *et al.* (1984) eine solche BTZ in den untersten sechs bis neun Metern in den tiefen Bereichen des Central Long Island Sound. RITZRAU (1992) fand in der Kieler Bucht während eines Untersuchungszeitraums im Winter 1989/1990 eine bodennahe Trübezone bis in mindestens 40 cm über dem Sediment.

Diese bodennahe Trübezone kann jedoch in ihrem unteren Bereich hydrodynamisch untergliedert werden. Die Strömungsgeschwindigkeit nimmt durch Scherung von Wassermolekülen mit der Sedimentoberfläche (no-slip condition) zum Boden hin ab. Am Boden hat die unterste Schicht der Wassermoleküle keine Geschwindigkeit mehr. Der Bereich der Wassersäule bis Freistromgeschwindigkeit (99%) erreicht wird, wird als Benthic Boundary Layer (BBL) bezeichnet. In diesem Kontext wird der Begriff BBL auch in der vorliegenden Arbeit benutzt. Die Höhe dieser BBL hängt also von der Strömungsgeschwindigkeit und der Sedimentbeschaffenheit ab.

Wenn Aggregate diesen Wasserkörper erreichen, werden sie durch die Vorgänge in dieser BBL beeinflusst. Das kann entweder das Fragmentieren der Aggregate durch sehr hohe Scherkräfte sein, wie sie bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten auftreten, aber auch der Einbau resuspendierten Materials. Diese Vorgänge verändern das Größenspektrum der Aggregate und ihre Sinkgeschwindigkeit (EISMA *et al.* 1991).

Untersuchungen in der Bodengrenzschicht zeigten, daß neben der Änderung der Strömungsgeschwindigkeit Veränderungen in der Partikelkonzentration zum Boden auftreten (NOWELL & JUMARS 1987, STERNBERG *et al.* 1986). Diese Veränderung in der Partikelkonzentration sowie der Partikelzusammensetzung wirkt sich wiederum auf die Aggregate aus, die in diesem Bereich ebenfalls Veränderungen unterworfen sind.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, über die Zusammensetzung der partikulären Fracht in der Bodengrenzschicht, über die Aggregatgrößenzusammensetzung in diesem Wasserkörper und über Aggregationsversuche im Labor, die Aggregationsdynamik in der BBL der Mecklenburger Bucht zu verstehen. Darüber hinaus sollte festgestellt werden, ob es in diesem Bereich der Ostsee jahreszeitlich feststellbare Veränderungen in der partikulären Fracht gibt, und wie diese die Wechselwirkung zwischen Aggregation und Disaggregation beeinflussen.

Dazu wurden in den Jahren 1993 und 1994 insgesamt 7 Fahrten in die Mecklenburger Bucht unternommen und Stationen am Rande und in der Mitte eines großen Depositionsgebietes beprobt. Die Probennahme erfolgt mit dem BIOPROBE System von THOMSEN *et al.* (1994) in 5, 10, 20 und 40 cm über Grund. Zusätzlich wurde noch eine Probe aus 5 m über Grund mit einem Kranzwasserschöpfer gewonnen.

Während zweier Fahrten im Oktober und November 1994 wurde zusätzlich ein Partikelkammersystem eingesetzt (THOMSEN *et al.* subm.), um Informationen über die Größenzusammensetzung und Abundanz der Aggregate in der BBL zu erhalten.

Da Aggregate während ihrer Entstehung, aber auch während der Veränderung, die sie in der BBL erfahren, die Zusammensetzung des sie umgebenden Wassers verändern (WELLS & SHANKS 1987) sollten in Laborexperimenten auf einem Rolltisch (SHANKS & EDMONDSON 1989) mit Bodenwasserschöpferproben diese Veränderungen untersucht werden.

Folgende Fragen wird die vorliegende Arbeit versuchen zu klären:

- Gibt es zeitliche und räumliche Veränderungen in der Zusammensetzung der partikulären Fracht im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht, und wie sehen sie aus?
- Lassen sich diese Veränderungen bestimmten hydrodynamischen Situationen zuordnen?
- Wie wirkt sich die Zusammensetzung der partikulären Fracht im Bodenwasser auf die Aggregation (Laborexperimente) aus?
- Wie sieht das tatsächliche Größenspektrum der Aggregate im Bodenwasser aus, und was bewirkt diese Größenzusammensetzung?
- Wie wirken sich die Veränderungen in der partikulären Fracht auf die Aggregate im Bodenwasser aus und läßt sich hier ein Muster erkennen?
- Welche Auswirkung haben Aggregate im Flachwasser auf den Transport und die Deposition von organischem Kohlenstoff zum Boden?

## 2. Feldarbeiten zur Zusammensetzung der partikulären Fracht in der Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht

Die Ostsee hat sich in diesem Jahrhundert von einem oligotrophen Meer in eines der am meisten verschmutzten Meeresgebiete der Erde gewandelt (NEHRING 1990). Verglichen mit der Zeit vor der Jahrhundertwende hat sich der Eintrag an Stickstoff vervierfacht, der Eintrag an Phosphat verachtacht (NEHRING 1985). Diese erhöhten Einträge an den genannten Stoffen breiteten sich über die gesamte Ostsee aus. Eine Ausnahme bildet der Finnische Meerbusen, in dem durch bessere Sauerstoffversorgung eine Erhöhung an Phosphat nicht festgestellt wurde (WULFF & RAHM 1988). In allen untersuchten Teilen der Ostsee wurde in den letzten 10 Jahren gleichzeitig eine signifikante Abnahme des Sauerstoffgehaltes festgestellt (HELCOM No. 35 B). Der größte Teil der tiefen Becken (70 000 km<sup>2</sup>) ist inzwischen aufgrund des Sauerstoffmangels ohne jedes makrobenthische Leben (ANDERSIN *et al.* 1978). Für die meisten Gebiete der Ostsee wurde dagegen eine signifikante Erhöhung der Primärproduktion festgestellt (WULFF *et al.* 1977); dies führt zu einer weiteren Reduzierung des Sauerstoffgehaltes, da die absinkenden Phytoplanktonzellen auf dem Weg durch die Wassersäule und am Boden unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden.

1993 und 1994 wurde das erste Mal seit 15 Jahren ein Vordringen salz- und sauerstoffreichen Wassers aus dem Kattegatt mit einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung in den Becken verzeichnet. Längerfristige Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung der tiefen Becken sind jedoch nicht anzunehmen.

Der erste Teil der vorliegenden Arbeit beschreibt eine Zeitserienstudie in der Mecklenburger Bucht.

### 2.1. Arbeitsgebiet

Für die Felduntersuchungen wurden 7 Fahrten in die Mecklenburger Bucht durchgeführt. Bei der Wahl der Stationen wurde versucht, Stationen mit einzubeziehen, auf denen bereits langjährige Monitoring-Untersuchungen durchgeführt wurden.

#### 2.1.1. Die Mecklenburger Bucht

In den Jahren 1993 und 1994 wurden bei diesen Fahrten im Rahmen des MOST - Projektes die Massenflüsse von organischem Kohlenstoff, Nährsalzen und Spurenelementen zwischen Sediment und Wasser der Mecklenburger Bucht untersucht (Tab. 2.1.).



Tab 2.1.: Liste der durchgeführten Fahrten in das Untersuchungsgebiet der Mecklenburger Bucht in den Jahren 1993 und 1994

Fahrt	Datum	Schiff
1	01.02. - 05.02.1993	F.S. "Alkor"
2	04.05. - 08.05.1993	F.S. "A. v. Humboldt"
3	01.09. - 05.09.1993	F.S. "Alkor"
4	20.11. - 24.11.1993	F.S. "Alkor"
5	01.02. - 05.02.1994	F.S. "A. v. Humboldt"
6	20.04. - 24.04.1994	F.S. "Alkor"
7	07.11. - 12.11.1994	F.S. "Alkor"

Auf allen Ausfahrten wurden, wenn es die Wetterbedingungen zuließen, zwei Stations-transecte beprobt. Eines dieser Transecte lag im Bereich der Lübecker Bucht, die den westlichen Teil der Mecklenburger Bucht bildet, das andere Transect im Zentrum der Mecklenburger Bucht. Hier befand auch der Ausgangspunkt der Monitoring Untersuchungen (Abb. 2.1.). Auf beiden Positionen wurden jeweils 3 Stationen beprobt, die ausgehend von der Station 12 jeweils 2 sm auseinander lagen. Auf dem Transect 23 (küstennah) lagen die Stationen nur 0,5 sm auseinander. Die Koordinaten und Wassertiefen der einzelner Stationen sind in Tabelle 2.2. wiedergegeben.

Tab. 2.2.: Geographische Lage und Wassertiefen der Stationen der Transecte 12 und 23

Station	Wassertiefe	geogr. Breite	geogr. Länge
12	25 m	54° 18,90' N	11° 33,00' E
12.a	25 m	54° 16,90' N	11° 33,00' E
12.c	25 m	54° 12,90' N	11° 33,00' E
23	24 m	54° 03,50' N	11° 03,30' E
23.a	24 m	54° 02,85' N	11° 03,50' E
23.c	16 m	54° 01,60' N	11° 04,00' E

Die Mecklenburger Bucht bildet zusammen mit der Belt See und dem Kattegat das Übergangsgebiet der Ostsee zum atlantischen Wassersystem (EHLIN 1981). Sie ist ein Teil der westlichen Ostsee, der als erster von dem Einstrom salzreichen Wassers betroffen ist. Das einströmende Wasser hat einen Salzgehalt zwischen 15 und 25‰. Ursache ist die

Tatsache, daß sich ein- und ausströmendes Wasser zwischen Kattegat und Skagerrak mit Atlantikwasser mischen, absinken und dann wieder in die Ostsee zurücktransportiert werden (SOSKIN 1963, zitiert in A. VOIPO, 1981).

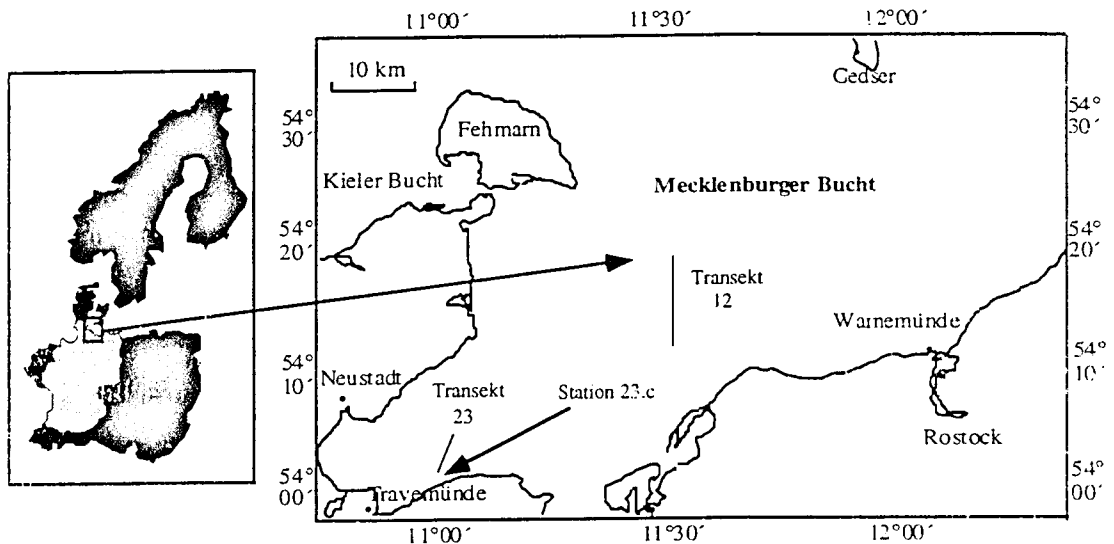


Abb. 2.1.: Karte des Untersuchungsgebietes in der Mecklenburger Bucht. Die beiden untersuchten Transekte sind als Striche, die Station 23.c gesondert, gekennzeichnet.

Die relativ flache, aber stark geschichtete Region ist in der Hauptsache drei externen Kräften ausgesetzt: 1. lokalen Winden, 2. barometrischen Druckgradienten auf Grund von Wasserhöhenunterschieden zwischen Ostsee und Nordsee und 3. baroklinen Dichtegradienten durch den Frischwasserausstrom an der Oberfläche und den Einstrom salzreicheren Wassers nahe am Boden (FENNEL & STURM 1992). Durch die Variabilität der lokalen Windverhältnisse (die Zeitskala von Wetterlagen liegt zwischen 2 und 4 Tagen) sind Zirkulationsprozesse in den meisten Fällen eher charakterisiert durch Angleichungsprozesse als durch permanente Strömungen. Der Druckgradient bedingt eine starke Asymmetrie in der Reaktion auf östliche oder westliche Winde. Nur östliche Winde forcieren gut entwickelte küstennahe Jetströme, während bei Westwetterlagen die Ausbildung von Eddymustern dominiert (FENNEL & STURM 1992). Die Wasserhöhenunterschiede zwischen Kattegat und Ostsee, die sich auch durch Druckgradientenunterschiede bemerkbar machen, haben eine durchschnittliche Zeitskala von ca. 10 Tagen (LASS *et al.* 1987). Der Druckgradient durch die unterschiedlichen Salzgehalte ist mehr oder weniger permanent, kann aber durch lokale dynamische Prozesse wie Eddies und küstennahen Auftrieb ausgeglichen werden.

Das bei Einstromlagen bodennah einfließende salzreiche Wasser aus dem Kattegat wird bei Erreichen der Mecklenburger Bucht von der Corioliskraft nach Westen abgelenkt und

verläuft danach weitgehend küstenparallel. Dabei werden, bedingt durch die topographischen Gegebenheiten, Eddies entlang der Küste abgeschnürt.

Die beiden gewählten Transekte der Mecklenburger Bucht decken die unterschiedlichen Sedimenteigenschaften dieses Gebietes ab. Die Mecklenburger Bucht ist gekennzeichnet durch ein sehr großes Depositionsgebiet feinen Materials. Dieses Depositionsgebiet wird durch das vorherrschende Strömungsregime verursacht. Fünf der sechs untersuchten Stationen lagen innerhalb dieses Depositionsgebietes; es ist ab einer Tiefe von 24 m anzutreffen. Allein die Station 23.c auf dem küstennahen Transekt ist bei einer Wassertiefe von nur 16 m durch sandiges Material gekennzeichnet (siehe Korngrößenanalyse).

## 2.2. Material und Methoden

Auf allen Fahrten wurden die gleichen Probennahmegeräte benutzt und die Wasserproben auf die gleichen Parameter hin untersucht. Die Untersuchungen in der Mecklenburger Bucht wurden auf der Fahrt im November 1994 durch den Einsatz einer Partikelkamera ergänzt. Bei den Fahrten auf der ALEXANDER VON HUMBOLDT konnte zur Beprobung der Wassersäule ein Wasserschöpfer mit integrierter CTD (Multisonde) benutzt werden, auf der ALKOR war es ein Kranzwasserschöpfer. Die CTD wurde auf diesen Fahrten separat gefahren.

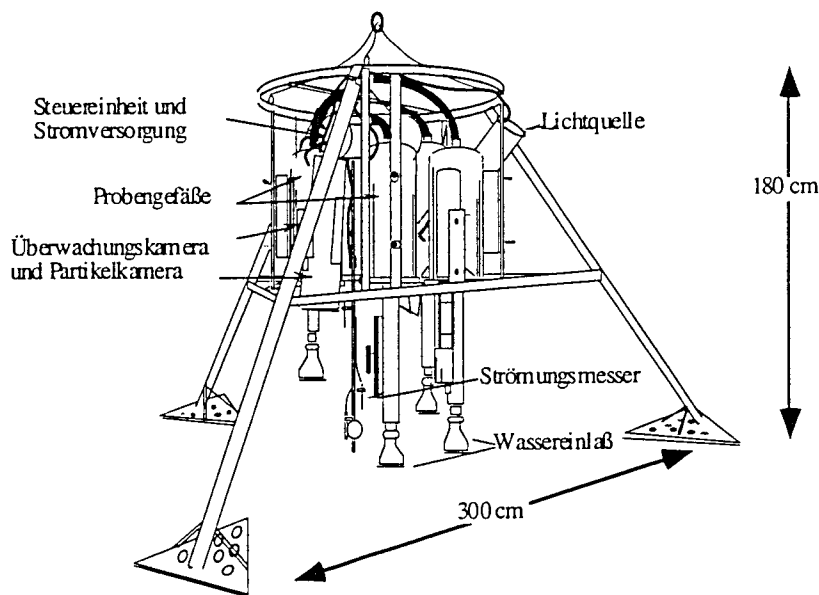
### 2.2.1 Verwendete Probennahmegeräte

Im folgenden Abschnitt werden die Probennahmegeräte erläutert und die Analysemethoden vorgestellt.

#### 2.2.1.1 Das BIOPROBE System

Zur Probenentnahme aus der bodennahen Wasserschicht wurde das "BIOPROBE" System (THOMSEN *et al.* 1994) eingesetzt (Abb. 2.2.). Dieser Bodenwasserschöpfer erlaubt die ungestörte Beprobung der bodennahen Trübezone in vier variabel einstellbaren und definierten Horizonten über dem Sediment. Diese Horizonte liegen bei der vorliegenden Arbeit in 5 cm, 10 cm, 20 cm und 40 cm über dem Sediment. Vor dem Aussetzen werden die ca. 10 l fassenden Schöpfer mit partikelfreiem Seewasser gefüllt. Dabei ist der eigentliche Probenraum mit einem Poly-Ethylen-Beutel von der Plexiglaswandung des Schöpfers getrennt. Die Ansauggeschwindigkeit kann über die Pumpleistung der Strömungsgeschwindigkeit angepaßt werden. Das System wird entweder "online" von Bord aus gesteuert und das Einsetzen der Pumpen ca. 5-10 min nach dem Absetzen durch einen Steuerbefehl gestartet, oder die Steuereinheit wird vor dem Einsatz an Bord getriggert, so daß das Gerät schiffsunabhängig den Pumpvorgang startet.

So wurde bei allen Ausfahrten mit dem F.S. ALEXANDER VON HUMBOLDT in die Mecklenburger Bucht vorgegangen. Das Gerät wurde vom Schiff entkoppelt, nach dem Einsatz mit einem Schlauchboot wieder an das Schiff gekoppelt und an Deck gehievt. Durch Aktivierung der Pumpen wurden die Probenbeutel innerhalb von 8-10 Minuten gleichzeitig befüllt.



Nach THOMSEN *et al.* 1994

Abb. 2.2.: Bodenwasserschöpfersystem „BIOPROBE“

Während der Probennahme wurde mit Thermistorsonden die Strömungsgeschwindigkeit gemessen und registriert. Leider stand bei den Ausfahrten nur eine Sonde zur Verfügung, die in 40 cm über dem Sediment die Strömungsgeschwindigkeit aufzeichnete. Die Sonde wurde im Labor vor den Fahrten auf die Temperatur im Untersuchungsgebiet geeicht, und an eine Strömungsgeschwindigkeit von 2 bis 30  $\text{cm s}^{-1}$  angepaßt. Mit Hilfe der resultierenden Eichgerade konnten die Skalenwerte der Steuereinheit auf die tatsächliche Strömungsgeschwindigkeit umgerechnet werden.

Zusätzlich zu den Proben aus der bodennahen Wasserschicht wurde jeweils eine in 5 m über Grund genommen, um eine Referenz aus der freien Wassersäule zu bekommen. Diese Probe wurde entweder mit einer 10 l Niskinflasche oder mit einem Kranzwasserschöpfer genommen.

### 2.2.2 Analysen

Die Wasserproben aus dem Bodenwasserschöpfer und den Niskinflaschen wurden auf TPM (gesamtes partikuläres Material), Chlorophylläquivalente, POC und PON, Bakterienabundanz und Bakterienbiomasse als partikuläre Bestandteile des Bodenwassers untersucht. Zusätzlich wurden der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffzehrung gemessen. Um den Einfluß der Makrofauna und anderer bodenlebender Organismen auf die Sauerstoffzehrung zu messen, wurde als weiterer Parameter Harnstoff im Bodenwasser bestimmt.

#### Gesamtes partikuläres Material (TPM) und gesamtes anorganisches Material (TIM)

Die Gesamtfracht partikulären Materials wurde durch Filtration von 0,25 - 1 Liter Probenwasser auf vorgeglühte, vorgewogene GF/F Filter ermittelt (LENZ, 1971). Bis zur Analyse wurden die Filter bei -20°C tiefgefroren aufbewahrt. Nach Trocknung im Trockenschrank (60°C, 12 h) wurde die Gewichts Differenz zum Leerfilter ermittelt. Zur Ermittlung des organischen Anteils wurden die Filter für 8 Stunden bei 490°C ausgeglüht. Die Differenz zwischen dem TPM-Gewicht und der übriggebliebenen anorganischen Fraktion (TIM) wird als organischer Anteil am TPM (POM) verstanden. Zur Ermittlung eventuell auftretender Verschmutzung an Bord wurden bei allen Analysen „Blindfilter“ mitgewogen und verarbeitet. Das Gewicht der Blindfilter wurde dann von den Probenfiltern subtrahiert.

#### Chlorophylläquivalente:

Die Messung von Chlorophyll-a und Phaeopigmenten erfolgte fluorometrisch nach EDLER (1979) in einem Turner-Fluorometer, das mit einem Chlorophyll-a Standard gegen ein PM6-Spektralphotometer kalibriert worden war. Die direkt nach der Probennahme auf See eingefrorenen Filter wurden mit 90% Aceton versetzt und abgedunkelt über Nacht auf einem Schütteltisch homogenisiert. Im Anschluß wurden die Proben zentrifugiert und der Überstand zur Messung benutzt. Der Phaeopigmentanteil wurde nach Ansäuerung der Proben ebenfalls fluorometrisch bestimmt (HOLM-HANSEN *et al.* 1965). Die Summe der Daten ergab die Menge an Chlorophylläquivalenten, wie sie in dieser Arbeit Verwendung findet. Die Mengenberechnung von Chlorophyll-a und den Phaeopigmenten erfolgte nach den Gleichungen von EDLER (1979).

#### Partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) und Stickstoff (PON):

Partikulärer organischer Stickstoff und Kohlenstoff wurden in einem Carlo-Erba-NA-1500-Analyser gemessen. Dazu wurde ebenfalls eine Wasserprobe von 0,25 - 1 Liter aus dem Bodenwasserschöpfer auf vorgeglühte GF/F Filter filtriert und bis zur Bestimmung

im Labor tiefgefroren. Vor der Messung wurden die Filter 24h bei 50°C getrocknet. Die Filter wurden dann einzeln in Zinnfolie verpackt und ausgeglüht. Vor der Messung des eigentlichen Probenmaterials wurden Eichgeraden erstellt. Dazu diente als Standard Acetanilid mit einem bekannten Gehalt an Kohlenstoff (71,09%) und Stickstoff (10,36%). Diese Eichgeraden dienen zur Umrechnung der Meßwerte in Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte (in  $\text{mg l}^{-1}$ ) sowie zur Bestimmung ihrer molaren Verhältnisse.

Auf das Ansäuern der Filter mit HCl zum Austreiben des Karbonates wurde verzichtet, da das Phytoplankton in den untersuchten Gebieten der Ostsee zum Großteil aus Diatomeen bestand (WANNER 1995) und die Sedimente in den untersuchten Gebieten karbonatarm sind (WEFER *et al.* 1987). Auf den Filterplatten wurden bis zur Verarbeitung Blindfilter gelagert. Sie dienen als Gradmesser der Verschmutzung im C-N-Analyser. Die Mittelwerte der auf diesen Filtern gefundenen Kohlenstoff- und Stickstoffmengen wurden von den Mengen auf den Probenfiltern abgezogen.

#### Harnstoff:

Harnstoff wurde nach KOROLEFF (1976) bestimmt. Er schlug die modifizierte photometrische Methode von NEWELL *et al.* (1967) vor. Die Proben waren bis zur Bestimmung in gereinigten Nalgene-Flaschen bei -20°C tiefgefroren.

Harnstoff wird von einigen marinen Benthosorganismen aber auch von Zooplanktern als Endprodukt des Stickstoffmetabolismus ausgeschieden. Harnstoff ist auch ein Beiprodukt, das beim Aufspalten von Aminosäuren durch Bakterien und andere einzellige Organismen entsteht. Die Möglichkeit, daß Harnstoff eine wichtige Stickstoffquelle für das Wachstum mariner Phytoplankter darstellt, vermutete schon HARVEY 1940.

Bei der benutzten Methode wird der Harnstoff direkt im Meerwasser gemessen.

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Messungen von Harnstoff ist Sauberkeit. Die Probenflaschen müssen vor dem Benutzen mit verdünnter  $\text{HNO}_3$  gereinigt und vor dem Abfüllen mit Probenwasser gespült werden. Das Tragen von Handschuhen ist wichtig, da ein Verunreinigen der Proben durch ungeschützte Hände den Fehler um das doppelte erhöhen kann. Das Filtrieren der Proben sollte vermieden werden, da viele Filter Harnstoff enthalten.

#### Sauerstoff:

Die Wasserproben aus dem Bodenwasserschöpfer, dem Kranzwasserschöpfer und/oder den Niskinflaschen wurden direkt nach der Probennahme nach der Winklermethode (in GRASSHOFF, 1976) auf ihren Sauerstoffgehalt untersucht.

### Sauerstoffzehrung:

Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung wurden Wasserproben aus dem Bodenwasserschöpfer bei *in situ* Temperatur dunkel inkubiert. Diese Zehrungsversuche wurden während der Fahrten im April und November 1994 durchgeführt. Zur Inkubation standen leider nur relativ kleine Winklerflaschen zur Verfügung (60ml). Es wurden immer 6 Parallelproben genommen. Drei wurden sofort nach der Probennahme, die anderen drei 12-24 Stunden später auf ihren Sauerstoffgehalt untersucht. Die gemessenen Proben wurden in mg Sauerstoff pro Stunde umgerechnet und bis zur Höhe der Bodengrenzschicht sowie bis zur Höhe der Sprungschicht integriert. Die letzteren Zehrungsraten wurden zusätzlich in mg mineralisierten Kohlenstoff pro Stunde unter Berücksichtigung eines respiratorischen Quotienten von 0,85 (HARGRAVE 1977) umgerechnet.

### Bakterienabundanz und Biomasse:

Für die Messung der Bakterienabundanz im Bodenwasser wurde aus dem Bodenwasserschöpfer bzw. der Niskinflasche eine Unterprobe von 100 ml mit 40% Formol auf eine Endkonzentration von 4% versetzt. Die Bestimmung der Bakterienzahl erfolgte durch Direktzählung am Epifluoreszenzmikroskop (RELAXANs *et al.* 1994). Eine Unterprobe von 1-2 ml wurde dann auf schwarz gefärbte Nucleopore-Filter filtriert (0,2 µm Porengröße) und für 5 min mit DAPI (4-6-Diamidino 2-Phenylindol) gefärbt (HOBBIE *et al.* 1977). Nur Bakterien mit scharfen Zellgrenzen wurden gezählt. Pro Filter wurden mit einem Epifluoreszenzmikroskop der Firma Zeiss (Axiovert 35) bei 1000 - facher Vergrößerung 30 Raster ausgezählt. Das Probenvolumen wurde so gewählt, daß pro Raster 20 - 100 Bakterien auszählen waren. Da bis zu 65% der Bakterien in der BBL an Partikel assoziiert sind (THOMSEN & GRAF 1994), wurden zu Anfang Parallelproben mit und ohne Ultraschallbehandlung (2x30 Sekunden) durchgeführt, um an Partikel assoziierte Bakterien zu lösen. Die Abweichung der Parallelproben lag bei unter 5% (4,27% im Mittel), so daß bei der weiteren Probenverarbeitung auf eine Behandlung mit Ultraschall verzichtet wurde. Die Abschätzung der Bakterienbiomasse erfolgte nach THOMSEN (1991) mit Hilfe einer modifizierten halbautomatischen Bildverarbeitungsanlage. Zellvolumina wurden für kokkale Bakterien als Rotationsellipsoid und für Stäbchen als Zylinder betrachtet, sofern das Länge zu Breitenverhältnis  $> 2$  war (THOMSEN 1991). Das mediane Zellvolumen basiert auf 100 Volumenberechnungen. Die zellspezifische bakterielle Biomasse wurde mit Hilfe eines Konversionsfaktors (0,110 pg µm<sup>-3</sup> Zellvolumen) aus den ermittelten medianen Zellvolumina berechnet (BRATBAK & DUNDAS 1984).

### 2.2.3. Statistik

Insgesamt wurden pro Station bis zu 17 verschiedene Parameter gemessen, von denen aber nur ein Teil in dieser Untersuchung berücksichtigt wird. Zur Überprüfung unabhängiger Variablen wurde nichtparametrische Statistik angewendet, da bei der Untersuchung der meisten ökologischen Zusammenhänge nicht von linearen Abhängigkeiten (wenn vorhanden) ausgegangen werden kann. Bei parametrischen Testverfahren wird davon ausgegangen, daß die Datenpunkte um einen Punkt mehr oder weniger variieren oder einer Normalverteilung gehorchen. Nonparametrische Tests lassen auch andere Formen von Abhängigkeiten und Tendenzen zu. Zur Bearbeitung von gepaarten Datensätzen wurde ein Spearman-Rank-Test durchgeführt. Spearman-Rank-Korrelationen (auch Spearman-Rho genannt) sind eine Alternative zum normalen Korrelationskoeffizienten. Er basiert auf den Rängen der Daten, nicht auf den Daten selber und ist damit gegen Ausreißer weniger anfällig; er kalkuliert einen Korrelationskoeffizienten, der auf den Rängen zweier Variabler basiert. Die Nullhypothesen gehen von einer völligen Unabhängigkeit der beiden Variablen aus; sie wird gegen eine alternative Hypothese getestet, bei der ein Rang einer Variablen mit dem Rang einer anderen korreliert. Spearman-Rho reicht von -1 (ein hoher Rang einer Variablen erscheint mit dem niederen Rang einer anderen Variablen) über 0 (keine Korrelation beider Variablen) bis +1 (ein hoher Rang einer Variablen erscheint mit einem hohen Rang einer anderen Variablen).

Bei einigen der untersuchten Abhängigkeiten wurden einfache lineare Regressionsanalysen durchgeführt, da unter Umständen eine Abhängigkeit eines Parameters von einem anderen besteht, andererseits dieser Parameter die Abhängigkeit bestimmt. Für diese Regressionen wurden alle Tiefenhorizonte und gemessenen Parameter zusammengefaßt. Die Nullhypothese lautete, daß die Regression unterschiedlich von Null ist. Diese Hypothese wurde mit einem t-Test überprüft.

## 2.3. Ergebnisse

Die Ergebnisse dieses Kapitels werden in verschiedenen Abschnitten dargestellt. Voran stehen die Ergebnisse aus den Wasserproben des Bodenwasserschöpfers. Es folgen die partikuläre Zusammensetzung der Wasserproben, die Analyse der gelösten Bestandteile und die Abschätzung der Sauerstoffzehrung des Bodenwassers; letztere wird mit der Sauerstoffzehrung an der Sedimentoberfläche verglichen.

### 2.3.1. Korngrößenverteilung

Alle Stationen wurden auf ihre Korngrößenzusammensetzung untersucht (s. Tab. 2.4.).



Tab. 2.4.: Relativer Anteil (Gewichtsprozent der einzelnen Korngrößenklassen im obersten Sedimentzentimeter der Stationen 12 - 23.c (\*))

Korngröße	Station 12 (%)	Station 12.a (%)	Station 12.c (%)	Station 23 (%)	Station 23.a (%)	Station 23.c (%)
< 6,3 µm	25,9	<b>39,1</b>	27,5	<b>33,4</b>	31,7	2,1
6,3-20 µm	29,2	31,5	<b>35,8</b>	31,5	<b>35,4</b>	0,6
20-63 µm	<b>36,2</b>	23,7	28,4	15,7	14,6	4,8
63-125 µm	7,4	4,3	4,6	9,7	7,3	21,2
> 125 µm	1,3	1,4	3,7	9,7	11,0	<b>71,3</b>

(\*) aus WANNER 1995

Die Korngrößen sind als relativer Anteil der einzelnen Größenklassen (Gewichtsprozent) dargestellt. Auf den Stationen 12, 12.a und 12.c sind 91 bis 95% der Sedimentkörner kleiner als 63µm. Auch auf den Stationen 23 und 23.a sind 81 bzw. 82% der Sedimentkörner noch kleiner 63µm. Nur die Station 23.c unterscheidet sich durch den hohen Anteil an Material größer 125µm und gehört damit zur Sandfraktion. 71% des Sedimentmaterials ist schwer erodierbarer Sand, nur 29% gehören der leichter erodierbaren Fraktion an.

Zur besseren Übersicht wurden die Stationen der beiden Transekte zusammengefaßt und ein Mittelwert aus den drei (bzw. auf dem Transekt 23 aus zwei) Stationen gebildet. Dies war nützlich, wenn bei den Fahrten nicht an allen Stationen Proben entnommen werden konnten oder Probenhorizonte fehlten.

Aufgrund der Korngrößenanalyse wurde die Station 23.c gesondert betrachtet und nicht in den Mittelwert des Transektes 23 einbezogen. Leider konnte diese Station nicht auf allen Fahrten untersucht werden (Anmerkung in den Graphiken). In den Untersuchungen wurden also Schlickstationen mit hohem Siltanteil der Sandstation mit geringem Siltanteil gegenüber gestellt.

### 2.3.2. Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsrichtung

Während aller Fahrten wurden die Strömungsgeschwindigkeit und -richtung in 40 cm über Grund ermittelt.

Leider liegen, bedingt durch Ausfälle der benutzten Thermistoren, nicht für alle Stationen der Fahrten Strömungsmessungen vor. Durch den Einsatz einer Überwachungskamera, mit der das Eindringen des Gerätes in den Boden überprüft und ein externer Kompaß beobachtet wurde, konnte aber für alle Fahrten eine Abschätzung der Strömungsrichtung

vorgenommen werden. In der Tabelle 2.5. sind diese Strömungsgeschwindigkeiten, die Strömungsrichtung und die Art der Bestimmung aufgeführt. Im November 1994 diente die eingesetzte Partikelkamera zur Ermittlung der Strömungsgeschwindigkeit.

Tab. 2.5. Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsrichtung während der Fahrten im Jahr 1993 und 1994

Fahrt	Transekt	Strömungsgeschwindigkeit	Strömungsrichtung	Meßsystem
Februar 1993	12	13-25 $\text{cms}^{-1}$	stark drehend	Thermistor
	23	15-25 $\text{cms}^{-1}$	stark drehend	Thermistor
Mai 1993	12	n.d.(*)	SO	
	23	n.d.(*)	NW	
Septem. 1993	12	10-20 $\text{cms}^{-1}$	SO auf SW drehend	Thermistor
	23	3 (*1)-20 $\text{cms}^{-1}$	SO auf NO drehend	Thermistor
Novem. 1993	12	ca.. 30 $\text{cms}^{-1}$	n.d.	Thermistor
	23	ca.. 40-50 $\text{cms}^{-1}$	n.d.	Thermistor
Februar 1994	12	5-7 $\text{cms}^{-1}$	SW nach NW drehend	Thermistor
	23	4-7 $\text{cms}^{-1}$	NW	Thermistor
April 1994	12	1-3 $\text{cms}^{-1}$	SW auf W drehend	Thermistor
	23	1-3 $\text{cms}^{-1}$	N auf NO drehend	Thermistor
Novem. 1994	12	4-12 $\text{cms}^{-1}$	NO auf SW drehend	Partikelkamera
	23	4-5 $\text{cms}^{-1}$	SW	Partikelkamera

(\*) Ausfall der Thermistoren

(\*1) Nur die Station 23.c auf dem Transekt 23 zeigt Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 3 -5  $\text{cms}^{-1}$ , die Stationen 23 und 23.a zeigten wie das Transekt 12 10-20  $\text{cms}^{-1}$  Strömung

Die Strömungsmessungen zeigen, daß 1993 auf den Fahrten generell höhere Strömungsgeschwindigkeiten gemessen wurden. So lagen die Werte auf diesen Fahrten zwischen 10 und 50  $\text{cms}^{-1}$ . 1994 wurden während der Fahrten Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 1 und 12  $\text{cms}^{-1}$  gemessen. Da die Strömungsrichtung während der Untersuchungen stark schwankte, wurde davon ausgegangen, daß sie in den bodennahen Transportprozessen keine Rolle spielte.

### 2.3.3. Gesamtes partikuläres Material (TPM)

TPM wurde während aller Ausfahrten untersucht, jedoch wurden aufgrund der jeweiligen Wettersituation nicht aus allen Horizonten Proben entnommen. In 5 m über Grund lagen die Werte zwischen  $2,4 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 23.c im Februar 1993) und  $14,7 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 12 im Mai 1994). In 40 cm über Grund wurde eine Partikelmenge von  $2,6 \text{ mg l}^{-1}$  im Februar 1993 gemessen, die höchste im Februar 1994 mit  $15,5 \text{ mg l}^{-1}$ . 20 cm über Grund wurden Mengen zwischen  $2,4 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 23.c, Februar 1993) und  $16 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 12.c, Februar 1994) gemessen. In 10 cm über Grund betrug der Bereich  $2,2 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 12.c, Februar 1993) bis  $76,6 \text{ mg l}^{-1}$  (Station 12.a, September 1993). In 5 cm über Grund reichte die Spanne des gemessenen partikulären Materials von  $4,6 \text{ mg l}^{-1}$  auf der Station 23.c im Februar 1993 bis  $58,5 \text{ mg l}^{-1}$  auf der Station 12.a im April 1994 (Abbildung 2.3.-1 - 2.3.-7).

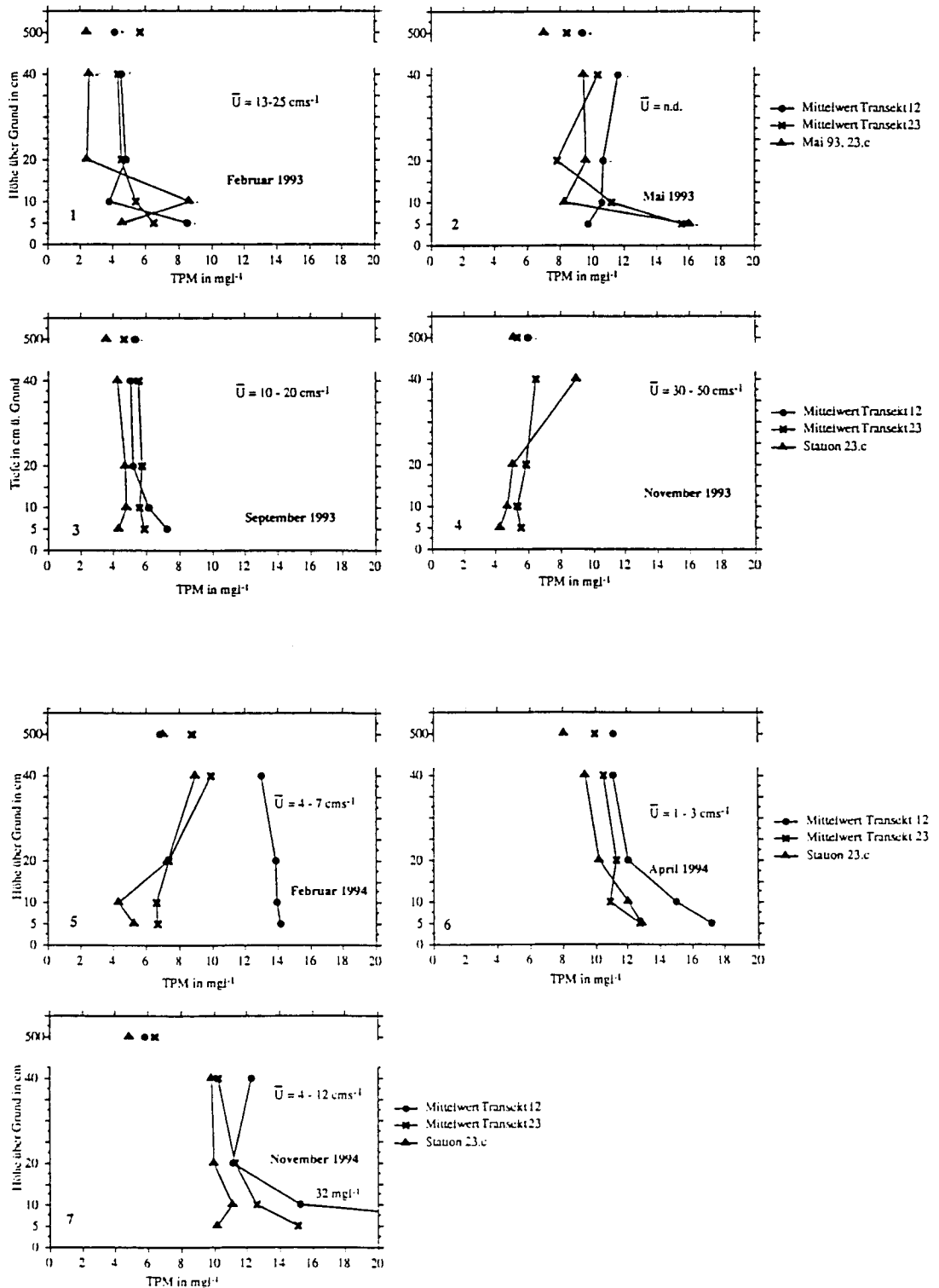
Legen wir die gemittelten Meßwerte jeder Ausfahrt graphisch über die einzelnen Stationen eines Transektes, ergibt sich ein wesentlich einheitlicheres Bild. Allgemein lassen sich höhere Partikelmengen auf dem Transekt 12 im Vergleich mit dem Transekt 23 erkennen. Ein Gradient zum Boden war im November 1994 auf Transekt 12 am stärksten ausgeprägt, mit den geringsten Werten von  $5,8 \text{ mg l}^{-1}$  in 5 m über Grund und den höchsten Werten mit  $43,7 \text{ mg l}^{-1}$  in 5 cm über Grund. Die größte Menge partikulären Materials am Boden (5 cm Horizont) auf Transekt 23 wurde im Mai 1993 mit  $15,7 \text{ mg l}^{-1}$  gemessen. Betrachtet man die Mittelwerte der Transekte jeweils einer Ausfahrt, dann läßt sich erkennen, daß die TPM-Mengen in 5 m über Grund nur gering voneinander abweichen. Die TPM-Mengen der 23 iger Stationen liegen mit Ausnahme der Fahrten im Februar 1993 und 1994 unter denen des 12 er Durchschnittswertes. Auch die gemessenen Partikelmengen in 40 und 20 cm über Grund auf Transekt 12 zeigen auf 5 der 7 Ausfahrten parallele Werte. Direkt über dem Boden, also in 10 bzw. 5 cm über Grund, wurden große Unterschiede zwischen beiden Transekten gemessen. Der Verlauf zum Boden ist nicht parallel, die Werte schwanken stark.

Witterungsbedingt war im November 1993 eine Probennahme aus dem Bodenwasser des Transektes 12 nicht möglich.

Auf die Darstellung der Standardabweichungen von den Mittelwerten wurde aufgrund der besseren Übersichtlichkeit verzichtet. In 5 m über Grund zeigten die Werte eine Abweichung von im Schnitt 20 - 30%. Zum Boden nahm diese Abweichung vom Mittelwert auf ca. 50% zu.

Der Februar 1993 zeigte geringste Mengen TPM auf der Station 23.c. Auf allen Stationen steigen die Werte zum Boden leicht an (Abb. 2.3.-1).

Abb. 2.3.-1 - 2.3.-7: Bodennahe Verteilung des gesamten partikulären Materials auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im Mai 1993 zeigen beide Transekte einen parallelen Verlauf bis in 10 cm über Grund (Abb. 2.3.-2). Die Stationen des Transekts 23 und die Station 23.c weisen einen leichten Anstieg zum Boden auf, während das Transekt 12 zum Boden eine gleichmäßige Verteilung des TPM zeigt (Abb. 2.3.-3).

Im September 1993 zeigen alle Stationen eine relativ gleichmäßige Verteilung des TPM im Bodenwasser.

Im November 1993 liegen nur die Messungen von Transekt 23 und der Station 23.c vor (Abb. 2.3.-4). Die Menge partikulären Materials ist gleichmäßig zum Boden verteilt.

Im Februar 1994 (Abb. 2.3.-5) war die Bodenwasserschicht auf dem Transekt 12 gut vermischt. Die Station 23.c zeigt eine leichte Abnahme des partikulären Materials zum Boden, allerdings ist die Menge TPM in der Probe aus 5 cm über Grund um ca. 20% höher gegenüber der aus 10 cm.

Im April und November 1994 sind wieder parallele Werte der Partikelfracht im Bodenwasser zu verzeichnen. Die Mengen zeigen auf beiden Fahrten einen deutlichen Gradienten zum Boden, der auf dem 12 er Schnitt deutlicher ausgeprägt ist. Die Zunahme des partikulären Materials in 10 und 5 cm über Grund ist sehr viel stärker (von 16 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> auf 32 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> im November 1994 (Abb. 2.3.-6), und von 13 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> auf 18 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> im April 1994 (Abb. 2.3.-7)). Die Station 23.c zeigt diese Zunahme bis zum Boden nur im April 1994.

Im November ist eine Verringerung des partikulären Materials in 5 cm über Grund zu sehen. Der TPM-Gehalt nimmt von 12 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> in 10 cm auf 10 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> in 5 cm ab.

#### **2.3.4. Chlorophylläquivalente (CPE)**

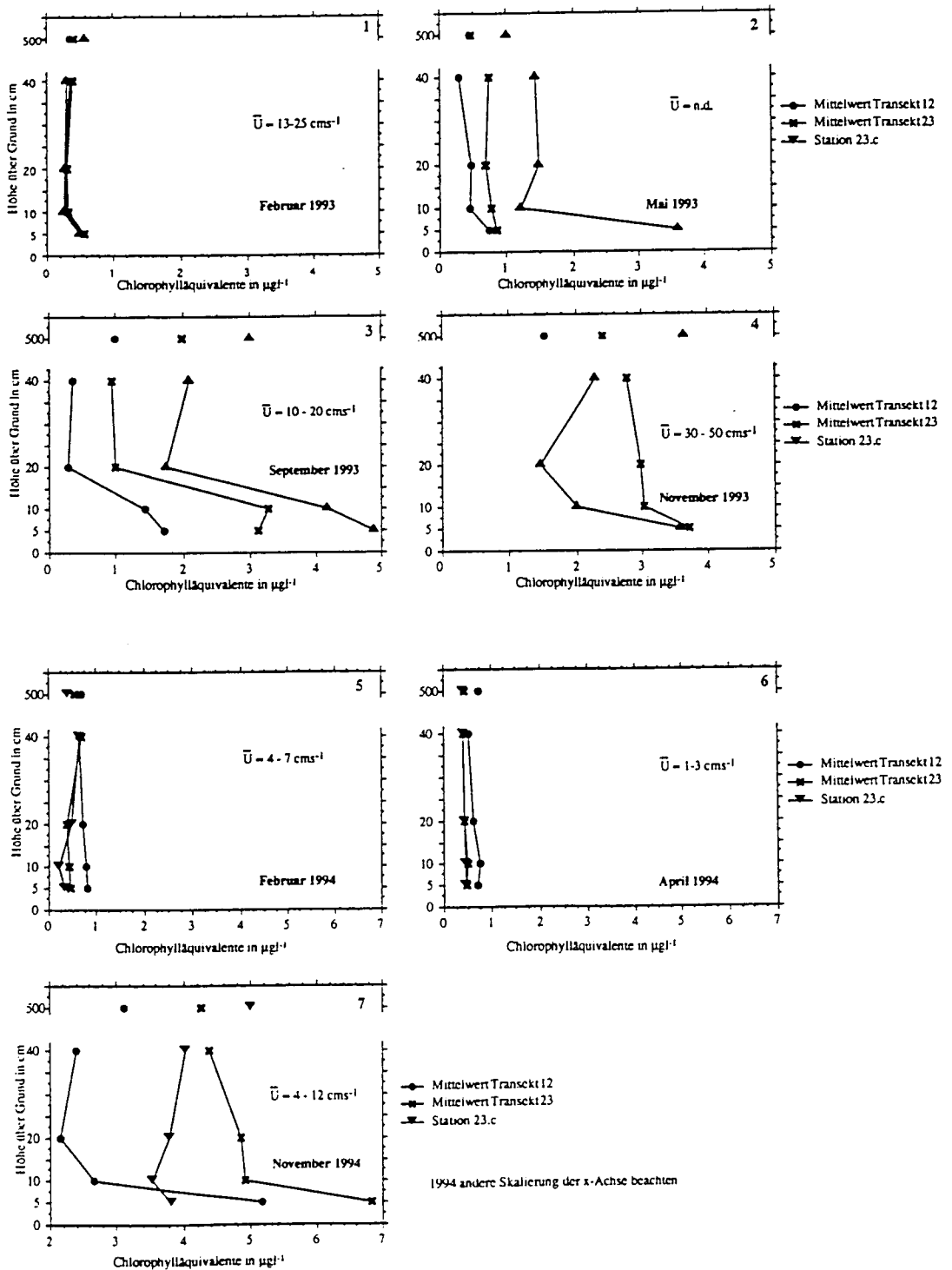
Im Mai, September und November 1993 sowie im November 1994 weisen erhöhte Chlorophyllkonzentrationen auf eine Phytoplanktonblüte in der Wassersäule hin (Abbildung 2.4-1-2.4-7).

Im Februar 1993 (Abb. 2.4.-1) zeigen alle Stationen parallele Werte zum Boden. Nur in 5 cm über Grund ist eine leichte Erhöhung des Chlorophyllgehaltes von im Mittel 0,2 auf 0,5 µg<sup>l</sup><sup>-1</sup> festzustellen.

Im Mai 1993 war die Menge CPE auf dem Transekt 23 höher als auf dem Transekt 12 (Abb. 2.4.-2). Der Verlauf ist auf den beiden Transekten gleichmäßig zum Boden. Nur auf der Station 23.c ist eine Erhöhung zum Boden von 1 auf 3,6 µg<sup>l</sup><sup>-1</sup> festzustellen.

Der September 1993 zeigt wiederum parallele Werte der CPE-Konzentration zum Boden (Abb. 2.4.-3). Die Werte auf dem Transekt 23 sind doppelt so hoch wie auf dem Transekt 12. Alle Stationen zeigen eine Zunahme an Chlorophyll zum Boden. Die Station 23.c weist die höchsten Werte auf.

Abb. 2.4.-1 - 2.4.-7: Bodennahe Verteilung der Chlorophylläquivalente (CPE) auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im November 1993 liegen wetterbedingt wiederum nur Informationen zum Transekt 23, und der Station 23.c vor (Abb. 2.4-4). Beide Verteilungen nehmen in 5 cm über Grund leicht zu.

Der Februar 1994 (Abb. 2.4-5) zeigt geringere Mengen CPE im Bodenwasser. Die Verteilung ist gleichmäßig durch die Wassersäule.

Auch im April 1994 (Abb. 2.4-6) sind die Chlorophyllmengen gering, und alle Stationen weisen eine gleichmäßige Verteilung auf. Die Mengen auf dem Transekt 12 sind leicht gegenüber den Stationen des Transektes 23 erhöht.

Im November 1994 (Abb. 2.4-7) wurden die höchsten Mengen Chlorophyll während des Untersuchungszeitraumes im Bodenwasser nachgewiesen. Alle Stationen zeigen eine Zunahme an Chlorophyll zum Boden, wobei die Zunahme auf der Station 23.c am geringsten ausgebildet ist.

### **2.3.5. Partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) und Stickstoff (PON)**

Die Menge gemessenen POC's variiert zwischen 0,11 mg l<sup>-1</sup> im Mai 1993 und 1,44 im November 1994. Die Menge gemessenen PON's variiert zwischen 0,01 mg l<sup>-1</sup> im Mai 1993 und 0,18 mg l<sup>-1</sup> im November 1994. (Abb.2.5.-1-2.5.-7).

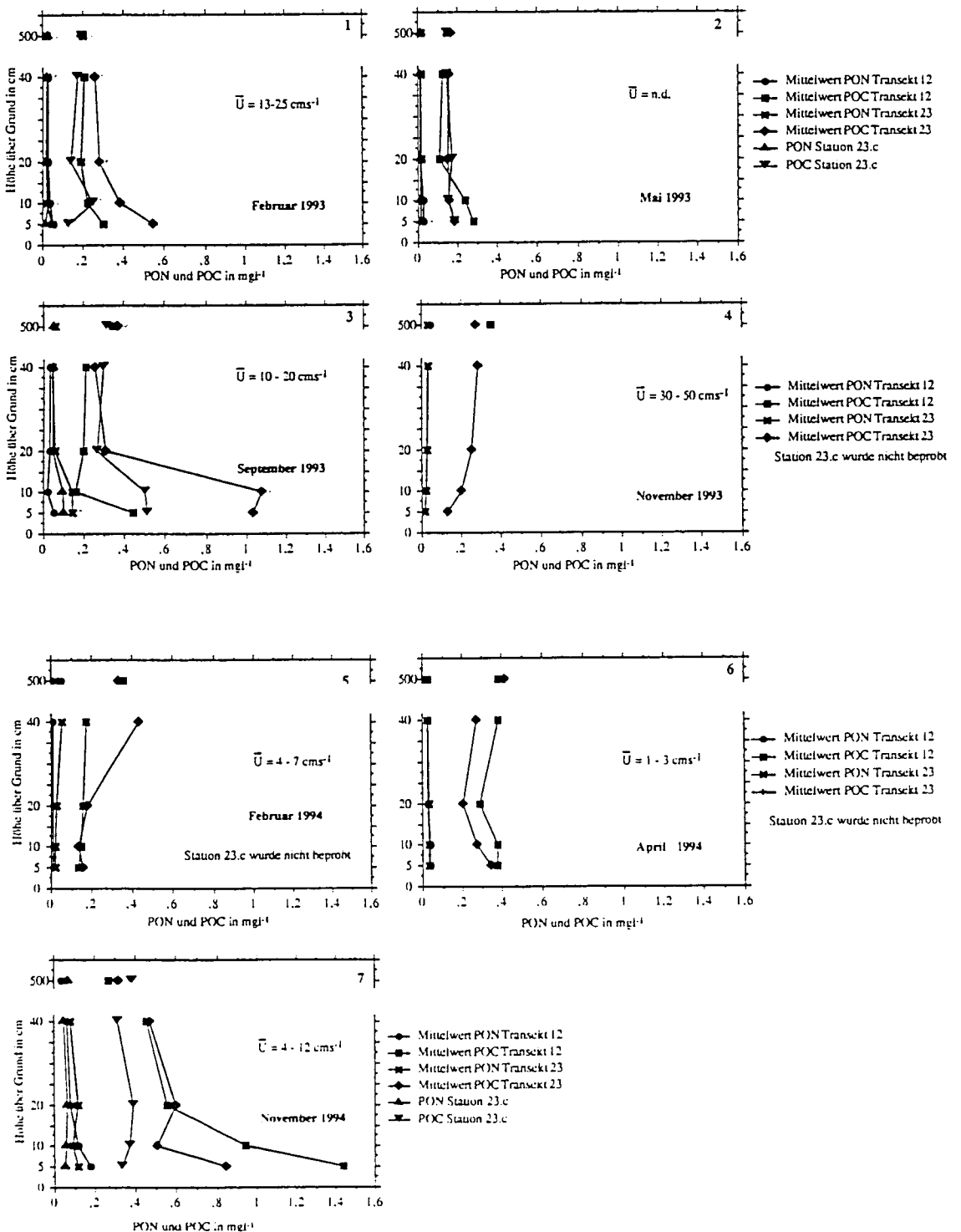
Im Februar 1993 zeigen beide Transekte eine Zunahme von POC und PON zum Boden, während die Station 23.c eine leichte Abnahme aufweist (Abb. 2.5.-1). Das C:N-Verhältnis schwankte zwischen 6 und 15, wobei die höheren C:N-Verhältnisse am Boden zu finden sind. Das weist bodennah auf einen höheren Anteil refraktären POC in Bodennähe hin.

Im Mai 1993 sind POC und PON relativ gleichmäßig durch die Wassersäule verteilt. Lediglich das Transekt 12 weist eine leichte Zunahme zum Boden auf (Abb. 2.5.-2). Das C:N-Verhältnis lag zwischen 8 und 12, wobei auf dem Transekt 23 und der Station 23.c höhere C:N-Verhältnisse gefunden wurden. Küstennah ist damit der refraktäre Anteil am POC erhöht.

Im September 1993 zeigen alle untersuchten Stationen eine Zunahme von POC und PON zum Boden, wobei das Transekt 23 die höchsten Werte aufweist (Abb. 2.5.-3). Ein C:N-Verhältnis, das zwischen 5 und 8 lag, weist auf einen sehr geringen Anteil refraktären Materials im Bodenwasser hin.

Von der Fahrt im November 1993 liegen wiederum nur die Messungen vom Transekt 23 und die Messung aus 5 m über Grund vom Transekt 12 vor. (Abb. 2.5.-4). Die POC und PON-Mengen sind in der Wassersäule relativ gleichmäßig verteilt, mit einer leichten Abnahme zum Boden. Das C:N-Verhältnis lag zwischen 8 und 19, wobei keine Tendenz einer bodennahen Zunahme zu erkennen ist.

Abb. 2.5.-1 - 2.5.-7: Bodennahe Verteilung partikulären organischen Stickstoffes und partikulären organischen Kohlenstoffes auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.





Im Februar 1994 waren POC und PON gleichmäßig verteilt (Abb. 2.5.-5). Der C:N-Wert lag zwischen 6 und 18, wobei das Transekt 12 einen höheren refraktären Anteil am POC aufwies. Die Station 23.c konnte aufgrund zu geringer Probenmengen nicht auf POC und PON untersucht werden.

Im April 1994 wurde auf der Station 23.c wiederum kein POC und PON gemessen (Abb. 2.5.-6). Beide Transekte zeigen einen parallelen Verlauf mit einer leichten Zunahme zum Boden. Das C:N-Verhältnis lag zwischen 7 und 20, wobei das Transekt 12 wiederum einen höheren refraktären Anteil und damit höhere C:N Werte aufwies.

Die letzte Fahrt im Untersuchungszeitraum, im November 1994, zeigt auf beiden Transekten eine starke Zunahme von POC und PON zum Boden (Abb. 2.5.-7). Die Station 23.c weist eine gleichmäßige Verteilung von POC und PON zum Boden auf. Die C:N-Verhältnisse lagen zwischen 5 und 8, was auf eine frisch sedimentierte Phytoplankton-Blüte hinweisen könnte.

### 2.3.6. Bakterienabundanz

Minimal wurden  $1,4 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  (im Februar 1994 auf dem Transekt 12) maximal  $15,1 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  (im November 1994 auf Transekt 12) Bakterien gezählt. Im Februar und Mai 1993 und im November 1994 wurden auf dem Transekt 12 höhere Bakterienmengen erfaßt als auf Transekt 23.

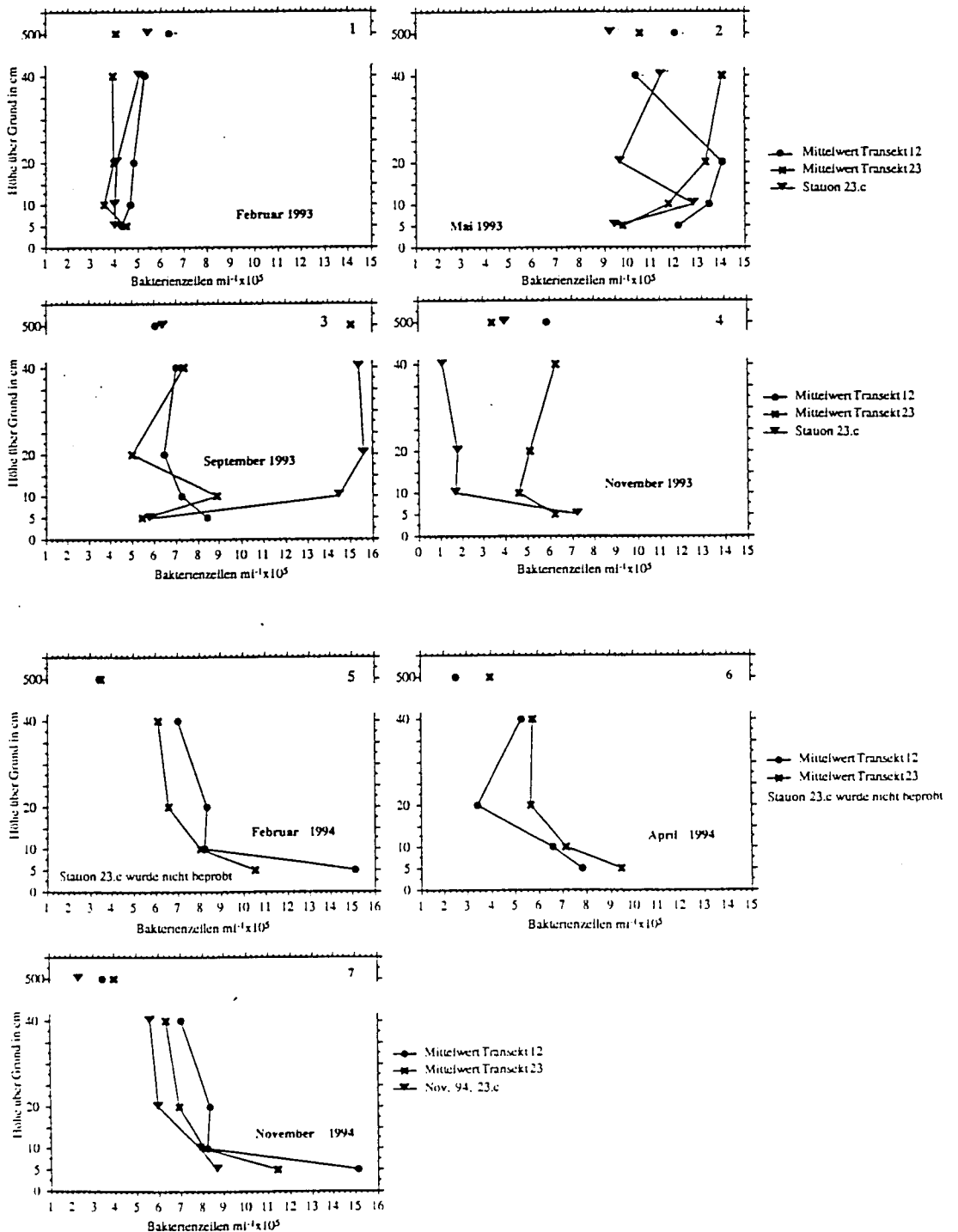
Im September 1993, Februar und April 1994 wurden auf dem Transekt 23 mehr Bakterien gezählt (Abb. 2.6.-1-2.6.-7). Die Station 23.c zeigt, mit Ausnahme im September 1993, die geringsten Bakterienzellzahlen. Im September 1993, waren die Mengen an Bakterien im Vergleich mit den vorangegangenen Fahrten verdoppelt.

Im Februar 1993 sind die Bakterien durch die Wassersäule gleichmäßig verteilt (Abb.2.6.-1).

Im Mai 1993 wurden zwischen  $9,7 \times 10^5$  Bakterien  $\text{ml}^{-1}$  und  $14,1 \times 10^5$  Bakterien  $\text{ml}^{-1}$  gezählt (Abb. 2.6.-2). Die Menge lag damit doppelt so hoch wie im Februar. Während die Zahl der Bakterien in der Wassersäule stark schwankt, nimmt die Menge zum Boden auf allen Stationen leicht ab.

Im September 1993 nahm die Zahl der Bakterien in der Bodenwasserschicht der Mecklenburger Bucht auf beiden Transekten, im Vergleich mit der Fahrt im Mai, wieder leicht ab (Abb. 2.6.-3). Die Transekte verhalten sich in der Verteilung der Bakterienmengen unterschiedlich. Während die Zahl auf dem Transekt 23 und der Station 23.c zum Boden abnimmt, steigt sie auf dem Transekt 12 zum Boden an. Dieser Anstieg korreliert mit dem bodennahen Anstieg an TPM auf diesem Transekt (siehe Abb. 2.3.-3).

Abb. 2.6.-1 - 2.6.-7: Bodennahe Verteilung der Bakterienabundanz in Bakterien  $\times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im November 1993 liegen wiederum nur die Bakterienabundanz-Werte des Transektes 23 und der Station 23.c vor (Abb. 2.6.-4). Beide weisen eine Zunahme zum Boden auf.

Auch im Februar 1994 (Abb. 2.6.-5) ist eine bodennahe Zunahme der Bakterienzellen auf beiden Transekten zu beobachten. Die Werte steigen auf  $15 - 16 \times 10^5$  Bakterien  $\text{ml}^{-1}$  an. Die Station 23.c wurde nicht beprobt.

Im April 1994, es liegen wiederum keine Daten zur Station 23.c vor, (Abb. 2.6.-6) ist ebenfalls eine Zunahme der Bakterienmenge zum Boden zu beobachten. Die Werte steigen allerdings nur auf  $8 - 10 \times 10^5$  Bakterien  $\text{ml}^{-1}$ .

Im November 1994 wurden am Boden sehr hohe Bakterienmengen von bis zu  $15,1 \times 10^5$  Bakterien  $\text{ml}^{-1}$  gemessen. Die Menge der Bakterien im Bodenwasser war auf dem Transekt 12 um 3 - 56% höher als auf dem Transekt 23 (Abb. 2.6.-7). Beide Transekte und auch die Station 23.c weisen eine kontinuierliche Zunahme zum Boden auf, mit den höchsten Mengen in 5 cm über Grund. Die hohen Bakterienzahlen am Boden korrelieren mit der Zunahme von Chlorophyll, TPM und POC. Der größte Teil der Bakterien scheint also an die partikuläre Fracht in der BBL gebunden zu sein.

### 2.3.7. Bakterienvolumen

Das Volumen der Bakterien wurde mittels Bildverarbeitung erfaßt. Die angegebenen Werte beziehen sich auf Mittelwerte der einzelnen Stationen, mit Ausnahme der Station 23.c, die wiederum gesondert betrachtet wird. Die Werte der einzelnen Stationen sind Mediane von 200 Einzelmessungen.

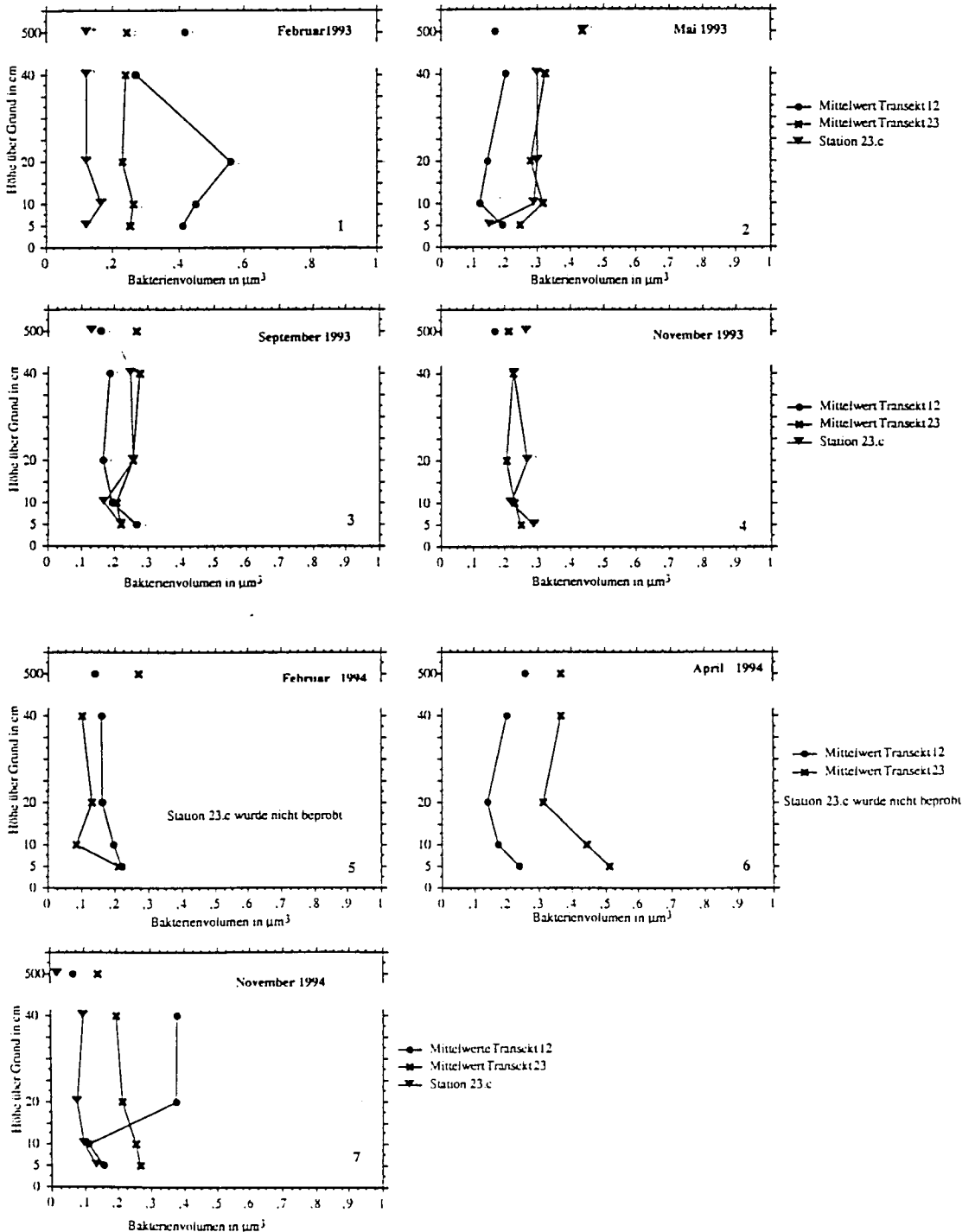
Das Volumen der einzelnen Bakterien, das ein Maß für ihre Biomasse und den bakteriellen organischen Kohlenstoff ist, lag zwischen  $0,07 \mu\text{m}^3$  (November 1994, 5 m über Grund) und  $0,56 \mu\text{m}^3$  (Februar 1993, 20 cm über Grund) (Abb. 2.7.-1-2.7.-7).

Im Februar 1993 waren die Bakterien auf dem Transekt 12 um 20 bis 100% größer als auf dem Transekt 23. (Abb. 2.7.-1). Die Verteilung auf dem Transekt 23 und der Station 23.c war gleichmäßig durch die Wassersäule. Nur das Transekt 12 weist größere Bakterien in 20 cm über Grund auf, was aber auf einen Wert der Station 12 zurückzuführen ist und einen Meßfehler darstellen könnte.

Im Mai 1993 sind die Bakterien durch die Wassersäule von ähnlicher Größe. Eine leichte Zunahme der Bakteriengröße ist auf dem Transekt 12 zum Boden zu verzeichnen, während auf dem Transekt 23 und der Station 23.c eine Abnahme zu erkennen ist (Abb. 2.7.-2).

Im September 1993 (Abb. 2.7.-3) sind die Bakterien im Bodenwasser von annähernd gleicher Größe. Eine leichte Größenzunahme bodennah könnte auf die Resuspension benthischer Bakterien zurückzuführen sein.

Abb. 2.7.-1 - 2.7.-7: Bodennahe Verteilung der Bakteriengröße gemessen als Volumen individueller Bakterien auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im November 1993 wurden nur Bakterien des Transektes 23 und der Station 23.c vermessen (Abb. 2.7.-4). Die Verteilung in den letzten 5 m über Grund bis zum Boden ist auf dem Transekt 23 und der Station 23.c gleichmäßig, mit einer leichten Zunahme des Bakterienvolumens in 5 cm über Grund.

Im Februar 1994, die Station 23.c wurde nicht beprobt, (Abb.2.7.-5), ist wiederum eine leichte Zunahme der Bakterienvolumina zu verzeichnen.

Im April 1994 zeigen die Werte beider Transekte einen parallelen Verlauf, mit über doppelt (116%) so großen Bakterien auf dem Transekt 23 (Abb. 2.7.-6). Die Station 23.c konnte wiederum nicht beprobt werden. Die Verteilungen weisen eine Abnahme von 5 m bis in 20 cm über Grund auf. Danach steigen die Volumen der Bakterien bis in 5 cm wieder an. Die größten Bakterien hatten ein Volumen von  $0,26 \mu\text{m}^3$  (12) bzw.  $0,51 \mu\text{m}^3$  (23) in 5 cm über Grund, die kleinsten ein Volumen von  $0,14 \mu\text{m}^3$  (12) bzw.  $0,31 \mu\text{m}^3$  (23) in 20 cm über Grund.

Im November 1994 sind die Verteilungen der Bakterienvolumina im Bodenwasser an beiden Stationen sehr verschieden (Abb. 2.7.-7).

Während das Transekt 23 und die Station 23.c eine Zunahme zum Boden zeigen, mit Werten von  $0,14 \mu\text{m}^3$  (bzw.  $0,02 \mu\text{m}^3$ ) in 5 m über Grund und  $0,26 \mu\text{m}^3$  (bzw.  $0,14 \mu\text{m}^3$ ) in 5 cm, werden auf dem Transekt 12 die größten Bakterien in 40 und 20 cm über dem Sediment gemessen.

Das Anwachsen im Bakterienvolumen von 20 cm auf 10 cm über dem Sediment beträgt 270%. Bedingt wird diese Zunahme durch die Daten aus der Station 12.a, die sehr viel größere Bakterien zeigt als die Stationen 12 und 12.c. Wenn die Station 12.a bei der Berechnung des Mittelwertes nicht berücksichtigt wird, verläuft die Zunahme der Bakterienvolumen parallel zu denen am Transekt 23.

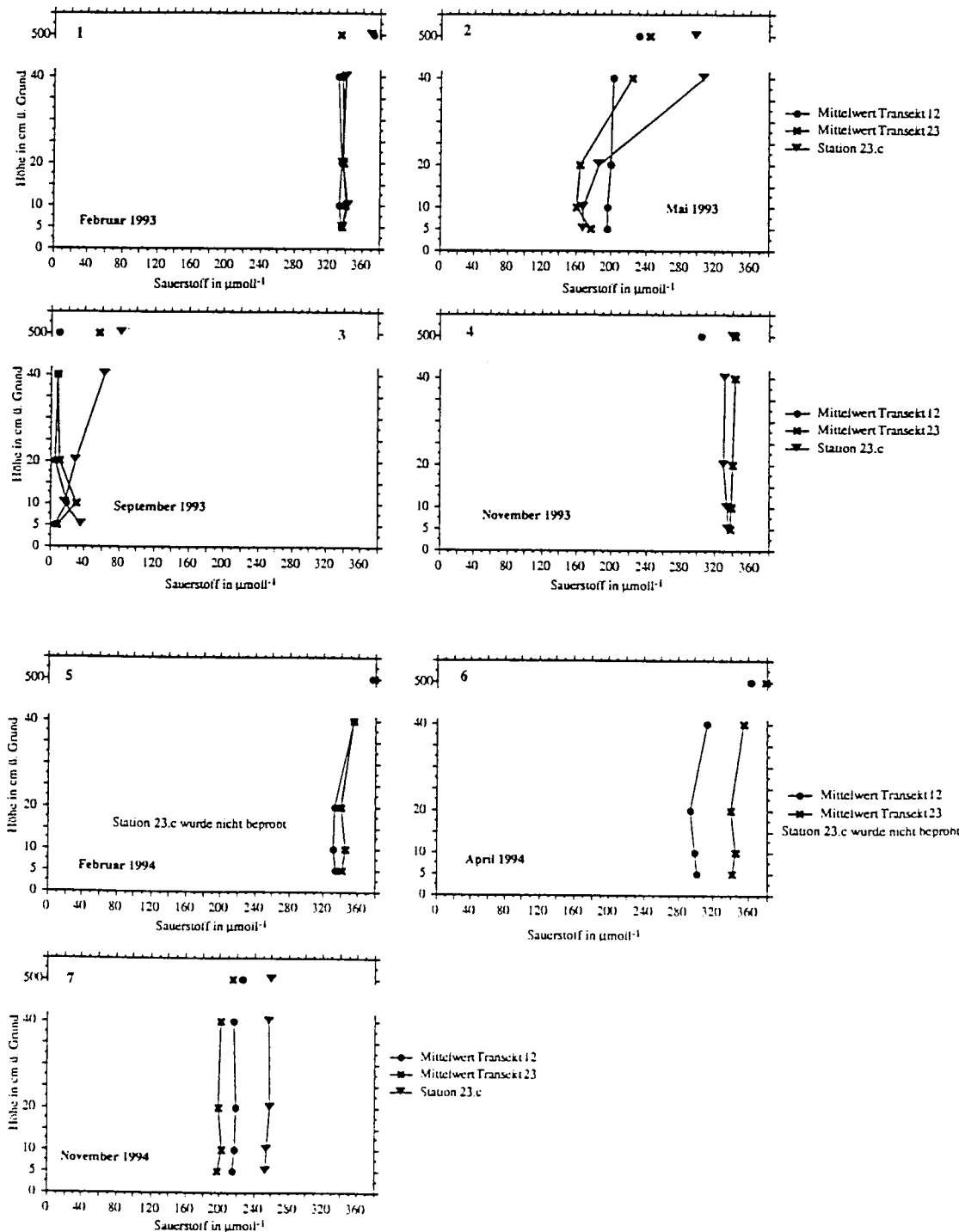
### 2.3.8. Sauerstoffverteilung

Sauerstoff wurde nach Winkler (in GRASSHOFF 1976) direkt nach Anbordhieven des Bodenwasserschöpfers bzw. der Niskinflaschen bestimmt. Es konnte nicht immer eine eindeutige Abnahme des Sauerstoffgehaltes mit der Tiefe, innerhalb der BBL, während der Fahrten festgestellt werden (Abb.2.8.-1-2.8.-7).

Im Februar 1993, (Abb. 2.8.-1) kann von einer Vermischung der Wassersäule ausgegangen werden, deutliche Gradienten zum Boden waren nicht ausgebildet. Die Wassersäule war mit bis zu  $350 \mu\text{mol l}^{-1}$  voll gesättigt.

Im Mai 1993 (Abb. 2.8.-2) lag der Sauerstoffgehalt um 50% unter den im Februar 1993 gefundenen Mengen. Eine Abnahme zum Boden war auf dem Transekt 23 und der Station 23.c zu sehen.

Abb. 2.8.-1 - 2.8.-7: Bodennahe Sauerstoffverteilung auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im September 1993 nahm der Sauerstoffgehalt weiter ab (Abb. 2.8.-3). Es wurden nur noch 2-10% Sättigung festgestellt. In einzelnen Horizonten (Station 12.a, 23.a in 5 und 10 cm über Grund) war kein Sauerstoff mehr nachweisbar.

Auf dem Transekt 12 reicht diese sauerstoffverarmte Zone weit in die Wassersäule hinein, auch in 5 m über Grund wurde nur 3% Sauerstoffsättigung gefunden. Auf dem Transekt 23 und der Station 23.c liegt die Sättigung in 5 m über Grund bei 20 bzw. 17%.

Im November 1993 war auf dem Transekt 23 wieder volle Sauerstoffsättigung zu beobachten (Abb. 2.8.4). Die gemessenen Sauerstoffgehalte, und auch die Verteilung im Bodenwasser gleichen denen im Februar. Die Wassersäule war durchmischt, es ist eine Abnahme von 2% zum Boden zu messen. Von dem Transekt 12 liegen, wetterbedingt, nur Informationen aus 5 m über Grund vor. Doch der Sauerstoffgehalt in 5 m über Grund hat in dieser Probe noch nicht wieder 100% Sättigung erreicht. Im Vergleich mit dem Transekt 23 liegt die Sauerstoffsättigung hier bei 89%.

Im Februar 1994 nimmt der Sauerstoffgehalt zum Boden geringfügig ab (Abb. 2.8.-5). In 5 m über Grund wurden auf beiden Transekten bis zu  $380 \mu\text{mol l}^{-1}$  Sauerstoff gemessen. Es kann von einer durchmischten Bodenwasserschicht ausgegangen werden. Die Station 23.c konnte nicht auf den Sauerstoffgehalt beprobt werden.

Im April 1994 ist auf dem Transekt 12, wie im Jahr davor, eine Abnahme der Sauerstoffsättigung zu verzeichnen (Abb. 2.8.-6). Im Vergleich mit dem Februar des gleichen Jahres liegt der Sättigungswert noch bei 87%. Auf dem Transekt 23 ist die Wassersäule voll gesättigt, der Sauerstoffgehalt hat sich im Vergleich mit dem Februar nicht vermindert. Wiederum konnte die Station 23.c nicht auf den Sauerstoffgehalt untersucht werden. Leider wurde im September 1994 keine Fahrt in die Mecklenburger Bucht unternommen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß auch 1994 im Sommer das Bodenwasser der Mecklenburger Bucht suboxisch war. Bei einer Fahrt im September 1995 wurde ebenfalls eine starke Sauerstoffmangelsituation in der Mecklenburger Bucht verzeichnet (SPRINGER pers. Komm.).

Im November 1994 war eine volle Sauerstoffsättigung noch nicht erreicht (Abb. 2.8.-7). Die Sauerstoffsättigung betrug um 63%. Das Bodenwasser war durchmischt, es sind keine Gradienten zum Boden erkennbar.

### 2.3.9. Sauerstoffzehrung im Bodenwasser

Zahlreiche Untersuchungen (THOMSEN 1993, THOMSEN & GRAF 1994, RITZRAU 1994) haben Hinweise auf die Bedeutung des bodennahen Wasserkörpers bezüglich Umsetzungs- und Mineralisationsprozessen gegeben. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Untersuchung im April und November die Sauerstoffzehrung im Bodenwasser

untersucht und mit der Sauerstoffzehrung der Sedimentoberfläche verglichen. Die Sauerstoffzehrung des Sedimentes wurde nach GRAF (1987) ermittelt.

Tab. 2.6.: Sauerstoffzehrung in  $\text{mg O}_2 \text{h}^{-1}$  für die Bodengrenzschicht (50 cm über Grund) und integriert bis zur Sprungschicht für den April 1994. Dazu ist die Sauerstoffzehrung in der Sedimentoberfläche ebenfalls in  $\text{mg O}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$  gezeigt. Die Werte für die Wassersäule wurden ergänzend in mineralisierten organischen Kohlenstoff umgerechnet.

Station	Zehrung an der Sedimentoberfläche in $\text{mg O}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$	Zehrung in der Bodengrenzschicht bis 50 cm über Grund in $\text{mg O}_2 0,5 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$	Höhe der Sprungschicht in m	Zehrung bis zur Sprungschicht in $\text{O}_2 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$	Umrechnung dieser Zehrung in mg mineralisierten Kohlenstoff $\text{h}^{-1}$
12	3,47	7,3±2,3	4	58,4±18,4	18,62±5,87
12.a	1,85	17,6±14,45	4,5	158,4±130,05	50,49±42,56
12.c	4,46	11,6±10,9	3	69,6±65,4	22,19±20,85
23	1,05	7,7±1,3	7	107,8±18,2	34,36±5,8
23.a	1,56	7,95±3,6	8	127,2±58,4	40,55±18,62
23.c	1,29	5,5±1,65	4	44±13,2	14,03±4,21

Tab. 2.7.: Sauerstoffzehrung in  $\text{mg O}_2 \text{h}^{-1}$  für die Bodengrenzschicht (50 cm über Grund) und integriert bis zur Sprungschicht für den November 1994. Dazu ist die Sauerstoffzehrung in der Sedimentoberfläche ebenfalls in  $\text{mg O}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$  gezeigt. Die Werte für die Wassersäule wurden ergänzend in mineralisierten organischen Kohlenstoff umgerechnet.

Station	Zehrung an der Sedimentoberfläche in $\text{mg O}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$	Zehrung in der Bodengrenzschicht bis 50 cm über Grund in $\text{mg O}_2 0,5 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$	Höhe der Sprungschicht in m	Zehrung bis zur Sprungschicht in $\text{O}_2 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$	Umrechnung dieser Zehrung in mg mineralisierten Kohlenstoff $\text{h}^{-1}$
12	3,96	1,9±1,1	2	7,6±4,4	2,36±1,4
12.a	10,75	2,3±1,65	1,5	6,9±4,5	2,2±1,43
12.c	9,63	18,2±10,55	keine		
23	1,12	0,45±0,15	6	5,4±1,8	1,72±0,57
23.a	2,49	2,4±1,1	6	28,8±13,2	9,18±4,21
23.c	7,05	3,9±2,35	6	46,8±28,2	14,91±8,99



Die Sauerstoffzehrung des Sedimentes und der Wassersäule wurde in mg Sauerstoff pro Stunde umgerechnet. Im April lag die Sauerstoffzehrung des Sedimentes, insbesondere auf dem Transekt 12, bis zu achtfach höher als im November. In der Bodengrenzschicht (bis 50 cm über Grund) wurden im April bis zu achtfach höhere Sauerstoffzehrungen gemessen. Im April überstieg die Sauerstoffzehrung im Wasser die der Sedimentoberfläche zum Teil um das Zehnfache, während im November die Werte im Wasser und an der Sedimentoberfläche im ähnlichen Rahmen lagen. Wenn jedoch eine vorhandene Sprungschicht als Durchmischungsgrenze der Wassersäule angenommen wird, läßt sich erkennen, daß die Sauerstoffzehrung im Wasser eine bis zu 100-fach höhere Kohlenstoffmineralisierung bewirkt. Dies gilt sowohl für den April wie auch für den November 1994. Die hohen Standardabweichungen zeigen, daß die Zehrung in den unterschiedlichen Höhen über dem Sediment stark schwankt. Sie ist aber auch ein Hinweis darauf, daß sich die Zehrungsraten kleinräumig verändern können.

### 2.3.10. Harnstoff

Auf allen Fahrten in die Mecklenburger Bucht konnte, im Bodenwasser, Harnstoff nachgewiesen werden, auch wenn in der vorliegenden Untersuchung der Harnstoff-Stickstoff nur 0,5-2% des gesamten gelösten Stickstoffes darstellte. Es wurde angenommen, daß die benthische Makrofauna einer der Produzenten dieses Harnstoffes ist; der andere Teil könnte aus Quellen an Land resultieren (REMSSEN *et al.* 1974), obwohl der Eintrag von Harnstoff von Land in den auf obige Publikation folgenden Jahren negiert wird. Als Grund wird der schnelle Abbau angeführt (TURLEY 1980).

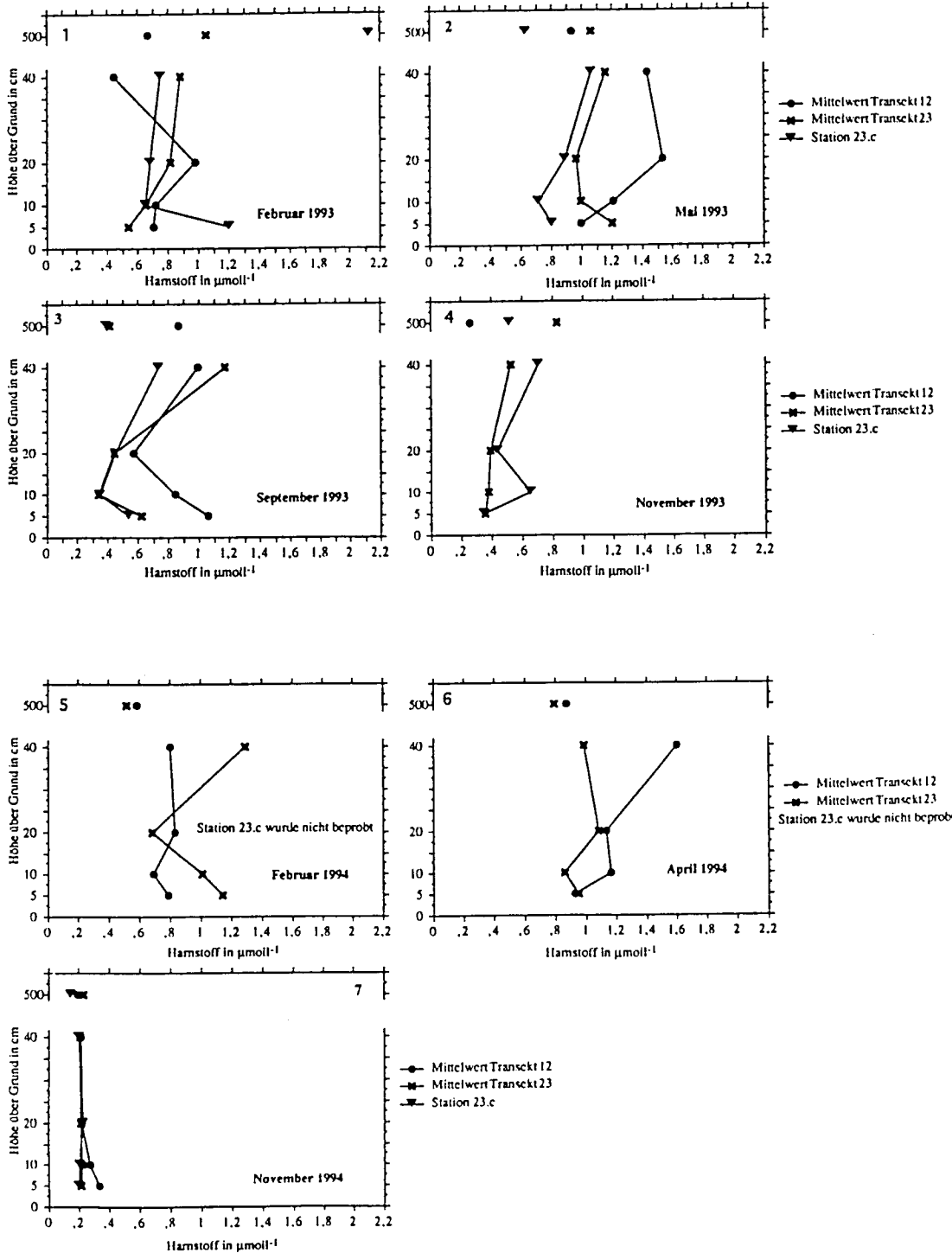
Die gemessenen Harnstoffmengen in der Mecklenburger Bucht lagen im Untersuchungszeitraum zwischen  $0,18 \mu\text{mol l}^{-1}$  (November 1994, Transekt 12) und  $1,6 \mu\text{mol l}^{-1}$  (April 1994, Transekt 12) (Abb. 2.9.-1 - 2.9.-7). Das Transekt 12 weist auf allen Fahrten, mit Ausnahme der Fahrt im Februar 1994, höhere Harnstoffmengen auf.

Im Februar 1993 (Abb. 2.9.-1) konnte nur auf der Station 23.c eine Zunahme von Harnstoff im Bodenwasser nachgewiesen werden. Diese Zunahme könnte auf das Vorhandensein einer makrobenthischen Fauna hinweisen.

Im Mai 1993 (Abb. 2.9.-2) war die Zunahme von Harnstoff zum Boden auf dem Transekt 23 und der Station 23.c ausgeprägt. Das Transekt 12 zeigt eine Abnahme zum Boden.

Im September 1993 (Abb. 2.9.-3) ist eine Zunahme von Harnstoff direkt über dem Boden zu erkennen. Da nur sehr geringe Sauerstoffmengen zu finden waren, ist dieser Anstieg höchstwahrscheinlich auf Resuspension sedimentierten Materials zurückzuführen, wodurch Porenwasser in die Wassersäule eintrat.

Abb. 2.9.-1 - 2.9.-7: Bodennahe Verteilung von Harnstoff auf den untersuchten Stationen in den Jahren 1993 und 1994. Die Stationen des Transektes 12 wurden aufgrund der ähnlichen Korngrößenzusammensetzung gemittelt. Ebenso die Stationen des Transektes 23 mit Ausnahme der Station 23.c, die aufgrund des hohen Sandanteils gesondert betrachtet wurde.



Im November 1993 wurden nur das Transekt 23 und die Station 23.c beprobt (s.o.). (Abb. 2.9.-4). Tendenziell ist eine leichte Abnahme an Harnstoff zum Boden zu erkennen.

Im Februar 1994 (Abb. 2.9.-5) ist die Verteilung von Harnstoff im Bodenwasser auf dem Transekt 12 gleichförmig, während sie auf dem Transekt 23 zum Boden zunimmt. Die Station 23.c konnte nicht auf Harnstoff untersucht werden.

Im April 1994 ist eine leichte Abnahme der nachgewiesenen Harnstoffmengen im Wasserkörper bis 40 cm über Grund zu verzeichnen (Abb. 2.9.-6). Der Harnstoffgehalt im Wasser nimmt von  $1,6 \mu\text{mol}^{-1}$  in 40 cm auf  $0,92 \mu\text{mol}^{-1}$  in 5 cm über Grund ab (Transekt 12). Auf dem Transekt 23 ist diese Abnahme von  $0,98 \mu\text{mol}^{-1}$  auf  $0,95 \mu\text{mol}^{-1}$  geringer. Die Station 23.c konnte wiederum nicht untersucht werden.

Im November 1994 wurden die geringsten Mengen Harnstoff im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht während des gesamten Untersuchungszeitraumes gemessen (Abb. 2.9.-7). Die Menge Harnstoff nahm auf dem Transekt 12 zum Boden hin leicht zu. Das Transekt 23 und die Station 23.c zeigen eine fast gleiche Menge Harnstoff im Bodenwasser. Die Werte in 5 m über Grund und 5 cm über Grund unterscheiden sich nur um weniger als 5%.

## 2.4. Diskussion

In der Diskussion über die Felduntersuchungen zur Zusammensetzung der BBL in der Mecklenburger Bucht muß am Anfang eine Methodenkritik des verwendeten Probennahmegerätes stehen. Es folgt eine statistische Untersuchung der Daten auf vorhandene Abhängigkeiten verschiedener Parameter in der Zusammensetzung der BBL. Es wird versucht, die Zusammensetzung der BBL in der Mecklenburger Bucht bestimmten Ereignissen, die einen Einfluß auf den Partikelfluß haben, zuzuordnen. Auf die Rolle der Aggregate in der Bodenwasserschicht wird in der Diskussion von Kapitel 4 eingegangen.

### 2.4.1. Der Bodenwasserschöpfer

Das Gerät zur Probennahme aus dem bodennahen Wasserkörper, als einem Bereich mit stark erhöhten Umsetzungsprozessen, wurde von THOMSEN *et al.* (1994) entwickelt. Es dient, im Gegensatz zu ähnlichen Geräten, die zur sedimentologischen Untersuchung des bodennahen Wasserkörpers konstruiert wurden, dazu (CACCIONE & DRAKE 1979, STERNBERG *et al.* 1986 und andere zitiert in THOMSEN *et al.* 1994), größere Wasserproben, wie sie für biogeochemische Untersuchungen nötig sind, zu erhalten.

In Abänderung des ursprünglichen Aufbaus wurden die Schöpfer aus Polyetylen (PE) durch ein kombiniertes System aus Plexiglasbehältern und PE-Tüten ersetzt. Dadurch ist

es möglich, sofort nach dem Einsatz das erfolgreiche Pumpen zu bestätigen. Das alte System wurde vor dem Einsatz mit Süßwasser gefüllt. Durch Starten der Pumpen am Boden wurde dieses Wasser aus den Behältern hinausgepumpt und Probenwasser indirekt eingesaugt. Um absolut sicher zu sein, daß der gesamte Inhalt der Gefäße ausgetauscht war, wurde die Pumpzeit verlängert und sofort nach an Bordnahme eine Salzgehaltsuntersuchung durchgeführt. Das neue Tütensystem vermeidet diese mögliche Fehlerquelle; die Tüten sind leer, und nur der sie umgebende Plexiglasbehälter ist mit Wasser gefüllt. Die Tüten werden zusätzlich noch mit Stickstoff ausgeblasen, um jeden Sauerstoffrest zu entfernen. Einen Beweis auf Sauerstofffreiheit lieferte die Fahrt im September 1993, bei der eine Station direkt über dem Boden keinen Sauerstoff durch Titration mehr ergab.

In dem weichen Sediment der Mecklenburger Bucht besteht die Gefahr, daß das Gerät in den Meeresboden einsinkt und die eingestellten Probenhöhen der Ansaugstutzen (siehe THOMSEN *et al.* 1994) nicht den tatsächlichen Abstand zum Boden darstellen. Während aller Fahrten wurde dazu eine Überwachungskamera am Gestell des Bodenwasserschöpfers befestigt. Diese Kamera war auf eine Stange ausgerichtet, die mit Markierungen versehen war, und die Eindringtiefe des Gerätes anzeigt. Nach dieser Eindringtiefe wurden die Ansaugstutzen eingestellt. Zudem ist das Gerät mit großen Fußplatten ausgerüstet und hat im Wasser nur ein Gewicht von ungefähr 150 kg. Das größte Problem in der Beprobung stellt die Ansauggeschwindigkeit dar. Sie könnte nicht mit der freien Flußgeschwindigkeit übereinstimmen. Dieser Fehler wird durch unterschiedlich weite Ansaugöffnungen vermindert. MUSCHENHEIM *et al.* (1986) raten, die Ansauggeschwindigkeit nicht mehr als 50% von der Strömungsgeschwindigkeit abweichen zu lassen, da bei dieser Abweichung der mögliche Fehler in der Beprobung bestimmter Partikelgrößen nur 1,6% (Partikel < 62 µm) bis 7% (Partikel > 150 µm) beträgt. Nach THOMSEN *et al.* (1994) saugt „BIOPROBE“ mit bis zu 40% Abweichung von der Strömungsgeschwindigkeit an. Auf fünf der untersuchten sechs Stationen dominierten Partikelgrößen unter 63 µm, deswegen ist auf diesen Stationen eine Verfälschung der Partikelzusammensetzung nicht zu erwarten. Nur auf der Station 23.c waren die Partikel in der Mehrzahl größer als 150 µm, weshalb leicht verfälschte Daten bei diesen großen Partikeln möglich sind.

#### 2.4.2. Statistische Betrachtung der Daten

Eine der Hypothesen dieser Arbeit war die Abhängigkeit bodennaher Gradienten von unterschiedlichen Parametern wie Entnahmehöhe über dem Sediment, aber auch das Verhältnis verschiedenen Parameter zu- und untereinander.

Tab. 2.8.: Spearman-Rank.Korrelation der untersuchten Parameter aller Stationen im Jahr 1993. Signifikante Korrelationen sind entsprechend ihrer Wahrscheinlichkeit gekennzeichnet: \* 0,05, \*\* 0,01, \*\*\* 0,001, \*\*\*\* 0,0001 Signifikanzniveau (n.s. bedeutet nicht signifikant). (1) Da die Daten des BOC aus den Bakterienvolumina und den Zellzahlen errechnet sind, bedingen sich diese beiden Parameter

	Höhe in cm über Grund	TPM (mg l <sup>-1</sup> )	O <sub>2</sub> (μmol l <sup>-1</sup> )	Bakt. Ab.(x10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	Chlorop. äquival. (μg l <sup>-1</sup> )	BOC(mg l <sup>-1</sup> )	Bakt. Vol. (μm <sup>3</sup> )	POC (mg l <sup>-1</sup> )	PON (mg l <sup>-1</sup> )	Urea (μmol l <sup>-1</sup> )
Höhe in cm ü. Grund	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
TPM (mg l <sup>-1</sup> )	-0,25 (*)	•	•	•	•	•	•	•	•	•
O <sub>2</sub> (μmol l <sup>-1</sup> )	n.s.	-0,3 (*)	•	•	•	•	•	•	•	•
Bakt. Ab.(x10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	n.s.	0,34 (**)	-0,46 (****)	•	•	•	•	•	•	•
Chlorop. äquival. (μg l <sup>-1</sup> )	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	•	•	•	•	•	•
BOC l <sup>-1</sup>	n.s.	0,32 (**)	-0,29 (**)	(1)	n.s.	•	•	•	•	•
Bakt. Vol. (μm <sup>3</sup> )	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(1)	•	•	•	•
POC (mg l <sup>-1</sup> )	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	•	•	•
PON (mg l <sup>-1</sup> )	n.s.	-0,22 (*)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,89 (****)	•	•
Urea (μmol l <sup>-1</sup> )	n.s.	+0,22 (*)	n.s.	0,23 (*)	n.s.	n.s.	+0,27 (**)	-0,26 (*)	-0,25 (*)	•

Tab. 2.9.: Spearman-Rank-Korrelationsanalyse der untersuchten Parameter aller Stationen im Jahr 1994. Signifikante Korrelationen sind entsprechend ihrer Wahrscheinlichkeit gekennzeichnet: \* 0,05, \*\* 0,01, \*\*\* 0,001, \*\*\*\* 0,0001 Signifikanzniveau (n.s. bedeutet nicht signifikant). Da die Daten des BOC aus den Bakterienvolumina und den Zellzahlen errechnet sind, bedingen sich diese beiden Parameter

	Höhe in cm über Grund	TPM (mg l <sup>-1</sup> )	O <sub>2</sub> (μmol l <sup>-1</sup> )	Bakt. Ab.(x10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	Chlorop. äquival. (μg l <sup>-1</sup> )	BOC l <sup>-1</sup>	Bakt. Vol. (μm <sup>3</sup> )	POC (mg l <sup>-1</sup> )	PON (mg l <sup>-1</sup> )	Urea (μmol l <sup>-1</sup> )
Höhe in cm ü. Grund	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
TPM (mg l <sup>-1</sup> )	-0,53 (****)	•	•	•	•	•	•	•	•	•
O <sub>2</sub> (μmol l <sup>-1</sup> )	0,24 (*)	-0,26 (*)	•	•	•	•	•	•	•	•
Bakt. Ab.(x10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	-0,5 (****)	0,36 (**)	-0,47 (****)	•	•	•	•	•	•	•
Chlorop. äquival. (μg l <sup>-1</sup> )	n.s.	n.s.	-0,8 (****)	+0,36 (***)	•	•	•	•	•	•
BOC l <sup>-1</sup>	-0,4 (***)	0,34 (**)	n.s.	(1)	n.s.	•	•	•	•	•
Bakt. Vol. (μm <sup>3</sup> )	n.s.	n.s.	+0,28 (*)	n.s.	-0,3 (**)	(1)	•	•	•	•
POC (mg l <sup>-1</sup> )	n.s.	0,29 (*)	-0,56 (****)	+0,5 (****)	+0,54 (****)	n.s.	n.s.	•	•	•
PON (mg l <sup>-1</sup> )	n.s.	n.s.	-0,69 (****)	+0,53 (****)	+0,71 (****)	n.s.	n.s.	0,89 (****)	•	•
Urea (μmol l <sup>-1</sup> )	n.s.	n.s.	-0,59 (****)	n.s.	-0,65 (****)	n.s.	+0,27 (**)	-0,24 (**)	-0,55 (****)	•

Die fettgedrucktem Werte bedeuten, daß sich die Korrelationen in den beiden untersuchten Jahren unterscheiden bezüglich korreliert in dem einen aber nicht in dem anderen Jahr.

Eine der Fragen, die durch oben gezeigte Korrelationen auftritt, ist, ob die Gesamtmenge TPM die Bakterienabundanz und/oder die Biomasse der Bakterien beeinflusst. Dieser Frage liegt die Tatsache zu Grunde, daß sich Bakterien in der Wassersäule an Partikel anheften. Nach Resuspensionsereignissen konnte von RITZRAU & GRAF (1992) eine signifikante Erhöhung der Bakterienzellzahlen und der Bakterienbiomasse festgestellt werden. Das heißt also, daß die Menge der Partikel in der Wassersäule mit der Menge der Bakterien positiv korreliert.

Die bodennahen Gradienten hängen auch von physikalischen Parametern wie Strömungsgeschwindigkeit und -richtung, Vorhandensein einer Sprungschicht und der Resuspensionshöhe ab.

Zur Betrachtung der Korrelationen wurde ein Nicht-parametrischer Test herangezogen. Die "normale Korrelation", die auf dem Koeffizienten von Pearson beruht, geht immer von einer linearen Abhängigkeit der zu untersuchenden Parameter aus. Da dies besonders in der Ökologie nicht der Fall ist, wurde der Spearman-Rank-Test durchgeführt. Dieser Test weist jedem Datenpunkt einen Rang zu. Diese Ränge werden dann miteinander verglichen. Dies hat den Vorteil, daß nicht von einer Linearität der Beziehung, sondern nur von einer Nullhypothese (eine Beziehung besteht nicht) ausgegangen wird. Allgemein wird angenommen, daß bei  $p < 0,05$  die Datensätze signifikant unterschiedlich von der Nullhypothese sind und deshalb von einer Korrelation gesprochen werden kann.

Da davon ausgegangen wird, daß sich die Abhängigkeit von Parametern untereinander über das Jahr nicht ändert, wurden alle Daten eines Jahres als ein großer Datensatz angesehen; nach einzelnen Fahrten wurde nicht unterschieden.

Tabelle 2.8. zeigt die Ergebnisse der Spearman-Rank-Analyse für alle durchgeführten Analysen im Jahr 1993, die Tabelle 2.9. zeigt die Ergebnisse der Spearman-Rank-Analyse für das Jahr 1994.

Die oben gezeigten Korrelationen der untersuchten Parameter im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht weisen auf sehr variable Zusammensetzungen in der partikulären Fracht im Bodenwasser hin. Situationen eines Jahres mit Auswirkungen auf verschiedene Parameter fehlen im nächsten Jahr. Dennoch lassen sich aus den oben dargestellten Tabellen einige Korrelationen für beide Jahre zeigen. So besteht eine negative Korrelation des TPM-Gehaltes mit dem Abstand zum Meeresboden. Die Menge TPM wird zum Boden (im Vergleich der 5-m-Probe mit der Probe aus 5 cm über Grund) hin größer. Der Sauerstoffgehalt korreliert in beiden Jahren negativ mit der Höhe über dem Sediment. Dieser nahm zum Boden hin ab. Die Bakterienabundanz nahm in beiden Jahren tendenziell mit der Menge des TPM zu. Dies beruht auf der Tatsache, daß Bakterien im Bodenwasser bis zu 65% (THOMSEN & GRAF 1994) an Partikel gebunden sind. RITZRAU

(1994) fand in Experimenten zwischen 23 und 60% partikelgebundene Bakterien. Durch Resuspension ansteigende Mengen TPM im Bodenwasser führen zu einer Freisetzung von Nährsalzen aus dem Sediment (BOTHNER *et al.* 1981, RITZRAU & GRAF 1992) und damit zu einer verbesserten Nahrungsversorgung der Bakterien; zum anderen werden vermehrt Besiedelungsgrundlagen für Bakterien geschaffen. Allerdings konnte eine signifikante Korrelation des TPM mit der Größe der einzelnen Bakterien nicht hergestellt werden. Die Bakterienabundanz lag im Mittel zwischen  $2\text{-}16 \times 10^5 \text{ml}^{-1}$  und damit über der von RITZRAU & GRAF (1992) in der Kieler Bucht ( $4\text{-}6 \times 10^5 \text{ml}^{-1}$ ). Sie untersuchten allerdings nur die Monate November und Dezember des Jahres 1989.

In vorliegender Untersuchung konnte in beiden Jahren eine negative Korrelation der Bakterienabundanz mit dem Sauerstoffgehalt im Bodenwasser festgestellt werden. Diese Korrelation kann durch verschiedene Tatsachen begünstigt werden: Eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Bodenwasser führt, besonders bei länger andauernder Situation, zu einer Verminderung der potentiellen Grazer von Bakterien, insbesondere der epibenthisch lebenden oder sich epibenthisch ernährenden Makrofauna. Andererseits begünstigt Sauerstoffmangel, wie er im Mai und September 1993 sowie im November 1994 auftrat, die Verbreitung von Sauerstoffmangel tolerierenden oder anaeroben Bakterienarten. Während der genannten Monate betrug im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht die Menge an Bakterien bis zu  $16 \times 10^5 \text{ml}^{-1}$ .

Im Jahr 1994 wurde auch eine signifikante Korrelation zwischen der Chlorophyllkonzentration und der Bakterienabundanz festgestellt. Eine Erklärung dafür könnten Aggregationsprozesse des partikulären Materials im Bodenwasser sein. Hohe Mengen Chlorophyll im Bodenwasser weisen auf Phytoplanktonzellen hin, die im Absinken begriffen sind. Da diese Zellen auf dem Weg durch die Wassersäule sehr schnell aggregieren (ALLDREDGE 1979, ALLDREDGE & GOTSCHALK 1989, ALLDREDGE *et al.* 1995, RIEBESELL 1992 und andere) und von Bakterien aus der Wassersäule besiedelt werden, erhöhte sich die Zahl der im Bodenwasser schon vorhandenen Bakterien. Andererseits erhöhen diese Aggregate die Besiedelungsgrundlage für Bakterien und bewirken außerdem, daß Bakterien im hydrodynamischen System besser mit Nährstoffen versorgt werden (ALLDREDGE & YOUNGBLUTH 1985, JUMARS *et al.* 1993). Weitere Erklärungen zu diesem Kontext sind in Kapitel 4 zu finden. In beiden Jahren konnte eine positive Korrelation der Harnstoffmenge mit der Bakteriengröße festgestellt werden. Bakterien sind in der Lage, Harnstoff als zusätzliche Stickstoffquelle zu nutzen (TURLEY 1986). Das bedeutet in Zeiten mit hohen Harnstoffmengen im Bodenwasser eine Stimulierung des Bakterienwachstums. Da der PON-Gehalt negativ mit der Menge Harnstoff im Bodenwasser korreliert, könnte das als Hinweis erkannt werden, daß Harnstoff erst mit abneh-



mendem PON bei der Versorgung der Bakterien mit Stickstoff eine Rolle spielt. Die geringe Übereinstimmung der Korrelationen in beiden Jahren ist wohl ein Resultat der Strömungsgeschwindigkeit. Strömungsdaten liegen von allen Fahrten 1993, mit Ausnahme der Fahrt im Mai, und von allen Fahrten 1994 vor. Hier ist zu ersehen (Tabelle 2.5.) daß im Jahr 1993, in 40 cm über Grund, die Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 13 und 50  $\text{cms}^{-1}$ , lagen. 1994 wurden in den Untersuchungszeiträumen nur Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 1 und 12  $\text{cms}^{-1}$  im gleichen Abstand zum Meeresboden gemessen. Die Auswirkungen der Bodenströmung auf die Ausbildung von bodennahen Gradienten ist schon von diversen Autoren in Felduntersuchungen (McCAYE 1984, MUSCHENHEIM 1987 a, GUST 1989, THOMSEN & GRAF 1994) aber auch in Laborexperimenten (Strömungskanäle) untersucht worden (MUSCHENHEIM *et al.* 1986, HÜTTEL & GUST 1992). Bewirkt die hohe Strömung am Boden ein Überschreiten der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeit, dann wird Material, das schon auf den Meeresboden absedimentiert war, resuspendiert und erneut den Prozessen in der BBL ausgesetzt. Durch diese Resuspension können Gradienten entstehen, die direkt über dem Grund ein Maximum haben. Allerdings können diese Gradienten durch andere Faktoren wieder verwischt werden. Insbesondere die Makrofauna in dem Untersuchungsgebiet spielt eine entscheidende Rolle. Aufnahmen, die mit Videoschlitten im Untersuchungsgebiet durchgeführt wurden, und die Zählung der Makrofauna-Abundanz ergaben, daß diese sehr ungleichmäßig verteilt ist. Auf sogenannten Polydorarasen können Abundanz mit bis zu 10000 Tieren pro Quadratmeter vorkommen (SCHMAGER 1988); im Untersuchungsgebiet sieht es allerdings danach aus, daß in geringer Entfernung von diesen Stellen die Abundanz gegen Null sinkt (SPRINGER pers. Komm.). Untersuchungen zum Einfluß von Makrofauna auf die Zusammensetzung der BBL sind bisher am Kontinentalhang (THOMSEN *et al.*, 1995), an der Ostküste der USA (JUMARS & NOWELL, 1984) und im Flachwasser (ASMUS & ASMUS 1991) durchgeführt worden. Ein *in situ*-Experiment im Untersuchungsgebiet 1993 und 1994 durch THOMSEN *et al.* (in prep.) zeigt auch hier, daß die Makrofauna einen Einfluß auf die BBL bezüglich der Entfernung organischen Kohlenstoffes und der Akkumulation von Harnstoff haben kann. In Meeresgebieten, in denen eine gleichmäßigere Verteilung der Makrofauna gefunden wird, lassen sich solche Veränderungen quantifizieren und reproduzieren. In der Mecklenburger Bucht, in der die Besiedelung des Meeresbodens mit Makrofaunaorganismen einem häufigen Wechsel in Abundanz und Örtlichkeit unterworfen ist, lassen sich diese Einflüsse nur sehr schwer beweisen. Jede Ausfahrt für sich stellt also eine neue Situation dar. Insbesondere die extremen Sauerstoffmangelsituationen, die in jedem Sommer auftreten (siehe 1993, 1994 und 1995) haben Auswirkungen auf die Makrofauna. Dieser Sauer-

stoffmangel kann über mehrere Monate anhalten. Im November 1994 war z.B. immer noch keine 100% - ige Sättigung der Wassersäule erreicht (Abb. 2.7.-7); allerdings begünstigten die geringen Strömungsgeschwindigkeiten hier eine Stabilisierung dieser Situation. 1993 wurde schon im Mai ein Rückgang des Sauerstoffgehaltes im Bodenwasser festgestellt (Abb.2.7.-2). Jedoch war in diesem Jahr, begünstigt durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten, eine Sauerstoffsättigung schon im November wieder erreicht. Eine Charakterisierung der BBL der Mecklenburger Bucht kann also nur durch das Beschreiben gleichzeitiger Situationen oder Ereignisse erfolgen. Diese Ereignisse (z.B. Resuspension, Partikelsortierung, Aggregation (siehe Kapitel 4)) können mit den Untersuchungsergebnissen der Bodenwasserproben erkannt und erklärt werden.

#### **2.4.3. Hydrodynamische Sortierung der partikulären, organischen Fracht im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht**

Die generalisierte Bodengrenzschicht besteht aus einer "log layer", in der die Strömungsgeschwindigkeit ansteigt, von Null am Boden (in Übereinstimmung mit der Karman-Prandtl-Gleichung einer logarithmischen Grenzschicht und einer Geschwindigkeitsübergangszone, in der die Strömung mit der Höhe ansteigt) bis in eine Region, wo kein Ansteigen der mittleren Strömungsgeschwindigkeit mehr mit der Höhe über dem Sediment festzustellen ist. Die Log Layer ist definiert als die unteren 10-30% der totalen Höhe der Grenzschicht. Das bedeutet, daß im Flachwasser und in küstennahen Regionen diese Schicht nicht dicker als 2-3 m wird. Wenn die Sedimentbeschaffenheit fein genug oder die Strömungsgeschwindigkeit sehr gering ist, kann sich eine viskose Unterschicht ausbilden, die zwischen dem Sediment und der Log Layer liegt. Die Schicht ist maximal wenige mm bis einige cm dick. Sie spielt eine entscheidende Rolle im Partikeltransport zum Boden (McCAVE 1984, HUNT 1986, STERNBERG *et al.* 1986).

Die biologisch relevanten Prozesse im Zusammenhang mit Interaktionen und Transport von Partikeln, die von dem Charakter der BBL beeinflusst werden, sind der Zyklus von Resuspension und Deposition, die bodennahen Gradienten der Partikelkonzentration und -zusammensetzung sowie Schicksal der Aggregate aus der Wassersäule, wenn sie in der Region höherer Schubspannung am Boden eintreffen. Die Ereignisse, die in der Mecklenburger Bucht die Zusammensetzung der BBL beeinflussen, sind Strömung, Qualität und Quantität der partikulären Fracht. Die Strömungsgeschwindigkeit hat einen entscheidenden Einfluß, ob Material resuspendiert wird; allerdings kann eine starke Besiedlung mit Benthosorganismen durch eine Erhöhung der Bodenrauigkeit die Strömungsgeschwindigkeit herabsetzen. Dies wurde von CAREY (1983) an Polychaetenröhren gezeigt. Die erhöhte Bodenrauigkeit führt zu erhöhter Turbulenz und damit ebenfalls zur

Resuspension von leichtem organischem Material, das dann ohne den Einfluß der Benthosorganismen wahrscheinlich nicht sedimentieren würde (THOMSEN 1993).

Welche Faktoren für die Ausbildung unterschiedlicher Konzentrationsgradienten verantwortlich sind, kann durch die untersuchten Parameter erklärt werden. In der Mecklenburger Bucht ist die Art des Sedimentes ein entscheidender Faktor, der die Gradienten der untersuchten Parameter beeinflusst. An der Küste wird sandiges Sediment angetroffen (siehe Station 23.c), unterhalb von 24 m Wassertiefe ist das Sediment sehr fein und hat einen hohen Silt-Anteil. Es ist zu erwarten, daß sich die untersuchten Transekte 12 und 23 von der Station 23.c unterscheiden.

Bodennahe Profile partikulären Materials werden durch deren Sinkgeschwindigkeit und die Bodenschubspannungsgeschwindigkeit beeinflusst. Diese Bodenschubspannungsgeschwindigkeit bestimmt, ob Sedimente in Suspension oder bodennah als 'bedload' transportiert werden. (ROUSE 1937, McCAVE 1972). Untersuchungen von MUSCHENHEIM (1987 b) zeigen, daß diese hydrodynamische Sortierung von Partikeln in der BBL Flußprofile zeigt, die entweder 'top-heavy' für eine leichte organische Fraktion mit geringen Sinkgeschwindigkeiten, oder 'bottom-heavy' für eine dichtere, schwerere Fraktion mit höheren Sinkgeschwindigkeiten. Die Rouse-Zahl, die eine Beziehung zwischen der Sinkgeschwindigkeit der Partikel und der Bodenschubspannungsgeschwindigkeit darstellt, kann als ein Anhaltspunkt dafür genommen werden, ob Sediment resuspendiert oder nicht. Diese Rouse-Zahl errechnet sich aus:

$$z = \frac{w}{\beta k u^*}$$

Mit:

- z = Rouse-Zahl (dimensionslos)
- w = Sinkgeschwindigkeit der Partikel (z.B. cms<sup>-1</sup>)
- k = Karman Konstante (~ 0,4)
- β = numerische Konstante (~ 1)
- u\* = Bodenschubspannungsgeschwindigkeit in cms<sup>-1</sup>

Das bedeutet, daß sich aus dem Verhältnis der Sinkgeschwindigkeit zur Bodenschubspannungsgeschwindigkeit (w/u\*) (MIDDLETON & SOUTHARD 1984) die Verteilung suspendierten Materials über dem Meeresboden ergibt. Partikel mit geringer Sinkgeschwindigkeit (leichte, kleine oder gering verdichtete Partikel) werden eine mehr oder weniger gleichförmige Verteilung mit der Höhe über dem Boden zeigen, was ungefähr einem  $w \leq u^*$  und einem  $z \leq 0,25$  (THOMSEN 1993) entspricht. Partikel mit einer höhe-

ren Sinkgeschwindigkeit werden nahe zum Boden höher konzentriert sein ( $w \geq 0,4 u^*$  und  $z \geq 1$ ) oder als 'bedload' transportiert werden ( $w \geq 1 u^*$ ). Eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit, die auch zu einer Zunahme der Bodenschubspannungsgeschwindigkeit führt, wird ebenfalls zu einer gleichförmigeren Verteilung der partikulären Fracht im Bodenwasser führen; Ursache kann der höher in die Wassersäule reichende Transport des resuspendierten Materials sein (EISMA 1993). Das bedeutet, daß bei kleinen Rouse-Zahlen ( $\ll 1$ ) die Partikelkonzentration gleichförmig mit der Tiefe verteilt sein wird und bei Rouse-Zahlen  $\gg 1$  die Konzentration zum Boden zunimmt.

Für die Untersuchungen in der Mecklenburger Bucht sind verschiedene Faktoren an dieser Gradientenausbildung beteiligt:

I. Die Sedimentbeschaffenheit (Sand-Schlick), die die Sinkgeschwindigkeit der Partikel beeinflusst und mit der Bodenrauigkeit in die Berechnungen eingeht ( $z_0 = 1$  für bioturbierten Sand und  $z_0 = 0,1$  für Schlick) (siehe auch Kapitel 4).

II. Der organische Anteil am partikulären Material.

III. Die Strömungsgeschwindigkeit.

Die unterschiedlichen Verteilungsmuster sind in Abbildung 2.10. dargestellt.

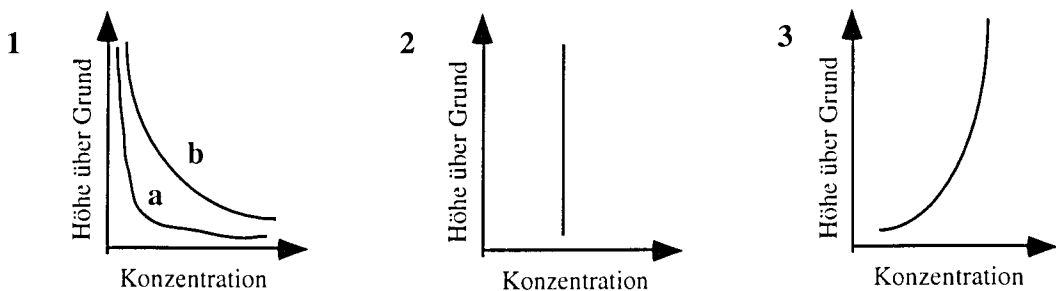


Abb. 2.10.: Verteilungsmuster bodennaher Gradienten partikulären Materials. 1. zeigt eine Zunahme zum Boden, wobei **a** eine Situation bei größerem ( $>125\mu\text{m}$ ) und **b** eine Situation bei feinerem ( $<63\mu\text{m}$ ) Sediment darstellt. Die Strömungsgeschwindigkeit ist gering, so daß Resuspension nicht stattfindet. Material sinkt zum Boden und wird bodennah akkumuliert (Aggregatbildung). 2. zeigt eine ideale Verteilung bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Material wird resuspendiert und verteilt sich mit dem absinkenden Material gleichmäßig in der Wassersäule (keine Sortierung). 3. zeigt eine abnehmende Konzentration partikulären Materials, wie es einige POC-Profile zeigen, bedingt durch Aggregation unter Einbau lithogenen Materials und das sehr schnelle Entfernen aus der Wassersäule durch erhöhte Sinkgeschwindigkeiten.

Bei Strömungsgeschwindigkeiten unter  $15 \text{ cm s}^{-1}$  und einer Bodenrauigkeit  $z_0 = 0,1$  lag  $u^*$  zwischen  $0,2$  und  $0,8 \text{ cm s}^{-1}$  für die Schlickstationen der Transekte 12 und 23. Dies sollte zu einer gleichförmigen Verteilung der organischen Fracht im Bodenwasser führen, wie das bei einem  $w \leq 0,1 u^*$  zu erwarten ist. Die errechneten Sinkgeschwindigkeiten liegen aber mit  $0,02$  und  $0,08 \text{ cm s}^{-1}$  darunter. Diese geringen Strömungsgeschwindigkeiten fanden sich während aller Fahrten im Untersuchungszeitraum 1994. Die Betrachtung der Verteilung der Chlorophylläquivalente und des POC bestätigen die Annahme dieser Theorie jedoch nicht für alle Fahrten 1994 (Abb. 2.2.-5 - 7 und 2.3.-5 - 7). Nur im Februar 1994 sind POC und Chlorophyll gleichmäßig verteilt und zeigen keine Zu- oder Abnahme zum Boden. Das bedeutet in diesem Fall, daß Chlorophyll und POC der leichten Fraktion angehören und wahrscheinlich nur in geringem Maße aggregiert sind. Die Bildung von Aggregaten, die assoziiert ist mit der Menge Phytoplankton in der Wassersäule (ALLDREDGE & SILVER 1988), hätte zu einer Erhöhung der Sinkgeschwindigkeit beigetragen, insbesondere wenn bodennah auch lithogenes Material in diese Aggregate eingebaut würde (EISMA 1986). Es könnte aber in diesem Fall, insbesondere bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten, zu einer Bildung sehr leichter Flocken gekommen sein, die kaum lithogenes Material beinhalten, so daß deren Sinkgeschwindigkeit sehr gering wäre ( $< 0,1 \text{ cm s}^{-1}$ ). Im April 1994 wurden die geringsten Strömungsgeschwindigkeiten im Untersuchungszeitraum gemessen ( $1-3 \text{ cm s}^{-1}$ ). Die Chlorophyllkonzentration zeigt eine gleichförmige Verteilung zum Boden. Insbesondere, bedingt durch die geringe Konzentration von Chlorophyll im Wasser (Abb. 2.2.-6), fand wahrscheinlich kaum Aggregation im Oberflächenwasser statt. Allerdings steigt die POC-Konzentration zum Boden hin an. Dieses Phänomen läßt sich nur schwer interpretieren. Es könnte hier zu einer bodennahen Bildung von Aggregaten gekommen sein; erhöhte Mengen TPM im Bodenwasser (Abb. 2.2.-6) weisen darauf hin. Da durch die sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten kaum physikalische Resuspension (durch hohe Bodenschubspannungsgeschwindigkeiten) auftreten kann, wiesen diese höheren POC- und TPM-Werte auf eine Aggregation schweren Materials hin. Das hohe C:N-Verhältnis, das auf einen hohen refraktären Anteil des partikulären Materials hinweist, unterstützt diese Vermutung. Durch die Probenahme werden diese schweren aber zerbrechlichen Aggregate zerschlagen (KRANK & MILLIGAN 1985).

Im November 1994 zeigen Chlorophyll und POC einen stark zunehmenden Gradienten zum Boden. Die hohen Mengen Chlorophyll weisen auf eine abgesunkene Phytoplanktonblüte hin. Da sich durch die geringen Strömungsgeschwindigkeiten und das feine Material am Boden geringe Rouse-Zahlen ergeben, würde man eine gleichförmige Verteilung dieses Materials in der Wassersäule erwarten. Eine mögliche Erklärung für die zuneh-

menden Gradienten von TPM ist hier die Bildung von Aggregaten, die die Sinkgeschwindigkeit des partikulären Material erhöhen (ALLDREDGE & SILVER 1988). Diese Aggregate fangen in der Bodengrenzschicht zusätzliches bereits sedimentiertes Material ein und bewirken seinen bodennahen Transport. Durch die Erhöhung der Sinkgeschwindigkeit erhöht sich auch die Rouse-Zahl dieser Aggregate; sie reichern sich im Bodenwasser an. Aufnahmen mit der Partikelkamera (siehe Kapitel 4) unterstützen diese Annahme. Es wurden auf den schlickigen Stationen im November bis zu 800 Aggregate in 40 cm über Grund im Liter gemessen. Je näher diese Aggregate zum Boden kommen, desto größer wird ihre Sinkgeschwindigkeit durch den fortdauernden Einbau resuspendierten lithogenen Materials (LAMPITT 1985).

Die Betrachtung der Sandstation bei niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten ergibt ein anderes Bild (leider liegen hierzu nur aus dem November 1994 vollständige Datensätze vor). POC und Chlorophyll zeigen eine gleichförmige Verteilung im Bodenwasser (Abb. 2.3.-7, und 2.4.-7). Trotz der hohen Mengen an Chlorophyll scheint Aggregation in diesem Fall keine entscheidende Rolle gespielt zu haben, jedenfalls beeinflussten die entstandenen Aggregate die Bodenwasserprofile nicht. Mit der Partikelkamera (siehe Kapitel 4) konnten nur 150 Aggregate gezählt werden. Die geringe Strömungsgeschwindigkeit bewirkt trotz höherer Bodenrauigkeit ( $z_0 = 1$  für bioturbirten Sand) wegen der geringen Sinkgeschwindigkeit der Partikel im nicht-aggregierten Zustand mit kleinen Rouse-Zahlen ( $\ll 1$ ) eine gleichförmige Verteilung der Partikel im Bodenwasser (EISMA 1983).

Das Untersuchungsjahr 1993 war allgemein durch höhere Strömungsgeschwindigkeiten ( $10-50 \text{ cm s}^{-1}$ ) gekennzeichnet (siehe Tabelle 2.5.). Diese Strömungsgeschwindigkeiten resultieren in Bodenschubspannungsgeschwindigkeiten zwischen  $0,7$  und  $1,1 \text{ cm s}^{-1}$  bei  $10 \text{ cm s}^{-1}$  Strömung und  $z_0 = 0,1 \text{ cm}$  bzw.  $z_0 = 1 \text{ cm}$  und zwischen  $3,3$  und  $5,3 \text{ cm s}^{-1}$  bei  $50 \text{ cm s}^{-1}$  Strömung ebenfalls bei den unterschiedlichen Bodenrauigkeiten von  $z_0 = 0,1 \text{ cm}$  bzw.  $z_0 = 1 \text{ cm}$ . Unter der Annahme, daß das Material nicht aggregiert ist, bewirkt eine Zunahme der Bodenschubspannungsgeschwindigkeit nach ROUSE (1937) ebenfalls eine gleichförmige Verteilung des suspendierten organischen Materials im Bodenwasser. Bei hohen Bodenschubspannungsgeschwindigkeiten, wie sie 1993 errechnet wurden, kann es allerdings zu einer Resuspension von Sedimentmaterial kommen. Dies ist dann der Fall, wenn die kritische Bodenschubspannungsgeschwindigkeit überschritten wird. Diese kritische Schubspannungsgeschwindigkeit, die nötig ist, um Material zu resuspendieren, ist im allgemeinen größer als die benötigte Schubspannungsgeschwindigkeit, um das Material in Suspension zu halten. Die Differenz zwischen diesen Größen ist von der Bindungsfähigkeit der Sedimentkörner untereinander abhängig (YOUNG & SOUTHARD 1978). Diese kohäsiven Kräfte zwischen den Partikeln sind bei frisch abgelagertem

Schlick besonders stark. Das bedeutet, daß in diesem Fall die kritische Schubspannung höher als bei Sandkörnern werden muß, um das Material zu resuspendieren. Wenn diese Geschwindigkeit erreicht wird, kann es vorkommen, daß nicht einzelne Körner, sondern größere Teile des Sedimentes resuspendieren. Während dieses Rollens lösen sich dann einzelne Sedimentkörner und werden höher in die Wassersäule transportiert (EISMA 1983). Dieses Lösen einzelner Partikel und deren Transport in die Wassersäule könnte für die TPM-Profile im Mai (Transekt 12) und September (Transekte 12 und 23) 1993 verantwortlich sein. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten führten also zu einer Resuspension der Sedimentoberfläche.

Die Station 23.c zeigt einen zunehmenden TPM-Gradienten zum Boden. Es kann also davon ausgegangen werden, daß Sandkörner geringere kohäsive Kräfte aufwiesen und als einzelne Körner bodennah transportiert werden. Die höchsten Konzentrationen von TPM in 5 cm über Grund geben hierzu einen Hinweis.

Im November 1993 weist das Chlorophyll auf dem Transekt 23 eine Zunahme zum Boden auf, während das POC abnimmt. Eine der möglichen Erklärungen hierfür findet sich bei THOMSEN (1995), der am Barentssee Hang eine ähnliche Verteilung fand. Seine Erklärung könnte auch hier ein Hinweis auf das Entstehen solcher Gradienten sein. Die Zunahme an Chlorophyll könnte durch Aggregate mit, gegenüber den nicht aggregierten organischen Partikeln, erhöhten Sinkgeschwindigkeiten entstehen, die sich am Boden anreichern und durch die hohe Strömungsgeschwindigkeit bodennah transportiert werden. Die POC-Fraktion sollte dann aber gleichmäßig verteilt sein, da die geringen Sinkgeschwindigkeiten dieser organischen Fraktion und die hohe Bodenschubspannungsgeschwindigkeit nach EISMA (1993) ein solches Profil erzeugen. STOLZENBACH *et al.* (1992) diskutiert die Möglichkeit, daß POC während des turbulenten Transportes durch die Fluff-Layer eingefangen wird und damit aus der Wassersäule schneller entfernt wird, als es durch die Sinkgeschwindigkeit zu erwarten wäre. Nach THOMSEN (1993) wird ebenfalls das POC schneller aus der Wassersäule entfernt. Im November 1993 war dieser Effekt nur gering ausgebildet.

Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung im Bodenwasser sollten einen Hinweis auf die Bedeutung der BBL für Mineralisationsprozesse liefern. Erhöhte Mengen von Bakterien, aber auch die hydrodynamische Anreicherung von Aggregaten und deren Abbau auf ihrem Weg durch die Resuspensionsschleifen im Bodenwasser, gaben einen Hinweis darauf. Die Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung fanden im April und November 1994 statt. Im April setzte eine Untersättigung des Bodenwassers mit Sauerstoff ein, die wahrscheinlich im Sommer zu fast anoxischen Verhältnissen im Wasser führte. Die Untersuchungen im November, in denen das Bodenwasser immer noch untersättigt war, geben

darauf einen Hinweis. Die Resuspension partikulären Materials (Abb. 2.3.-6 und 2.3.-7) weist auf die Anwesenheit und die Aktivität von Tieren hin.

Die errechneten Sauerstoffzehrungen und die daraus ermittelten Mengen mineralisierten Kohlenstoffs belegen die obige Vermutung. Auch wenn durch die Inkubation sehr kleiner Mengen (die benutzten Winklerflaschen hatten ca. 60 ml Inhalt) ein systematischer Fehler entstanden sein könnte, zeigen die Daten, daß die Sauerstoffzehrung des Bodenwassers die des Sedimentes übersteigen kann. Bei Mittelung der Sauerstoffzehrung aller Stationen im April 1994 stehen  $2,28 \text{ mg O}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$  an der Sedimentoberfläche  $9,6 \text{ mg O}_2\text{h}^{-1}$ , integriert über eine 50 cm hohe Bodengrenzschicht, gegenüber. Im November 1994 war die Situation eine andere. Hier standen  $5,83 \text{ O}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$  im Sediment  $4,85 \text{ mg O}_2\text{h}^{-1}$ , integriert über eine 50 cm hohe Bodengrenzschicht in der Bodengrenzschicht, gegenüber. Wenn die Sauerstoffzehrung der Bodengrenzschicht über einen Wasserkörper bis zur Sprungschicht, als Grenze des durchmischten Wasserkörpers, integriert wird, ist während beider Fahrten die Bedeutung des bodennahen Wasserkörpers für die Kohlenstoffmineralisation klar zu erkennen (Tab. 2.6. und 2.7.). Diese hohen Zehrungsraten des Bodenwassers deuten auf eine hohe mikrobielle Aktivität in den gebildeten Aggregaten hin, die im November bis zu 800 Aggregate  $>150\mu\text{m}$  im Liter betrug. Leider liegen aus dem April diese Informationen nicht vor. Auf die hohe mikrobielle Aktivität in Aggregaten wurde schon von verschiedenen Autoren (ALLDREDGE & COHEN 1987, SIMON *et al.* 1990) hingewiesen. Auch RITZRAU (1994) konnte eine hohe mikrobielle Aktivität in der Bodengrenzschicht feststellen. In dieser Arbeit findet sich auch ein Hinweis darauf, daß es sich bei den ermittelten Sauerstoffraten sogar um eine Unterschätzung der tatsächlichen Zehrungsraten handeln könnte. Grund dafür ist die Inkubation in Gefäßen, in denen jede Turbulenz ausgeschlossen wurde. Tatsächlich erhöht Turbulenz aber die mikrobielle Aktivität in den Untersuchungen von RITZRAU (1994) um das bis zu Fünffache.

Diese ersten Ergebnisse zur Sauerstoffzehrung im Bodenwasser weisen auf die große Bedeutung dieses Wasserkörpers für die Mineralisation organischen Kohlenstoffes hin. Bei der Betrachtung von Kohlenstoffbilanzen sollte deshalb in Zukunft der bodennahe Wasserkörper berücksichtigt werden.

Die Überlegungen in diesem Kapitel führen zu einer sehr kleinskaligen Betrachtungsweise der Partikeldynamik im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht. Auch die Messungen der Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsrichtung unterstützen diese Betrachtung. Schon während der Probennahme in einem Transekt, die an einem Tag erfolgte, änderte sich die Strömungsgeschwindigkeit auf das Doppelte bzw. auf die Hälfte (Tab. 2.5.). Auch die Strömungsrichtung änderte sich in sehr kurzen Zeiträumen. Zum Teil änderte



sich die Richtung der Strömung während einer Beprobung um 180° oder aber die Richtung war nicht festzulegen. Dadurch kann Material, das bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten resuspendiert wurde, durch eine starke Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit nach kurzer Zeit (wenige Minuten bis Stunden) absedimentieren. Es kommt in der Mecklenburger Bucht mehr zu kleinskaligen Verlagerungen und Transporten partikulären Materials. Das Material wird vermutlich mehr hin und her transportiert als weiter weg.

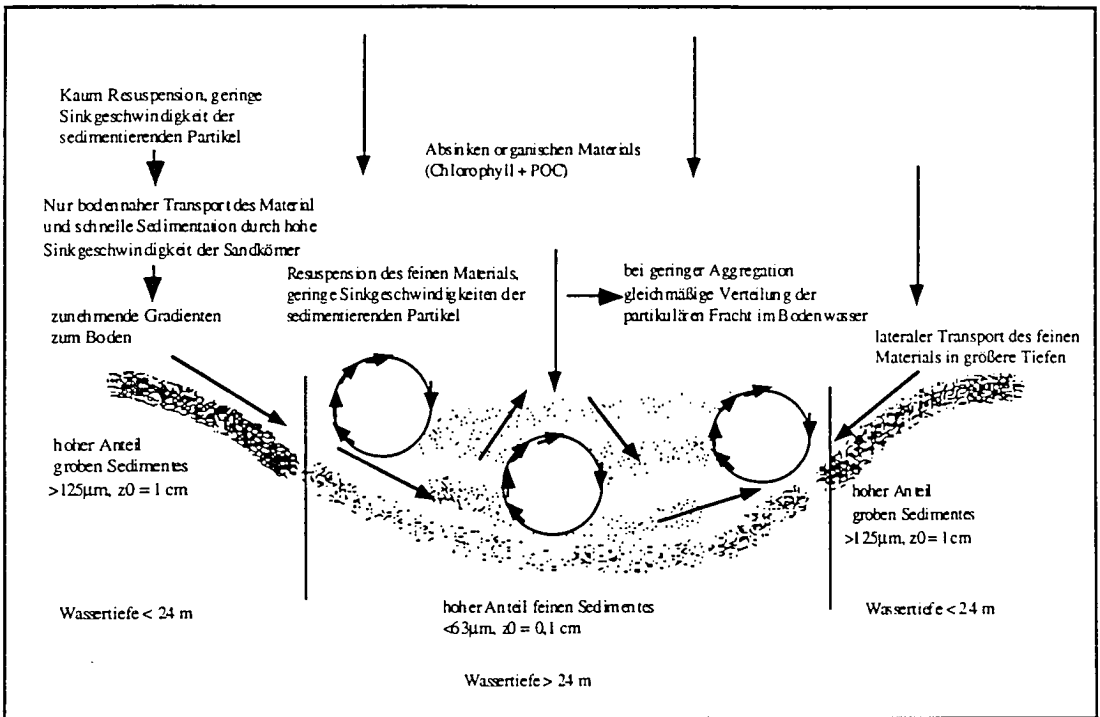


Abb. 2.11.: Schematische Darstellung bodennaher Partikeltransportprozesse bei geringer Aggregationsrate. Dargestellt ist ein schematischer Querschnitt durch die Mecklenburger Bucht.

Diese Tatsache und die großen Mengen partikulären Materials, die sich in der Wassersäule befinden, können dann zu großen Depositionsgebieten mit feinem Material führen, wie es in der zentralen Mecklenburger Bucht gefunden wird (siehe hierzu auch Kapitel 4). Abbildung 2.11. zeigt in der Zusammenfassung diese kleinskaligen Prozesse, die zu einer Akkumulation feinen Materials in den tieferen Regionen der Mecklenburger Bucht führen können. Oberhalb des 24-m-Tiefenhorizontes wird in der Regel sandiges Material angetroffen, das mit größeren Steinen versetzt sein kann. Nur bei sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten, wie sie z.B. im November 1993 vorhanden waren, können diese Sandkörner resuspendiert werden und ziehen dabei auch die organische Fraktion in die Wassersäule. Dieses Material wird bodennah transportiert und führt somit auch zu bodennah

ansteigenden Gradienten partikulären Materials. Nur die feine organische Fraktion wird über größere Strecken transportiert, sedimentiert dann in den tieferen Regionen ab und trägt zur Akkumulation schllickigen Materials bei. Unter dem 24-m- Horizont wird in der Regel sehr feines Material angetroffen. Die Sedimentation leichteren Materials führt hier zusammen mit den geringen Sinkgeschwindigkeiten zu einer gleichmäßigeren Verteilung des partikulären Materials. Voraussetzung dafür ist eine geringe Aggregation. Tritt Aggregation ein, so kann es zu einer bodennahen Anreicherung dieser schwereren Flocken kommen, die damit ebenfalls ansteigende Gradienten zum Boden ausbilden (Abb. 2.12.).

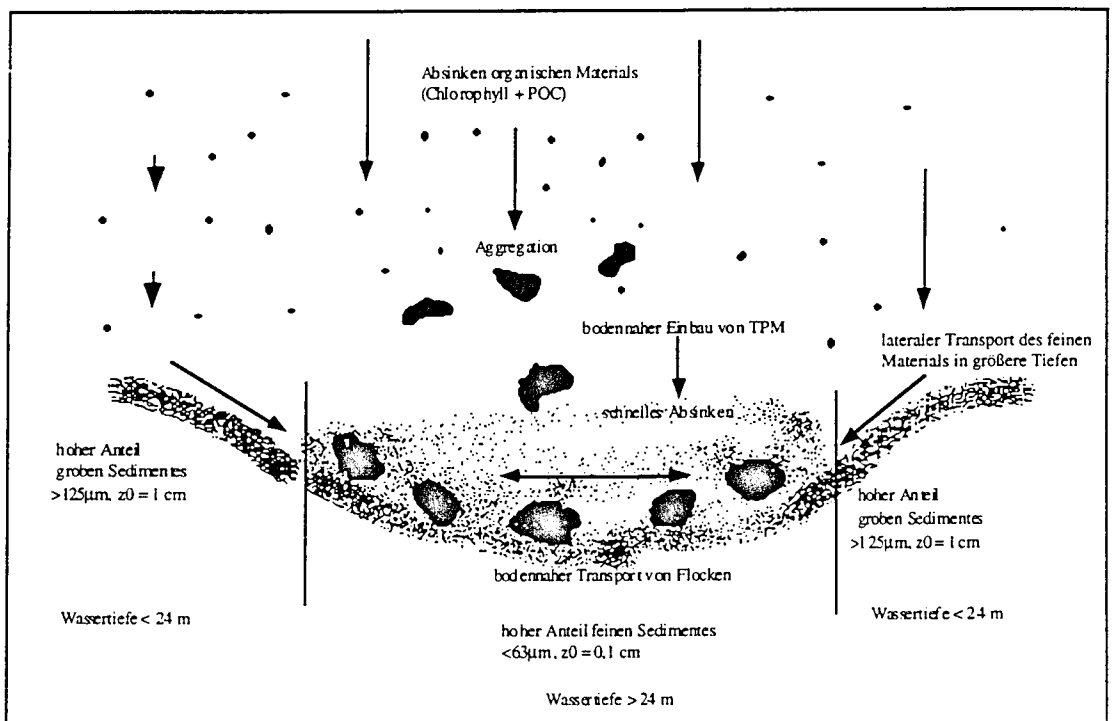


Abb. 2.12.: Schematische Darstellung bodennaher Partikeltransportprozesse bei hoher Aggregationsrate. Dargestellt ist erneut ein schematischer Querschnitt durch die Mecklenburger Bucht.

### 3. Laboruntersuchungen zur Aggregation partikulären Materials in der BBL

Der experimentelle Ansatz diente dazu, Aspekte der Aggregatbildung unter kontrollierten Bedingungen im Labor zu untersuchen. Dieses Kapitel gliedert sich in eine Einführung über die Grundlagen der Aggregatbildung, um dann die Experimente und Ergebnisse dieser Experimente zu beschreiben. In der Diskussion wird die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Freilandsituationen geprüft.

#### 3.1. Grundlagen der Aggregatbildung

Die Sedimentation von Phytoplankton, aber auch von anderem partikulären Material, ist eng an die Bildung von Aggregaten gekoppelt (SMETACEK 1985). Ihre Sinkgeschwindigkeit ist um ein Vielfaches gegenüber nicht aggregierten Algenzellen höher (SMETACEK *et al.* 1984, CADEE 1985). Ein wesentlicher Teil des in der euphotischen Zone produzierten organischen Materials sinkt zum Meeresboden in Form solcher Aggregate (ASPER 1987); sie dienen, aufgrund ihrer hohen Sinkgeschwindigkeit (50-200 m/Tag), als schnelle Vehikel für den vertikalen Stofftransport und wirken daher regulierend auf den CO<sub>2</sub>-Haushalt von Ozean und Atmosphäre (LOGAN & ALLDREDGE 1987, ALLDREDGE & GOTSCHALK 1989). Das Einbinden feiner lithogener Bestandteile in die Aggregatmatrix verringert die Trübung in der euphotischen Zone, wo durch die daraus folgenden günstigeren Lichtverhältnisse die Primärproduktion positiv beeinflusst wird (HONJO 1982, DEUSER *et al.* 1983, WELLS & SHANKS 1987). Da Aggregate Substrat für Mikroorganismen sind, spielen sie eine wichtige Rolle im marinen Nahrungsnetz (ALLDREDGE & SILVER 1988). Als Mikrohabitate können sie, je nach Zusammensetzung, höhere Primärproduktionsraten (ALLDREDGE & SILVER 1988) sowie höhere Bakterienabundanzen (ALLDREDGE & YOUNGBLUTH 1985, ALLDREDGE *et al.* 1986) als das sie umgebende Wasser aufweisen. Die Struktur von Aggregaten variiert von zerbrechlichen, porösen und losen Assoziationen kleiner Partikel und Organismen bis zu robusten, gelatinösen Flocken. In der Aggregatmatrix können organischer Detritus, Mineralien, Fäzes und Mikroorganismen eingebettet sein (RILEY 1963). Die Bildung von Aggregaten ist abhängig von der Partikelgröße, deren Konzentration und Haftungsfähigkeit (stickiness). Desweiteren ist die Aggregatbildung abhängig von Brown'schen Molekularbewegungen, laminaren und turbulenten Scherkräften und unterschiedlichen Sinkraten von Partikeln der verschiedenen Größen und Zusammensetzungen (McCAVE 1984, JACKSON 1990).

Im experimentellen Ansatz der vorliegenden Arbeit sollte die Bildung von Aggregaten im

bodennahen Wasserkörper der Mecklenburger Bucht mit Hilfe von Experimenten untersucht werden. Die Gründe, die zu einer Aggregation partikulären Materials führen, sowie die Veränderungen, die diese Aggregatbildung auf den umgebenden Wasserkörper hat, sollen untersucht werden. Desweiteren sollte beobachtet werden, ob es im zeitlichen Ablauf einer Aggregation auch wieder zu einer Auflösung oder Zerstörung dieser Aggregate kommen kann und welche Faktoren dafür verantwortlich sind.

### 3.2. Material und Methoden

Im Kapitel Material und Methoden werden die Geräte beschrieben, die für die Experimente gebaut und/oder benutzt wurden. Desweiteren werden die angewendeten Analysen und die Methodik der Auswertung vorgestellt.

#### 3.2.1. Die Aggregatkammer

Partikuläres Material, in Suspension hat stets die Tendenz zur Sedimentation. In Experimenten zur Beobachtung von Aggregatbildungen in einem Wasserkörper muß das Absinken verhindert werden. Hierzu eignen sich Rolltanks.

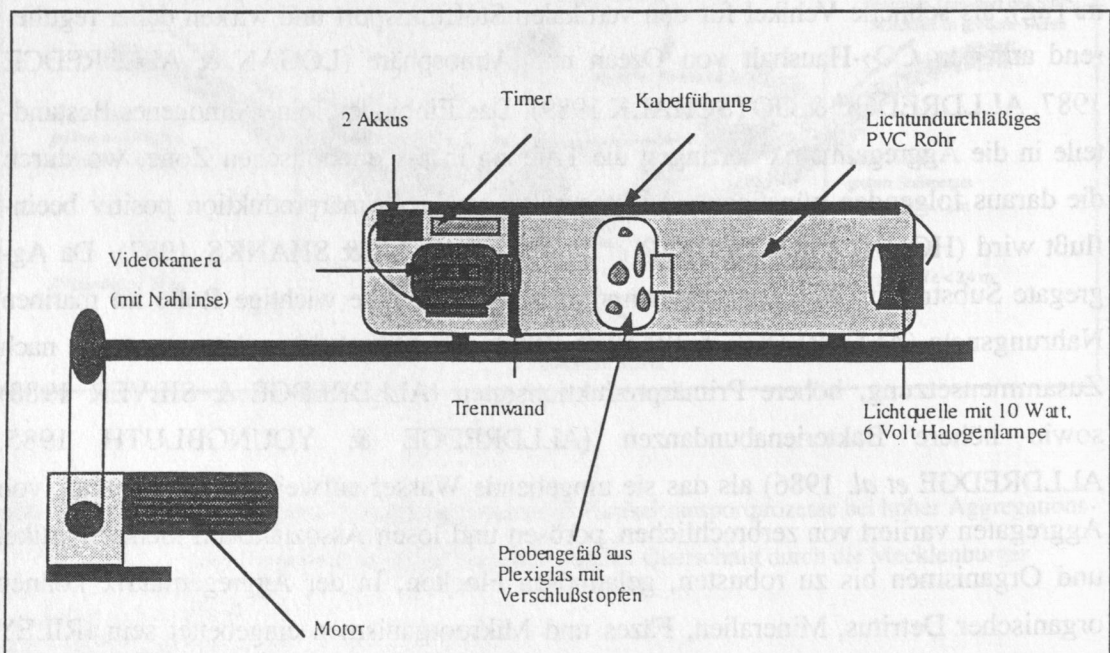


Abb. 3.1. Nach SHANKS & EDMONDSON abgewandelter Rolltank mit den einzelnen Komponenten

Über Aggregatbildung und deren Einfluß auf die partikuläre Fracht im Wasser haben

schon viele Autoren gearbeitet. SHANKS und EDMONDSON (1989) benutzten erstmals eine Rotationsapparatur (rollertable), um Aggregation im Labor zu untersuchen. Mit der Rotationsapparatur kann die Aggregation von partikulärem Material in einem turbulenzfreien Wasserkörper beobachtet werden. Die Rotation des Tankes läßt die Aggregate ungestört im Wasser schweben und verhindert die Anhaftung an Oberflächen.

Der in Abbildung 3.1. dargestellte Rolltank wird über zwei Stahlachsen von einem permanenterregten Gleichstrommotor angetrieben. Über ein Drehzahlregelgerät kann die Rotationsgeschwindigkeit stufenlos eingestellt werden. Der Tank ist ein Plexiglaszylinder mit 2,25 l Volumen. Durch die Veränderung des Walzenabstandes können Zylinder unterschiedlichster Größe zur Rotation gebracht werden. Der zylindrische Tank hat in der Deckelfläche zwei Öffnungen (4,5 cm und 0,4 cm im Durchmesser), wobei eine zentral gelegene Öffnung zum Einfüllen des Wassers und zur Entnahme der Aggregate dient; über eine periphere Öffnung werden Gasblasen abgelassen. Spätestens ein Stunde nach dem Start rotiert das Wasser im Tank mit derselben Winkelgeschwindigkeit wie der Zylindermantel des Rolltanks. Das Wasser wird ohne Turbulenzen bewegt, wenn sich keine Gasblasen im Probenwasser bilden; bei frischem Algenmaterial kann es zur Bildung solcher Gasblasen kommen.

Der Plexiglaszylinder wird zur Rotation in ein lichtdichtes PVC Rohr eingesetzt. Dieses Rohr dient der Abdunkelung des Probenwassers und nimmt zusätzlich eine Videokamera für die Größenbestimmung der entstandenen Aggregate auf.

### 3.2.2. Das Aufnahmesystem

Das Aufnahmesystem ist identisch mit dem Partikelkamarasystem aus Kapitel 4. Der Unterschied besteht in der Anordnung der Lichtquelle, die ebenfalls in das PVC-Rohr eingesetzt wird und das Rohr an dieser Seite verschließt. Neben der Videokamera befindet sich am anderen Ende des Rohres noch die Zeitschaltuhr. Zwei Akkus versorgen die Lichtquelle, Kamera und Zeitschaltuhr mit Strom. Als Lichtquelle dient ein 10 Watt, 6 Volt Halogenlicht. Die Zeitschaltuhr ist auf einen vorher bestimmten Aufnahmemodus eingestellt. Die Einstellung ist so gewählt, daß in jeder Stunde der Tankinhalt eine Minute gefilmt wird. Die Zeitschaltuhr synchronisiert zusätzlich die Aufnahmezeit und die Belichtungsdauer.

### 3.2.3. Die Bildverarbeitung

Das benutzte Bildauswertesystem ist mit dem aus Kapitel 4 identisch. Vor jedem Versuch wurde das System mit künstlichen Partikeln und Metalldrahtstücken kalibriert (siehe Kapitel 4).

### 3.2.4. Analysen

Die Wasserprobe für Experiment A war bis zu Versuchsbeginn bei  $-20^{\circ}\text{C}$  gefroren, die Proben für die anderen Experimente lagerten bei ca.  $4^{\circ}\text{C}$  im Dunkeln. Die Untersuchungsproben für die Rolltankexperimente wurden vor dem Einfüllen der Probe in den Tank und nach Abschluß des Experiments genommen. Das Wasser wurde vor Beginn und nach Beendigung des Experimentes auf den Gehalt an Seston, Chlorophyll (fluorometrisch), PON und POC (Carlo Erba-CHN-Analyzer) sowie Bakterienabundanz und -biomasse (THOMSEN 1991) untersucht. Diese Methoden sind in Kapitel 2 dargestellt. Einzelne Aggregate wurden mit einem Glasrohr (RIEBESSELL 1991) vorsichtig aus dem Rolltank entnommen und in einen Sinkzylinder überführt (Abb. 3.2. (A)).

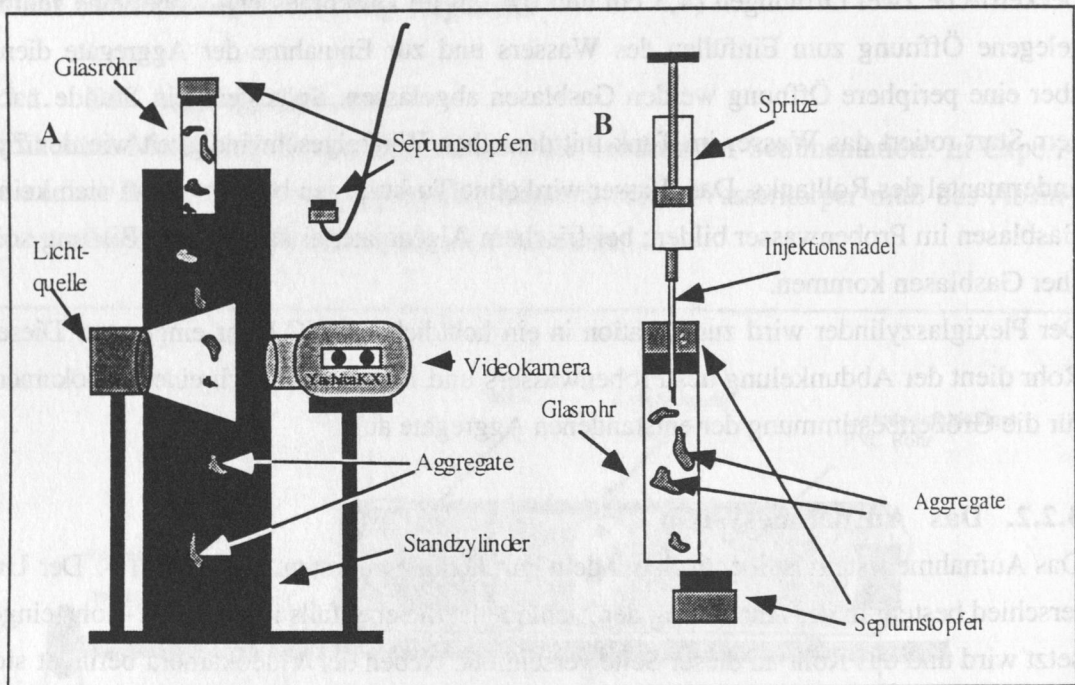


Abb. 3. 2. Standzylinder (A) mit integrierter Partikelkamera zur Erfassung der Sinkgeschwindigkeiten per Videoauswertung und Aggregatsammelgerät (B) nach RIEBESELL (1991). Die Aggregate werden aus dem Plexiglaszylinder des Rolltisches abgesaugt und das Glasrohr vorsichtig mit einem Septumstopfen verschlossen.

Mit Hilfe der Videokamera wurden Sinkgeschwindigkeit und Größe der sinkenden Flocken bestimmt (Abb. 3.2. (B)). "Aggregatfreies" Wasser wurde ebenfalls auf die oben genannten Parameter hin untersucht und somit indirekt auf die Zusammensetzung der Aggregate geschlossen. Weitere Aggregate wurden auf bakteriellen Bewuchs (Abundanz und Größen) untersucht. Nach Beendigung der Experimente wurde das gesamte Proben-

volumen zur Untersuchung der partikulären Bestandteile genutzt. Nur bei der Bestimmung der bakteriellen Biomasse waren parallele Untersuchungen möglich, um eine statistische Absicherung zu gewährleisten.

### 3.3. Rolltankexperimente

Zwischen dem 10. Mai und 19. Juni 1995 wurden fünf Experimente zur Aggregationsdynamik im Rolltank durchgeführt. Die Experimente liefen über einen Zeitraum von 16 bis 60 Stunden. Die Umdrehungsgeschwindigkeit betrug bei allen Versuchen  $5,6 \text{ cm s}^{-1}$ . Der Rolltank wurde möglichst blasenfrei gehalten, um unkalkulierbare Scherungen zu vermeiden.

#### 3.3.1. Veränderungen in der partikulären Fracht

Nachfolgend werden die einzelnen Experimente mit den Randbedingungen, wie Probenahme, Probenort und -höhe, Experimentdauer und Rotationsgeschwindigkeit, vorgestellt.

Die Experimente wurden auf Grund der Qualität und Quantität der partikulären Fracht ausgewählt.

**Experiment A:** geringe Menge TPM (ca.  $5\text{-}8 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
mittlere Chlorophyllkonzentration ( $2 \mu\text{g l}^{-1}$ ),  
C:N-Verhältnis niedrig (8), geringer refraktärer Anteil,  
geringe Bakterienabundanz ( $3,5 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ),  
geringe Menge POC ( $0,45 \text{ mg l}^{-1}$ ).

**Experiment B:** hohe Menge TPM ( $54 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
mittlere Chlorophyllkonzentration ( $2 \mu\text{g l}^{-1}$ ),  
C:N-Verhältnis hoch (14), hoher refraktärer Anteil,  
hohe Bakterienabundanz ( $8,5 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ),  
mittlere Menge POC ( $2,7 \text{ mg l}^{-1}$ ).

**Experiment C:** mittlere Menge TPM ( $22 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
hohe Chlorophyllkonzentration ( $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$ ),  
C:N-Verhältnis hoch (13), hoher refraktärer Anteil,  
hohe Bakterienabundanz ( $7,3 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ),  
geringe Menge POC ( $0,42 \text{ mg l}^{-1}$ ).

**Experiment D:** mittlere Menge TPM ( $27 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
sehr hohe Chlorophyllkonzentration ( $11 \mu\text{g l}^{-1}$ ),  
C:N-Verhältnis sehr hoch (16), sehr hoher refraktärer Anteil,  
mittlere Bakterienabundanz ( $6 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ),

**Experiment E:** hohe Menge POC ( $4,5 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
geringe Menge TPM ( $11 \text{ mg l}^{-1}$ ),  
geringe Menge Chlorophyll ( $1 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ ),  
C:N-Verhältnis hoch (14), hoher refraktärer Anteil,  
geringe Bakterienabundanz ( $3,8 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ),  
hohe Menge POC ( $3,4 \text{ mg l}^{-1}$ ).

Die Experimentansätze unterscheiden sich somit hinsichtlich der Menge partikulären Materials, der Menge Chlorophyll (damit ist ein Rückschluß auf das Vorhandensein von Phytoplanktonzellen möglich) und dem Anteil refraktären Materials. Alle Proben, mit Ausnahme des Ansatzes A (die Probe war gefroren), hatten einen hohen refraktären Anteil. Die Einschätzung der Mengenangaben ist nicht absolut, sondern in den hier vorliegenden Ergebnissen in Bezug zueinander zu sehen.

#### **Experiment A vom 10.5.1995**

Zum Experimentansatz A liegen keine TPM- und TIM-Messungen vor. Das Probenwasser stammt von einer Ausfahrt im April 1993 aus dem 12er Transekt aus 10 und 20 cm über Grund (Tab 3.2.). Die Rotationsdauer betrug 30 Stunden bei einer Rotationsgeschwindigkeit von  $5,6 \text{ cm s}^{-1}$ . Der refraktäre Anteil, die POC- und Chlorophyllkonzentration waren gering. Das Wasser war bis zum Experimentzeitpunkt bei  $-20^\circ\text{C}$  gefroren. Der sichtbare Anteil partikulären Materials (TPM) war gering (ca.  $5\text{-}8 \text{ mg l}^{-1}$ ). Nach Beendigung der Rotation waren im Probenbehälter zwei sehr große und eine Vielzahl kleiner Flocken entstanden.

Bei diesem Versuchsansatz wurden 7,5% des gesamten Stickstoffes, aber 38% des gesamten Kohlenstoffes in den Aggregaten gebunden. Der C:N-Wert des aggregatfreien Wassers nahm von 11 auf 8 ab. Der C:N-Wert in den Aggregaten stieg auf 18. Es wurde überproportional mehr Kohlenstoff als Stickstoff in den Aggregaten gebunden.

Der Chlorophyll- a-Gehalt ist vor und nach der Aggregation identisch. 67% der vorhandenen Phaeopigmente waren in den Aggregaten gebunden. Zu Beginn des Experimentes wurden  $3,6 \times 10^5$  Bakterienzellen je ml gefunden. Nach der Rotation verblieben im aggregatfreien Wasser  $1,25 \times 10^5$  Bakterienzellen  $\text{ml}^{-1}$ . Dieses kann zwei Ursachen haben: zum einen sind im Bodenwasser rund 65% der Bakterien partikelgebunden (THOMSEN 1993) und somit auf den Aggregaten angereichert; zum anderen werden die Bakterien von den entstehenden Aggregaten 'eingefangen'.

Da Bakterien einen mucösen Schleim absondern, steigt diese Menge an. Die damit verbundenen Effekte verstärken sich mit wachsender Bakterienzahl auf den Aggregaten



ebenfalls. Wird mikrobielles Wachstum während der Experimentdauer nicht berücksichtigt, so sind 65% der Bakterien auf den Aggregaten (aus dem Probenwasser) fixiert. Nur 35% sind auf den verbleibenden Partikeln oder bewegen sich frei in der Wasserprobe. Das durchschnittliche Bakterienvolumen im Wasser betrug vor der Rotation  $0,31 \mu\text{m}^3$ , nach der Rotation waren es noch  $0,18 \mu\text{m}^3$ . Der Grund für diese Abnahme kann in einer Sortierung der Bakterien liegen. Bei der Untersuchung der Bakterien auf den Aggregaten stellte sich ein mittleres Bakterienvolumen von  $0,42 \mu\text{m}^3$  heraus. Daraus folgt, daß sich größere Bakterien überwiegend auf den Aggregaten befinden und daß die freilebenden Bakterien in der Regel kleiner sind. Im Falle des Experimentes A sind die Bakterien auf den Aggregaten um 43% größer als die Bakterien auf den verbleibenden Partikeln im aggregatfreien Wasser.

Tab. 3.2: Randbedingungen und Ergebnisse des Experimentansatzes A

<b>Experiment A</b>	
Probennahme	April 1993
Messung	10.-12.5.1995
Laufzeit in Stunden	30
Station	23.a
Höhe über Grund	10 - 20 cm
Rotationsgeschwindigkeit	$5,6 \text{ cms}^{-1}$

Untersuchte Parameter	Suspension (*1)	Aggregat. Ph. (*2)
BOC/Zelle (ng ( $10^6$ ))	0,03	0,02
Zellvolumen ( $\mu\text{m}^3$ )	$0,31 \pm 0,29$	$0,18 \pm 0,12$
Bakterienabundanz ( $10^5 \text{ ml}^{-1}$ )	3,59	1,25
CPE ( $\mu\text{gl}^{-1}$ )	2,17	1,64
Phaeopigmente ( $\mu\text{gl}^{-1}$ )	0,83	0,28
Chlorophyll-a ( $\mu\text{gl}^{-1}$ )	1,34	1,36
POC ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0,45	0,28
PON ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0,04	0,03
C:N	8	11

(\*1) Ergebnisse vor Beginn des Experimentes in der Suspension ohne sichtbare Aggregate

(\*2) Ergebnisse nach Beendigung des Experimentes. Die Aggregate sind entfernt, es handelt sich um das die Aggregate umgebende Wasser (aggregatfreie Phase).

### Experiment B vom 16.5.1995

Das Probenwasser stammt von der Ausfahrt im November 1994. Es wurde an den Stationen 12 und 12.a aus 5 cm über Grund mit dem Bodenwasserschöpfer genommen (Tab. 3.3). Chlorophyll und POC zeigten mittlere Konzentrationen, der refraktäre Anteil war höher als in Experiment A.

Tab. 3.3: Randbedingungen und Ergebnisse des Experimentansatzes B

<b>Experiment B</b>	
Probennahme	November 1994
Messung	16. - 18. 5. 1995
Laufzeit in Stunden	52
Station	12, 12.a
Höhe über Grund	5 cm
Rotationsgeschwindigkeit	5,6 cms <sup>-1</sup>

<b>Untersuchte Parameter</b>	<b>Suspension (*1)</b>	<b>Aggregatfr. Ph. (*2)</b>
TPM (mg/l)	53,5	15,3
TIM (mg/l)	10,21	3,59
% org. Anteil	81	76
BOC/Zelle (ng (10 <sup>6</sup> ))	0,03	0,01
Zellvolumen (µm <sup>3</sup> )	0,29±0,22	0,09±0,08
Bakterienabundanz (10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	8,45	3,48
CPE (µg/l-1)	2,22	0,79
Phaeopigmente (µg/l <sup>-1</sup> )	0,32	0,21
Chlorophyll-a (µg/l <sup>-1</sup> )	1,9	0,58
POC (mg/l <sup>-1</sup> )	2,68	0,32
PON (mg/l <sup>-1</sup> )	0,19	0,04
C:N	14	10

(\*1) Ergebnisse vor Beginn des Experimentes in der Suspension ohne sichtbare Aggregate

(\*2) Ergebnisse nach Beendigung des Experimentes. Die Aggregate sind entfernt, es handelt sich um das die Aggregate umgebende Wasser (aggregatfreie Phase).

Im Probenwasser befand sich ein hoher Anteil partikulären Materials (53,5 mg/l<sup>-1</sup>). Das Probenwasser wurde kühl und dunkel, nicht gefroren gelagert. Es entstanden sehr viele kleine (1-2 mm) Aggregate, aber keine größeren Flocken. 71% des partikulären Materials

aggregierte, jedoch nur 65% des organischen Anteils. 81% des TPM in Experiment B gehörte zur organischen Fraktion, wohingegen der organische Anteil am TPM im aggregatfreien Wasser nur noch 77% betrug. Daraus folgt ein Anstieg des organischen Anteils in der Aggregatphase um 5%. 83% des partikulären Stickstoffs wurden in den Aggregaten gebunden, das umgebende Wasser wurde dadurch im Stickstoffgehalt verringert. Beim partikulären Kohlenstoff ist dieser Vorgang noch verstärkt. Hier werden 88% des Kohlenstoffes in den Aggregaten gebunden, der POC-Anteil des umgebenden Wassers wiederum verringert. Das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis änderte sich ebenfalls. Während ein C:N von 14 auf einen größeren Anteil refraktären Materials im Wasser hinweist, ist beim C:N von 10 im aggregatfreien Wasser der Anteil refraktären Materials im Rest-TPM geringer.

Die Messungen der Chlorophyll- und Phaeopigmentgehalte zeigten, daß 69% des Chlorophyll-a in den Aggregaten gebunden wurde. Dieses liegt im Bereich des gesamt aggregierten Materials (71%). Allerdings werden nur 34% der Phaeopigmente in den Aggregaten gebunden, was auf eine gezielte Aggregation der biologisch höherwertigeren Substanzen hinweist. Insgesamt werden 64% der CPE (Chlorophylläquivalente) in den Aggregaten gebunden. Die Bakterienabundanz betrug vor der Aggregation  $8,5 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ; im aggregatfreien Wasser war die Menge auf  $3,8 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  reduziert. Das bedeutet in diesem Fall, daß 55% der Bakterien auf den Aggregaten zu finden sein müssen. Die Zellvolumina der Bakterien waren auf den Aggregaten wiederum mit  $0,34 \mu\text{m}^3$  um 97% größer als die der Bakterien im aggregatfreien Wasser.

### **Experiment C vom 24.5.1995**

Das Experiment wurde mit Probenwasser aus der Mecklenburger Bucht vom April 1994 durchgeführt. Es stammt von den Stationen 12, 12.c und 23 aus 5-40 cm über Grund. Das Wasser war bis zu Beginn des Experimentes dunkel und kühl gelagert. Das Experiment lief 48 Stunden mit einer Gesamtaufnahmezeit von ca. 48 min. Die Rotationsgeschwindigkeit lag bei  $5,6 \text{ cms}^{-1}$ . Die entstandenen Aggregate waren klein und zahlreich, vergleichbar mit Experiment B. Die POC-Konzentration war gering, die Chlorophyllmenge hoch. Der refraktäre Anteil war ebenfalls relativ hoch.

65% der TPM wurden in den Aggregaten gebunden, jedoch nur 51% des organischen Anteils am partikulären Material. Der organische Anteil am Gesamt-TPM betrug in Experiment C 76%, in der aggregatfreien Phase lag der organische Anteil bei 33%. Daraus folgt, daß die Aggregate um 43% mehr mit organischem Material angereichert waren (Tab. 3.4.).

32% des partikulären organischen Stickstoffes und 20% des partikulären organischen

Kohlenstoffes werden in der Aggregatphase gebunden. Durch den höheren Anteil gebundenen Stickstoffes sinkt das C:N-Verhältnis in der aggregatfreien Phase von 14 auf 13 und in den Aggregaten erhöht sich dieses Verhältnis auf 18. Hier ist somit eine vergleichbare Entwicklung wie im Experimentansatz A zu beobachten; jedoch sind in diesem Experiment die Unterschiede im POC- und PON-Gehalt vor und nach der Aggregation gering.

Tab. 3.4: Randbedingungen und Ergebnisse des Experimentansatzes C

<b>Experiment C</b>	
Probennahme	April 1994
Messung	24. - 26. 1995
Laufzeit in Stunden	48
Station	12, 12.c, 23
Höhe über Grund	5 - 40 cm
Rotationsgeschwindigkeit	5,6 cms <sup>-1</sup>

<b>Untersuchte Parameter</b>	<b>Suspension (*1)</b>	<b>Aggregatfr. Ph. (*2)</b>
TPM (mg/l)	22,1	7,8
TIM (mg/l)	5,27	2,58
% org Anteil	76	67
BOC/Zelle (ng (10 <sup>6</sup> ))	0,08	0,05
Zellvolumen (µm <sup>3</sup> )	0,69±0,43	0,43±0,33
Bakterienabundanz (10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	7,28	4,23
CPE (µg/l-l)	6,51	3,24
Phaeopigmente (µg/l <sup>-1</sup> )	1,69	1,25
Chlorophyll-a (µg/l <sup>-1</sup> )	4,81	2,02
POC (mg/l <sup>-1</sup> )	0,42	0,35
PON (mg/l <sup>-1</sup> )	0,03	0,03
C:N	13	14

(\*1) Ergebnisse vor Beginn des Experimentes in der Suspension ohne sichtbare Aggregate

(\*2) Ergebnisse nach Beendigung des Experimentes. Die Aggregate sind entfernt, es handelt sich um das die Aggregate umgebende Wasser (aggregatfreie Phase).

58% des Chlorophyll a wurden in der Aggregatphase gebunden, was einer Verringerung um 6% gegenüber der aggregatfreien Phase bedeutet. Die Phaeopigmente wurden ähnlich wie im Experiment B in viel geringerem Maße in den Aggregaten gebunden (26%). Auch

hier ist ein Hinweis auf eine "gezielte" Aggregation biologisch höherwertigeren Materials zu finden. Insgesamt werden im Experiment C 50% der Chlorophylläquivalente (CPE) in der Aggregatphase gebunden.

Im Experiment C sind nur 42% der Bakterien in die Aggregate eingebunden. In der durchmischten Phase vor der Rotation waren es  $7,28 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ ; nach der Aggregation im flockenfreien Wasser waren noch  $4,23 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  übrig. Auch hier sind die größeren Bakterien verstärkt auf den Aggregaten zu finden. Die auf Aggregaten fixierten Bakterien waren jedoch nur um 39%, gegenüber den Bakterien im flockenfreien Wasser, größer.

### Experiment D

Das Experiment D lief vom 8.6. - 10.6. über 58 Stunden. Es liegen Videoaufnahmen von einer Stunde vor, die mit der gleichen Zeitschaltuhreinstellung wie bei den vorangegangenen Experimenten aufgenommen wurden. Das Wasser war wiederum dunkel und kühl gelagert ( $4^\circ\text{C}$ ) worden.

Das Probenwasser stammt von der Station 12.c aus 10 cm über Grund und wurde im Februar 1995 genommen. Die Rotationsgeschwindigkeit lag ebenfalls bei  $5,6 \text{ cms}^{-1}$ . Der refraktäre Anteil am organischen Material war in diesem Experimentansatz am höchsten, ebenso die Chlorophyllkonzentration und der POC.

Es entstanden eine große Anzahl kleiner (1-3 mm) Aggregate (Tab. 3.5).

In diesem Versuch war der Anteil des aggregierten Materials geringer als in den vorangegangenen Experimenten. Nur 45% des gesamten partikulären Materials aggregierte. Dagegen aggregierten 60% des organischen Anteils an diesem TPM. Die entstandenen Aggregate sind somit an organischem Material reicher. Vor der Flockenbildung war der organische Anteil am TPM 35%. Im aggregatfreien verbleibenden Wasser war der organische Anteil am TPM dagegen nur noch 26%. Auch hier ist ein Hinweis auf die Anreicherung organischen Materials in den Aggregaten zu finden. Ein weiterer Hinweis ergibt sich aus der Tatsache, daß 66% des Chlorophyll-a, das im Probenwasser vor Experimentbeginn gefunden wurde, in den Aggregaten gebunden war, ebenso 89% der Phaeopigmente.

Die Messung des PON ergab eine Fixierung von 81% des Stickstoffes in der Aggregatphase, die Messung des POC eine Fixierung von 92% in den Aggregaten. Das C:N - Verhältnis lag in der Suspension vor der Aggregation bei 16 und sank durch die stärkere Fixierung von Kohlenstoff auf 7 in der aggregatfreien Phase. Der C:N-Wert in den Aggregaten, am Ende des Experimentes, betrug 14.

Zu Beginn des Experimentes wurde eine Bakterienabundanz von  $6,32 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  festgestellt. In der aggregatfreien Phase war die Abundanz auf  $2,85 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$  reduziert. Das

bedeutet eine Fixierung von 55% der Bakterien auf den Aggregaten. Die Bakterien auf den Aggregaten waren um 43% größer als die Bakterien in der aggregatfreien Phase.

Tab. 3.5 Randbedingungen und Ergebnisse des Experimentansatzes D

<b>Experiment D</b>	
Probennahme	Februar 1995
Messung	8. - 10. 6. 1995
Laufzeit in Stunden	58
Station	12.c
Höhe über Grund	10 cm
Rotationsgeschwindigkeit	5,6 cms <sup>-1</sup>

<b>Untersuchte Parameter</b>	<b>Suspension (*1)</b>	<b>Aggregatfr. Ph. (*2)</b>
TPM in mgl <sup>-1</sup>	26,79	14,71
TIM in mgl <sup>-1</sup>	9,39	3,78
% org. Anteil	64,9	74,3
BOC/Zelle in ng(10 <sup>-6</sup> )	0,09	0,06
Zellvolumen in µm <sup>3</sup>	0,86±0,88	0,51±0,54
Bakterienabundanz (10 <sup>5</sup> ml <sup>-1</sup> )	6,23	2,85
CPE in µgl <sup>-1</sup>	11,68	3,93
Phaeopigmente in µgl <sup>-1</sup>	0,39	0,04
Chlorophyll-a in µgl <sup>-1</sup>	11,30	3,89
POC in mgl <sup>-1</sup>	4,54	0,38
PON in mgl <sup>-1</sup>	0,28	0,05
C/N	16	7

(\*1) Ergebnisse vor Beginn des Experimentes in der Suspension ohne sichtbare Aggregate

(\*2) Ergebnisse nach Beendigung des Experimentes. Die Aggregate sind entfernt, es handelt sich um das die Aggregate umgebende Wasser (aggregatfreie Phase).

### Experiment E

Der Experimentansatz E unterscheidet sich von den anderen Ansätzen dadurch, daß das Probenwasser von der einzigen sandigen Station der Transekte stammt (23c). Es ist aus 5 cm über Grund und wurde im Oktober 1994 genommen. Das Experiment lief über 16 Stunden bei einer Rotationsgeschwindigkeit von 5,6 cms<sup>-1</sup> (Tab. 3.6). Bis zum Experimentbeginn wurde das Wasser dunkel und kühl gelagert. Bei diesem Experiment sind

während der Rotation 28 sichtbare Aggregate entstanden, mit denen im weiteren Sinkgeschwindigkeiten ermittelt wurden. Der Anteil aggregierenden Materials war in diesem Ansatz am geringsten. Chlorophyll lag in geringen, POC in hohen Konzentrationen vor. Die Bakterienabundanz war gering.

Tab. 3.6: Ergebnisse des Experimentansatzes E

<b>Experiment E</b>	
Probennahme	Oktober 1994
Messung	19. - 20. 6. 1995
Laufzeit in Stunden	16
Station	23.c
Höhe über Grund	5 cm
Rotationsgeschwindigkeit	5,6 cms <sup>-1</sup>

<b>Untersuchte Parameter</b>	<b>Suspension (*1)</b>	<b>Aggregatfr. Ph. (*2)</b>
TPM in mg l <sup>-1</sup>	11,52	10,18
TIM in mg l <sup>-1</sup>	3,56	2,16
% org. Anteil	69	79
BOC/Zelle in ng x 10 <sup>-6</sup>	0,02	0,003
Zellvolumen in µm <sup>3</sup>	0,18±0,20	0,03±0,04
Bakterienabundanz (10 <sup>3</sup> ml <sup>-1</sup> )	3,78	1,25
CPE in µgl <sup>-1</sup>	1,10	0,66
Phaeopigmente in µgl <sup>-1</sup>	0,17	0,10
Chlorophyll-a in µgl <sup>-1</sup>	0,93	0,56
POC in mg l <sup>-1</sup>	3,58	2,08
PON in mg l <sup>-1</sup>	0,27	0,21
C/N	14	9

(\*1) Ergebnisse vor Beginn des Experimentes in der Suspension ohne sichtbare Aggregate

(\*2) Ergebnisse nach Beendigung des Experimentes. Die Aggregate sind entfernt, es handelt sich um das die Aggregate umgebende Wasser (aggregatfreie Phase).

12% des TPM war in Flocken fixiert, der größte Anteil aggregierte nicht zu sichtbaren Flocken (88%). Allerdings aggregierten 39% des organischen Anteils am TPM, was einer Abnahme der organischen Fraktion in der aggregatfreien Phase um 12% entspricht. Eine Anreicherung der organischen Fraktion ist auch in diesem Experiment zu beobachten.

22% des Stickstoffes aus dem PON, aber 42% des Kohlenstoffs aus dem POC sind in den Aggregaten gebunden; dies führt zu einer Reduzierung des C:N-Wertes im aggregatfreien Wasser von 14 auf 9, während der C:N-Wert in den Aggregaten auf 16 anstieg. Obwohl nur 12% des TPM in den Aggregaten fixiert wurde, waren 40% der Chlorophylläquivalente in den Flocken zu finden. In diesem Ansatz war auch keine Selektierung bezüglich des Chlorophyll-a und der Phaeopigmente zu finden. Beide Anteile wurden gleich stark in den Flocken gebunden.

67% der Bakterien wurden in den Aggregaten fixiert. Das Zellvolumen ist auf den Aggregaten um 85% gegenüber den verbleibenden Bakterien in der flockenfreien Phase erhöht.

### 3.3.2. Auswertung der Videoaufnahmen

Ein Ziel der Experimente war die Beobachtung der Bildung und der entstehenden Formation von Aggregaten in einem kontrollierten Medium, wobei die Randbedingungen bekannt sind. Bisher wurden in Rolltankuntersuchungen nur die Zusammensetzung der Aggregate, nicht aber deren Größenwachstum untersucht. Ziel dieser Untersuchung war es, die Hypothese zu überprüfen, ob es zu einem stetigen Wachstum von Aggregaten kommt, und ob Größe und Zeitablauf von der Zusammensetzung der partikulären Fracht im Probenwasser abhängen. Die Zeitdauer der Experimente ist hier von entscheidender Bedeutung. Für die kürzeren Experimente konnte die Hypothese angenommen werden, sofern überhaupt ein statistisch signifikantes Wachstum stattfand. Experiment D zeigt aber, daß über längere Zeiträume die Aggregate wieder kleiner werden, was in diesem Fall zu einer Ablehnung der Hypothese führte.

Die Zusammensetzung des Probenwassers, der Rotationsgeschwindigkeit und Experimentdauer sind bekannt. Die Videoaufnahmen dienen der Beurteilung, ob und in welchem Zeitraum Aggregate wachsen, und ob sich dieses Wachstum dokumentieren läßt. Dazu wurden pro Experimentstunde 10 Aggregate vermessen und der Mittelwert gebildet. Ob es sich 1. um eine Stichprobe handelt oder 2. bedingt durch die Bauweise des Tanks, jede Stunde die gleichen Aggregate vermessen wurden, kann nicht endgültig beantwortet werden. Beobachtungen deuten aber auf die zweite Annahme hin. Diese Größenmittelwerte wurden dann mit der Experimentdauer korreliert. Zur Beurteilung des Zusammenhangs zwischen Experimentdauer und Aggregatgrößen diente eine lineare Regression, die mit einem t-Test überprüft wurde. Von dem Experimentansatz C liegen keine auswertbaren Videoaufnahmen vor.

#### **Experiment A:**

Der Experimentansatz A zeigt eine deutliche Größenzunahme der Aggregate während der



Experimentdauer (Abb. 3.4).

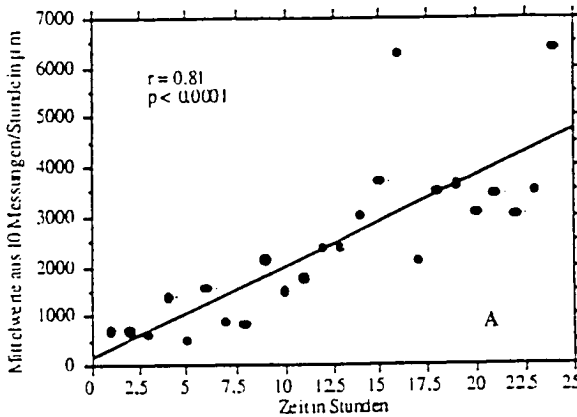


Abb. 3.4.: Größenwachstum der Aggregate in Experiment A. Zur statistischen Absicherung wurde ein t-Test durchgeführt.

Zu Beginn des Experiments lag die Aggregatgröße bei 600 µm. Nach 25 Stunden waren die Aggregate im Mittel 4000 µm groß, wobei einzelne bis zu 6500 µm groß wurden.

**Experiment B:**

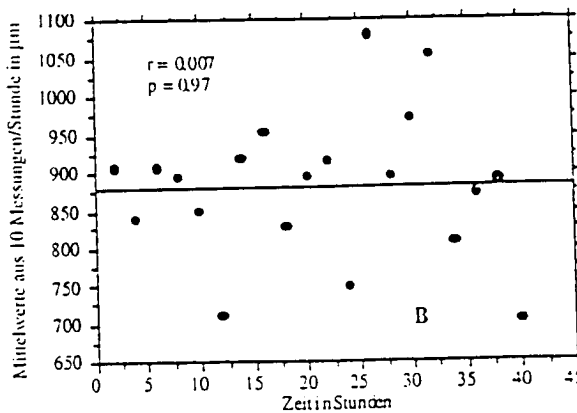


Abb. 3.5.: Beobachtung der Aggregate in Experiment B. Ein statistisch relevantes Größenwachstum konnte nicht festgestellt werden. Zur statistischen Absicherung wurde ein t-Test durchgeführt.

Der Trend für eine Größenzunahme während der Experimentdauer ist im Experimentansatz B nicht zu beobachten. Allerdings läßt sich aus Abbildung 3.5. ersehen, daß zu Beginn des Experimentes - während der ersten 8-10 Stunden - die Aggregate eine gleich-

bleibende Größe haben. Ab der zehnten Stunde wurde eine starke Streuung der Aggregatgröße beobachtet. Diese Streuung wird gegen Ende des Experimentes immer stärker. Zu Beginn des Experimentes sind die vermessenen Aggregate zwischen 830 und 930  $\mu\text{m}$  groß. Später weitet sich diese Spanne von 700 auf 1070  $\mu\text{m}$  aus.

### Experiment D:

Das Experiment D lief über 58 Stunden.

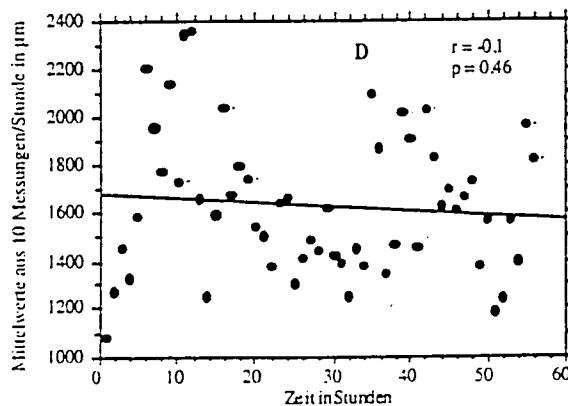


Abb. 3.6.: Beobachtung der Aggregate in Experiment D. Ein statistisch relevantes Größenwachstum konnte auch in diesem Experiment über die gesamte Zeit nicht festgestellt werden. Zur statistischen Absicherung wurde ein t-Test durchgeführt.

Wenn alle Messungen des Experimentes über die Experimentdauer aufgetragen werden, ergibt sich kein Zusammenhang zwischen Aggregatgröße und der Experimentlaufzeit. Die Regression läßt sogar den Schluß einer leichten Verringerung der mittleren Aggregatgröße über die Zeit zu (Abb. 3.6.).

Wird jedoch der Experimentzeitraum in 10-Stunden Blocks aufgeteilt und jeder Block getrennt betrachtet, so ergibt sich ein anderer Trend (Abb. 3.7.). In den ersten 10 Stunden kommt es zu einem deutlichen Anstieg der mittleren Aggregatgröße ( $p = 0,005$ ). Die mittlere Aggregatgröße steigt von 1100  $\mu\text{m}$  auf 2000  $\mu\text{m}$ . Danach ist kein deutlicher Trend mehr abzulesen. In den Stunden 11-20 kommt es zu einer Reduzierung der mittleren Aggregatgröße. Eine Signifikanz besteht nicht ( $p = 0,17$ ). Erst in den Stunden 31-40 kommt es zu einem erneuten Anwachsen der Aggregate bis dieselbe Größe wie nach den ersten 10 Stunden wieder erreicht ist. Daraus folgt, daß die entstandenen Flocken gegen Ende des Experimentes die Tendenz aufweisen, wieder kleiner zu werden.

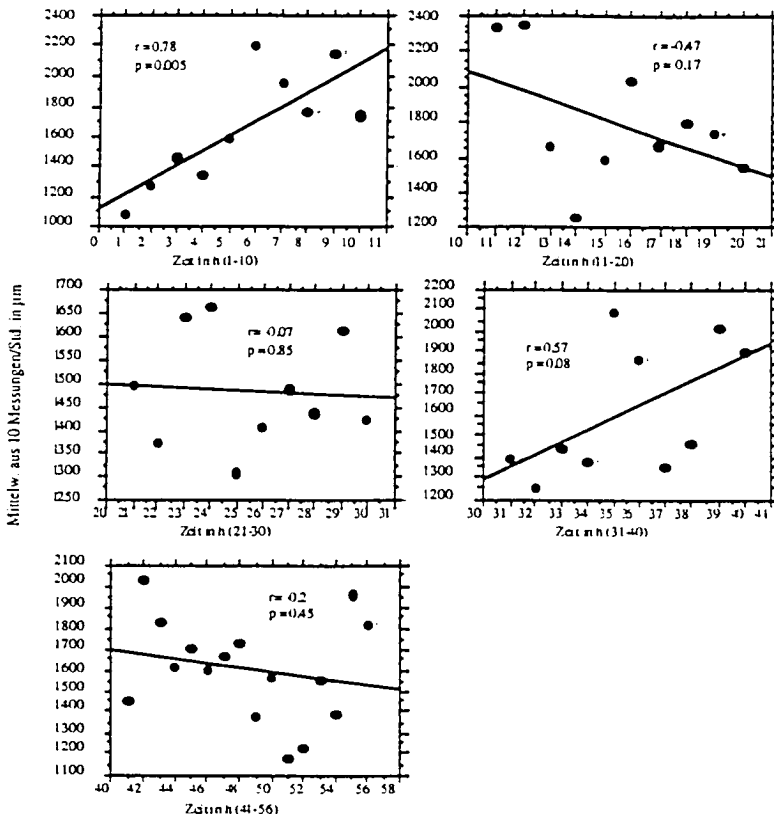


Abb. 3.7.: Aufteilung der Aufnahmen aus Experiment D in 10-Stunden Intervalle. Das letzte Intervall ist 14 Stunden lang. Zur statistischen Absicherung wurde für jedes Intervall ein t-Test durchgeführt.

**Experiment E:**

Das Experiment E hatte die kürzeste Laufzeit mit 16 Stunden.

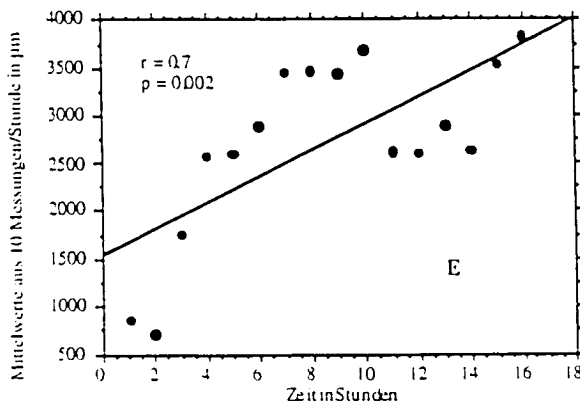


Abb. 3.8.: Größenwachstum der Aggregate in Experiment E. Zur statistischen Absicherung wurde ein t-Test durchgeführt.

Während dieser 16 Stunden kam es zu einem deutlichen Wachstum der Aggregate ( $p = 0,002$ ). Zu Beginn lag die mittlere Aggregatgröße bei  $800 \mu\text{m}$ , am Ende bei  $3800 \mu\text{m}$  (Abb. 3.8.). Zwischen Stunde 10 und 11 kam es in diesem Ansatz zu einem Einbruch in der Wachstumsphase. Die Größe ging auf  $2700 \mu\text{m}$  im Mittel zurück, um danach bis zum Ende des Experiments erneut anzuwachsen.

### 3.3.3. Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen

Zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit der entstandenen Aggregate wurden jeweils 20-30 Aggregate in einem Sinkzylinder auf ihre Sinkgeschwindigkeit hin untersucht. Die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten lagen zwischen  $0,05$  und  $2,02 \text{ cm s}^{-1}$ . Für eine bessere Vergleichbarkeit der ermittelten Sedimentationszeiten, wurden zusätzlich Sinkgeschwindigkeiten der gemessenen Aggregate mit den Formeln nach ALLDREDGE & GOTTSCHALK (1988) und GIBBS (1985) errechnet. Die Sinkgeschwindigkeit nach ALLDREDGE & GOTTSCHALK E errechnet sich aus:

$$ws = 50 \times D^{0,26}$$

wobei  $ws$  in  $\text{md}^{-1}$  und  $D$  in  $\text{mm}$  angegeben wird.

Die Sinkgeschwindigkeit nach GIBBS errechnet sich aus:

$$ws = 1,73 \times D^{0,78}$$

wobei  $ws$  in  $\text{cm s}^{-1}$  und  $D$  in  $\text{cm}$  angegeben wird.

$W_s$  = Sinkgeschwindigkeit

$D$  = größter Durchmesser des Aggregates

Nach ALLDREDGE & GOTTSCHALK (1988) ergeben sich Sinkgeschwindigkeiten zwischen  $0,34$  und  $1,34 \text{ cm s}^{-1}$ , die nach GIBBS (1985) errechneten lagen zwischen  $0,58$  und  $3,55 \text{ cm s}^{-1}$ .

Im Experiment A (Abb. 3.9.) lagen die ermittelten Sinkgeschwindigkeiten zwischen  $0,1$  und  $1,5 \text{ cm s}^{-1}$ . Die Werte liegen bei Aggregaten unter  $1000 \mu\text{m}$  zwischen den errechneten Sinkgeschwindigkeiten. Die Aggregate über  $1000 \mu\text{m}$  lagen im Mittel in ihrer Sinkgeschwindigkeit unter den errechneten Werten.

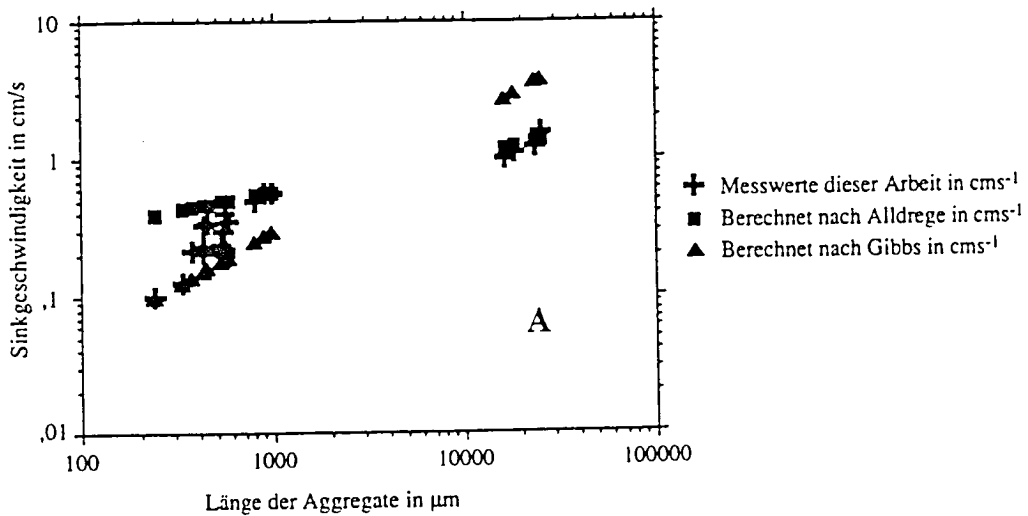


Abb. 3.9.: Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen aus Experiment A. Zur besseren Anschaulichkeit der Daten wurden für die gemessenen Aggregate auch die Sinkgeschwindigkeiten nach ALLDREDGE (1984) und GIBBS (1985) errechnet.

Das Experiment B zeigt durch das Entstehen vieler kleiner Flocken ein anderes Bild (Abb. 3.10.). Die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten lagen zwischen 0,1 und 2  $\text{cm/s}^{-1}$ , die errechneten zwischen 0,08 und 0,7  $\text{cm/s}^{-1}$ . Bis auf das kleinste gemessene Aggregat lagen die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten der Aggregate über den errechneten. Die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten für die großen Partikel waren bis zu 285% gegenüber den errechneten Sinkgeschwindigkeiten erhöht.

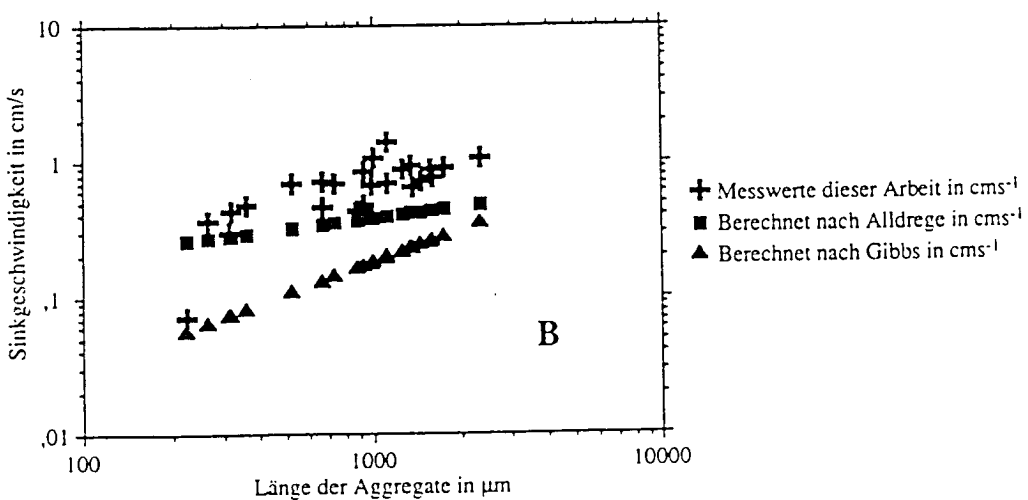


Abb. 3.10.: Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen aus Experiment B.

Im Experimentansatz C lagen die ermittelten Sinkgeschwindigkeiten zwischen  $0,2$  und  $1,4 \text{ cm s}^{-1}$  (Abb. 3.11). Die nach den oben beschriebenen Formeln errechneten Werte lagen zwischen  $0,09$  und  $0,7 \text{ cm s}^{-1}$ . Auch hier finden sich die ermittelten Sinkgeschwindigkeiten bis zu  $200\%$  über den errechneten Werten.

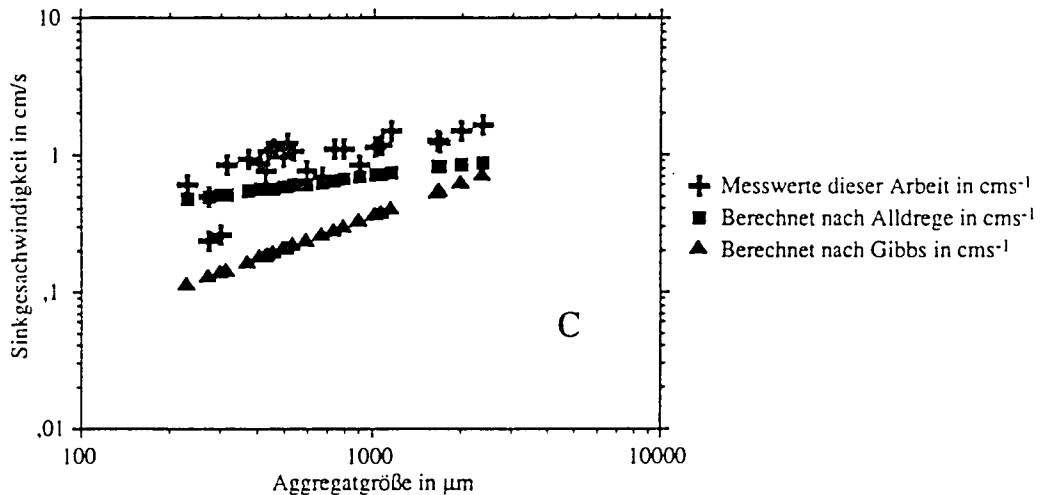


Abb. 3.11.: Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen aus Experiment C.

Auch im Experimentansatz D (Abb. 3.12.) liegen die Sinkgeschwindigkeiten der meisten gemessenen Aggregate über den errechneten. Die kleinen Aggregate unter  $700 \mu\text{m}$  liegen zwischen den errechneten Werten. Die Aggregate über  $700 \mu\text{m}$  liegen jedoch bis zu  $250\%$  über diesen Werten.

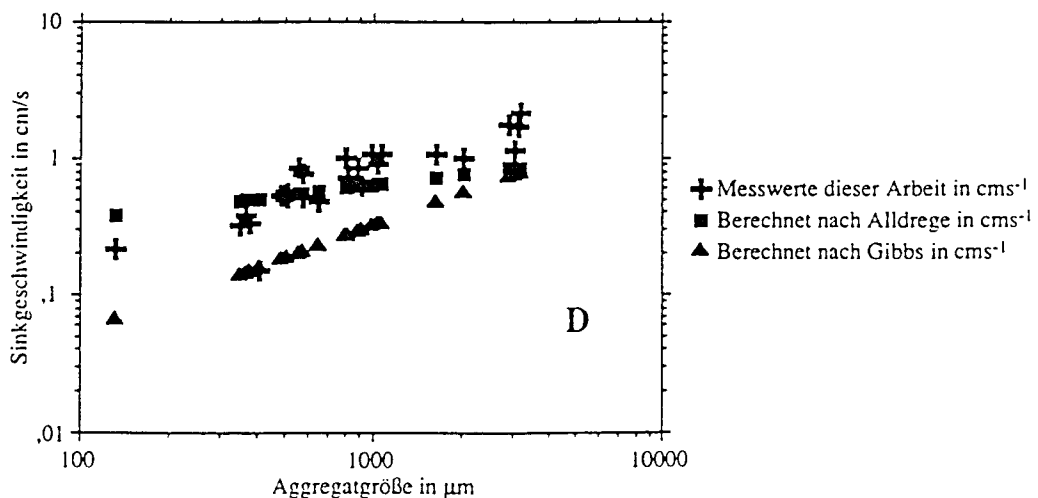


Abb. 3.12.: Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen aus Experiment D.

Nur der Experimentansatz E unterscheidet sich von den anderen. Hier liegen die Sinkgeschwindigkeiten, die im Sinkzylinder gemessen wurden, zwischen  $0,05$  und  $2 \text{ cm s}^{-1}$  (Abb. 3.13.). Die aus den gemessenen Aggregaten errechneten Sinkgeschwindigkeiten liegen zwischen  $0,09$  und  $3,5 \text{ cm s}^{-1}$ .

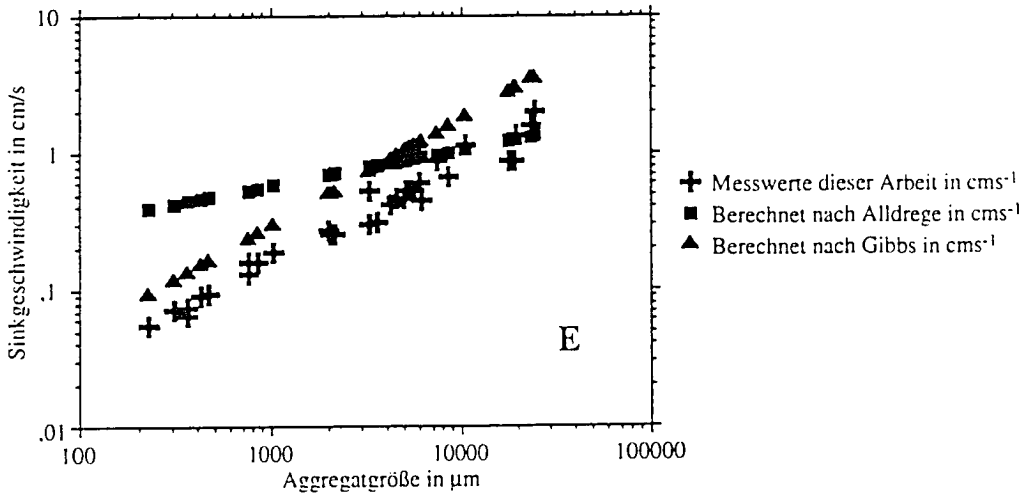


Abb. 3.13.: Ergebnisse der Sinkgeschwindigkeitsmessungen aus Experiment E.

Abbildung 3.14. zeigt eine Zusammenfassung aller ermittelten Sinkgeschwindigkeiten aus allen Versuchen. Auch hier sind zusätzlich die errechneten Sinkgeschwindigkeiten zur besseren Vergleichbarkeit aufgetragen. Die Ergebnisse dieser Sinkgeschwindigkeitsmessungen ergeben für die Experimente A - D höhere gemessene als errechnete Sinkgeschwindigkeiten.

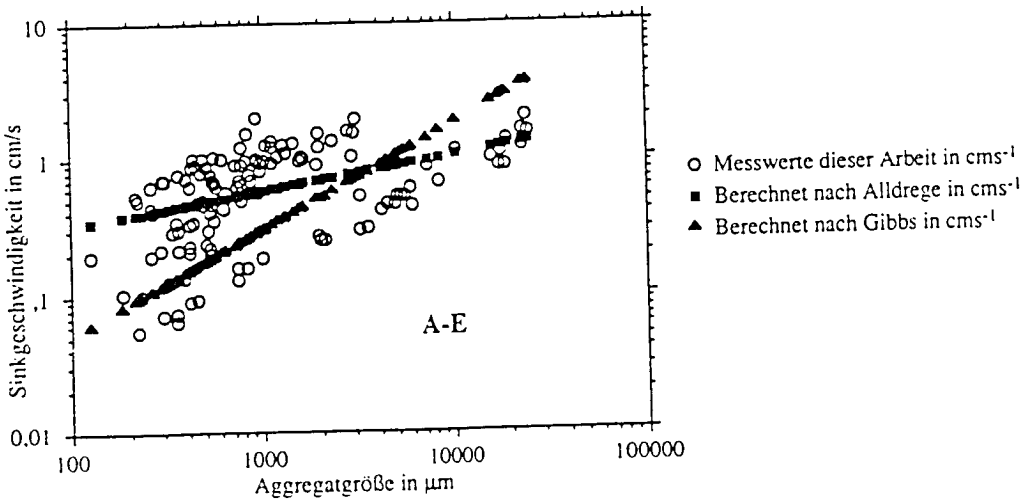


Abb. 3.14.: Zusammenfassende Darstellung aller Sinkgeschwindigkeitsmessungen. Im Vergleich die errechneten Sinkgeschwindigkeiten nach ALLDREDGE (1984) und GIBBS (1985).

Nur im Experiment E, in dem nur 12 % des TPM aggregierte, lagen die gemessenen unter

den errechneten Sinkgeschwindigkeiten. In diesem Experiment war der organische Anteil in den Flocken am stärksten gegen über der Suspension angereichert (12% des TPM aber 39% des organischen Anteiles am TPM aggregierten). Dies kann als ein weiterer Grund für die geringeren Sinkgeschwindigkeiten im Vergleich zu den Experimenten A - D gelten.

### 3.4. Diskussion der Rolltankexperimente

In der Diskussion der Rolltankexperimente soll zuerst der entwickelte Rolltank einer kritischen Beurteilung unterzogen werden; danach wird versucht, die vorliegenden Ergebnisse mit denen anderer Autoren zu vergleichen und einzuordnen. Am Schluß wird die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf *in situ* Bedingungen diskutiert.

#### 3.4.1. Methodenkritik des benutzten Rolltanks

Wie in der Einführung zu den Experimenten erwähnt, werden Rolltanks von unterschiedlichen Autoren (ALLDREDGE *et al.* 1990, ALLDREDGE & SILVER 1988, SHANKS & EDMONDSON 1989) benutzt, um eine Aggregation unter kontrollierten Bedingungen zu beobachten und zu untersuchen. Viele Voraussetzungen, wie Scherung, Turbulenz und physikalische Sedimentation, die in natürlichen Systemen zur Aggregation führen, fehlen in Rolltankexperimenten. Neuere Untersuchungen von JACKSON (1994) beschäftigen sich mit dem Versuch, die Bedingungen in einem Rolltank zu quantifizieren. Er geht davon aus, daß die dynamischen Bedingungen in einem Rolltank zu kompliziert sind, um quantitative Aussagen über eine Studie in einem Rolltank zu machen. Insbesondere in der Startphase, wenn der Tank sich zu drehen beginnt, tritt Scherung auf, die solange anhält, bis sich die Mantelgeschwindigkeit und die Geschwindigkeit des Wasserkörpers angeglichen haben. JACKSON berichtet von Scherraten in seinen Tanks (die einen Radius von 3,5 bzw. 7,5 cm hatten), die bis zu  $1\text{s}^{-1}$  in den ersten 8 Minuten des Rollvorgangs erreichten. Die Zeit mit Scherraten über  $0,1\text{s}^{-1}$  wird dementsprechend länger anhalten. Daraus folgt, daß zu Beginn eines Experimentes Scherraten an den Wänden des Rolltanks auftreten, die höher sind als die für ozeanisches Wasser charakteristischen  $0,1 - 0,01\text{s}^{-1}$  (SOLOVIEV *et al.* 1988). In den vorliegenden Experimenten muß ebenfalls mit ähnlich hohen Scherraten zu Beginn der Experimente gerechnet werden; sie verlieren jedoch über den gesamten Zeitraum des Experimentes an Bedeutung. Ein weiterer Effekt dieser erhöhten Scherung zu Anfang der Experimente ist die Entstehung kleiner kompakter Aggregate, die dann einen leichteren und fragileren Teil "angebaut" bekommen. Zusätzlich ist bei allen Experimenten, insbesondere wenn frische Phytoplanktonzellen vorhanden sind, die durch Blasenbildung auftretende Turbulenz eine mögliche Fehler-



quelle. Leider kann im benutzten System eine auftretende Blasenbildung erst nach Beendigung des Experimentes entdeckt werden. Bei Auftreten starker Blasenbildung (Blasen, die größer als 1 cm waren) wurden die Ergebnisse nicht berücksichtigt. Unterhalb einer Größe von ca. 1 cm im Durchmesser wurden die Blasen als nicht berechenbare Scherungsquelle akzeptiert. Wenn Rolltankexperimente im Licht stattfinden, kann während des Experimentes die Luft aus den Tanks entfernt werden. Der Haupteinfluß auf die Aggregation von Partikeln in Rolltankexperimenten ist das unterschiedliche Sinkverhalten der Partikel. Alle Partikel befinden sich auf unterschiedlichen Bahnen. Bei unterschiedlicher Dichte der Partikel können sich diese treffen und kollidieren (JOHNSON *et al.* 1990). Da Scherung einer der entscheidenden Faktoren ist, der Aggregate zu kompakten Gebilden formt, sind Flocken aus Rolltanks meist fragiler als in der Natur (McCAYE 1984, JACKSON 1990). Durch das Ausklammern aggregationsfördernder Faktoren ist auch die Übertragung der Ergebnisse aus Rolltankexperimenten nur mit dieser Einschränkung möglich. Da für die Aggregation selbst, aber auch für die Stabilität der entstehenden Aggregate, nicht das gesamte organische Material von Bedeutung ist (EISMA *et al.* 1991), kann der Entstehungsvorgang der experimentell gewonnenen Aggregate zu einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Flocken führen.

Um das Wachstum der Aggregate beurteilen zu können, wurden während jeder Stunde alle deutlich sichtbaren, scharf abgebildeten Aggregate vermessen. Da die Tiefenschärfe des verwendeten Videosystems jedoch nur 5 mm beträgt, muß davon ausgegangen werden, daß einige Aggregate nicht erfaßt wurden; sie befanden sich während des gesamten Experimentes außerhalb der Tiefenschärfeebene. Dieses wird um so wahrscheinlicher, sofern davon ausgegangen wird, daß sich die entstehenden Flocken auf Kreisbahnen befinden und diese ihren Platz im Volumen des Tanks nur gering (durch die oben beschriebenen Prozesse) ändern. Desweiteren besteht die Möglichkeit, daß sich die Flocken sortieren: kleinere bleiben weiter am Rand, größere weiter im Zentrum des Tanks. Da die aufgenommene Fläche im Durchmesser nur 2 cm beträgt, würde dieser Effekt zu einer Überschätzung der Aggregatgröße beitragen. Um diese Fehlerquelle auszuschließen, wurde ein Experiment ohne die umgebene PVC-Hülle durchgeführt; dabei wurde festgestellt, daß dieser Effekt nur auftritt, wenn sich große Gasblasen im Tank befinden und turbulente Verteilungsenergien (Kapitel 4) entstehen. Diese werden zum Rand des Tanks größer und können dort zu einer Zerschlagung der Flocken führen.

Eine kritische Beurteilung der Partikelkamera als Instrument zur Erfassung von Aggregatgrößen befindet sich in der Methodenkritik von Kapitel 4.

### 3.4.2. Aggregatbildung im Rolltank

Die Menge des partikulären Materials hat eine primäre Auswirkung auf die Kollisionshäufigkeit und damit auf die Menge der entstehenden Aggregate (JOHNSON *et al.* 1990). Sie hat aber keine Auswirkungen auf die Größe der entstehenden Aggregate (WANNER 1995). Diese Auswirkung konnte im Experiment B beobachtet werden, wo mit  $53 \text{ mg l}^{-1}$  die höchsten TPM-Mengen gemessen wurden. Die Menge der entstandenen Aggregate war ebenfalls höher als in den anderen Ansätzen (visuelle Beobachtung), jedoch entstanden hier im Mittel kleinere Aggregate als in den anderen Experimentansätzen; mögliche Ursache sind die geringere Klebrigkeit des partikulären Materials (EISMA *et al.* (1991), oder die steigende Zusammenstoßhäufigkeit im Rolltank. Häufigere Zusammenstöße und geringere Klebrigkeit können zu stärkerer Fragmentierung der Flocken führen.

Von einigen Autoren wurde die Beobachtung gemacht, daß Aggregate gegen Ende von Phytoplanktonblüten verstärkt auftreten (CADEE, 1985, KRANCK & MILLIGAN, 1988, PASSOW *et al.* 1994). Da in der vorliegenden Untersuchung keine Zahlen über Phytoplanktonzellen vorliegen, kann nur aufgrund der gefundenen Menge Chlorophyll und durch das C:N-Verhältnis auf ein Vorhandensein intakter Algenzellen geschlossen werden. In den Experimentansätzen A, B und E lagen die Mengen gemessener Chlorophylläquivalente bei  $2 \mu\text{g l}^{-1}$ , in den Experimenten C und D bei 7 und  $12 \mu\text{g l}^{-1}$ . Das bedeutet, daß während aller Experimente Phytoplanktonzellen in unterschiedlicher Menge im Wasser vorhanden waren (von BODUNGEN 1989). Allerdings sind die Messungen kein Hinweis auf das mögliche Vorhandensein von Pico - und Nanoplankton, das nach LENZ (1992) bis zu 30% des Chlorophyllgehalts bestimmt.

Das C:N-Verhältnis lag bei 13-16 und ist damit ein Hinweis, daß die Phytoplanktonzellen schon einem Alterungsprozeß unterliegen, oder daß der Anteil refraktären Materials hoch war, worauf auch der hohe Anteil an Phaeopigmenten am Gesamtchlorophyll hinweist (16-60%). In den Experimenten B, D und E konnte eine Zunahme des C:N-Verhältnisses in den Aggregaten festgestellt werden.

Im Experimentansatz C wurde vor der Aggregation in der Suspension ein C:N-Verhältnis von 13 gemessen. Nach Beendigung des Experimentes wurde ein Teil der Aggregate entnommen und im C-H-N-Analyser gemessen. Jetzt wurde ein C:N-Verhältnis von 18 festgestellt. Das bedeutet, daß die Aggregate vermehrt POC und weniger PON anreichern, oder aber daß leicht abbaubares Material in den Aggregaten abgebaut wird. Diese Aggregate gelten als ein Ort erhöhten Stoffumsatzes (SMITH *et al.* 1995). Die Anreicherung liegt in den Experimenten zwischen 8% (Experiment D) und 19% (Experiment E). Bei Untersuchungen in limnischen Gewässern, aber auch in Küstenbereichen, fanden ALLDREDGE (1979) und ALLDREDGE & GOTTSCHALK (1989) generell höhere

C:N-Verhältnisse in makroskopischen Aggregaten als in den kleinen Partikeln ihrer Umgebung. Einer der Gründe nach ALLDREDGE (1979) ist, daß Aggregate Orte starker Anreicherung von Kohlenhydraten sind. Sie stellen eine potentielle und sehr wertvolle Nahrungsquelle unter anderem für Bakterien dar. Der Hauptteil der Polysaccharide liegt allerdings in Form schwer abbaubarer Zellulose, Chitin und anderer langkettiger Strukturen vor.

In den vorliegenden Untersuchungen wurde festgestellt, daß der Anteil an Phaeopigmenten am Gesamtchlorophyll in den Aggregaten erhöht ist. Obwohl diese Erhöhung nicht in allen Experimenten beobachtet wurde, fand sich eine Signifikanz der Erhöhung bei  $0,01 < p < 0,05$ . Nach ALLDREDGE & COX (1982) kann die Ursache in einer Anreicherung detritalen Materials in den Aggregaten (TRENT *et al.* 1978) zu finden sein. Desweiteren auch in der Tatsache, daß Aggregate Orte hoher Nährstoffanreicherung sind, und die Phytoplanktonzellen diese Nährstoffe in Form von Phaeopigmenten speichern. Ein weiterer Grund könnte auch die Selbstbeschattung von Phytoplanktonzellen innerhalb eines Aggregates sein; Zellen, die im Inneren des Aggregates liegen, haben reduzierte Primärproduktionsraten wie SILVER *et al.* (1978) feststellten. Die Autoren sind der Meinung, daß Aggregate keine im Verhältnis zu ihrer Menge an Phytoplanktonzellen stehende, Primärproduktion aufweisen. Jedoch dürfte in den kurzen Belichtungsintervallen (1 Minute pro Stunde) der Experimente die Primärproduktion nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Untersuchung der Bakterienabundanzen und der bakteriellen Biomasse sollte einen Hinweis auf die Bedeutung von Bakterien bei der Aggregatbildung in Rolltanks geben. Auf die Bedeutung der Bakterien weist bereits BIDDANDA (1985, 1986) hin. In turbulenten Suspensionen mit hohen DOC-Konzentrationen kommt es zu einer raschen bakteriellen Reaktion, die zu großen und robusten Aggregaten führt. Dieser Effekt ist weitestgehend auf die Ausscheidungsprodukte von Bakterien (Filamente und Fibrillen) zurückzuführen. Diese Produkte führen dann zu stabilen Aggregaten (MUSCHENHEIM *et al.* 1989). In den Experimenten wurde festgestellt, daß ca. 1-2% des POC auf bakteriellen Kohlenstoff zurückzuführen ist. Wenn davon ausgegangen wird, daß sich die Gesamtzahl der Bakterien während der Experimentdauer nicht erhöht, sind zwischen 42 und 67% der Bakterien mit den Aggregaten verbunden. Desweiteren wurde festgestellt, daß die Bakterien auf den Aggregaten zwischen 39 und 97% im Volumen größer waren. Hierzu wurden aber nur wenige Aggregate pro Experiment untersucht, so daß diese Beobachtung statistisch nicht abgesichert ist. Ausgehend von diesen Beobachtungen läßt sich vermuten, daß sich der Anteil bakteriellen Kohlenstoffes am POC auf den Aggregaten gegenüber dem aggregatfreien Wasser, aber auch im Vergleich mit der Suspension zu Beginn

des Experimentes erhöht. ALLDREDGE & GOTSCHALK berechneten 1989, daß große Aggregate (>2mm) nur von 1-2% aller im Wasser vorkommenden Bakterien besiedelt werden. Diese Berechnung konnte in den vorliegenden Experimenten nicht bestätigt werden. Hier liegt diese Zahl viel höher (siehe Tabellen 3.1. bis 3.6.). Einer der Gründe kann in der Auswahl der von ALLDREDGE und GOTSCHALK (1989) untersuchten Aggregatgrößen liegen. In der vorliegenden Untersuchung wurden Aggregate >150 µm untersucht. Die Felduntersuchungen in der Mecklenburger Bucht ergaben, daß bis zu 98% der vorkommenden Aggregate kleiner als 2 mm sind. Das würde bedeuten, daß Bakterien bevorzugt auf diesen kleinen Aggregaten sitzen. Große Aggregate weisen Gradienten bezüglich Sauerstoff, Nährsalzen und anderen Stoffen auf. Untersuchungen von PRUFERT-BEBOUT (1993) und ALLDREDGE & COHEN (1987) mit Mikrosonden im Inneren von Aggregaten zeigten nahezu anaerobe Bedingungen im Inneren der Flocken mit einem Anstieg von H<sub>2</sub>S. Diese Gradienten wachsen mit der Größe des Aggregates. Es kann also vermutet werden, daß diese Aggregate keine günstige Besiedelungsgrundlage für Sauerstoff atmende Bakterien bilden. Das Erfassen von Bakterienabundanzen und der bakteriellen Biomasse läßt außerdem keine Aussage über die tatsächliche Aktivität der Bakterien zu. Untersuchungen von HOPPE (1983) und MEYER-REIL (1978) zeigten in einem Vergleich von mikroskopisch und durch Autoradiographie ermittelten Bakterienabundanzen (markiert durch die Aufnahmen von H<sub>3</sub>-Glucose), daß in der Kieler Bucht nur 41% bzw. 31% der pelagischen Bakteriengemeinschaften aktiv sind. Von einem ähnlichen Anteil aktiver Bakterien wird auch aus dem Halifax Harbour (NOVOTSKY 1983) berichtet. Es kann somit auch vermutet werden, daß die Bedingungen, die hier untersucht und gefunden wurden, einen Zustand implizieren, der vor Beginn des Experimentes bereits herrschte, und der sich im Gesamtverlauf nicht wesentlich geändert hat.

Der Grund zu dieser Vermutung ergibt sich aus der Klärung der Frage: Wo liegt der Vorteil für Bakterien, auf Aggregaten zu sitzen? Nach MARSHALL (1985) wird jede Bakterienzelle im Wasser von einem Diffusionsgradienten mit 30 - 40 µm Durchmesser umgeben. Wasser und Nährstoffe fließen demnach nicht direkt an der Zelle vorbei, auch wenn Turbulenzen auftreten. Ein Bakterium befindet sich also in einer stationären Wasser- und Nährstoffumgebung (MARSHALL 1985). Da nach PURCELL (1977) nur 10% mehr Nährstoffe durch aktive Bakterienbewegung bereitgestellt werden können, ist Haftung auf größeren Oberflächen eine gute Möglichkeit, ohne größeren Energieverlust Nährstoffe zu erreichen. RITZRAU (1994) entwirft eine theoretische Situation, nach der Bakterien die erhöhte Turbulenz auf den Aggregaten nutzen, um verstärkt DOC aus dem umgebenden Wasser aufzunehmen, indem sie die Diffusionsgradienten erhöhen. Dies kann in der

Mecklenburger Bucht der Fall gewesen sein. In einem Rolltank herrscht aber im Idealfall keine Turbulenz, somit entfällt auch der Vorteil für die Bakterien, auf den Aggregaten zu sitzen. Da die Bakterien durch TEP der Phytoplanktonzellen, aber auch durch selbst produzierte Fibrillen und Filamente, stabil an die Aggregate gebunden sind, ist ein Ablösungsprozeß jedoch nicht ohne weiters möglich; gibt es überhaupt eine Möglichkeit für die Bakterien, sich wieder von den Flocken zu lösen? Aktivitätsmessungen von Bakterien auf Aggregaten, wie sie von einer Reihe von Autoren (SIMON *et al.* 1990, SMITH *et al.* 1995) durchgeführt wurden, können eine Antwort geben, wonach eine erhöhte Aktivität von Bakterien auf Aggregaten im Vergleich mit freilebenden festgestellt werden kann.

Bei allen Experimenten in künstlichen Systemen, ob in Mikrokosmos- oder Mesokosmosexperimenten, besteht das Problem der Übertragbarkeit auf natürliche Systeme. Solche Experimente können dazu genutzt werden, um einzelne Faktoren der Aggregatbildung zu untersuchen (COSTELLO *et al.* 1995). Hierbei können die Rahmenbedingungen frei gewählt und einzelne Faktoren kontrolliert werden. In natürlichen Systemen, im Fall der Mecklenburger Bucht, werden die Bedingungen, die zur Aggregation des partikulären Materials führen, komplexer und somit schwerer verständlich. Dieses gilt insbesondere, wenn die Aggregation im bodennahen Wasserkörper untersucht wird, da hier zu den besonderen Bedingungen in einem Wasserkörper zusätzlich das komplexe System der benthischen Grenzschicht mit einbezogen werden muß. In Kapitel 4 wurden Aggregate *in situ* bezüglich ihrer Größe und Abundanz untersucht und mit der Zusammensetzung des partikulären Materials in der BBL in Beziehung gesetzt. In der Diskussion werden die Ergebnisse der Rolltankexperimente benutzt, um eine Reihe der möglichen Vorgänge bei der Aggregation in der Mecklenburger Bucht zu diskutieren und zu erklären.

Für die Videoüberwachung während des Experimentes können folgende Gründe aufgeführt werden: Erstens sollte eine Blasenbildung entdeckt und die dadurch auftretenden Turbulenzen sichtbar gemacht werden. Zweitens wurde erwartet, daß es innerhalb des turbulenzfreien Rolltanks zu einer kontinuierlichen Größenzunahme der Aggregate kommen würde. Dazu wurden die Messungen einer Stunde gemittelt. Nur in den Experimentansätzen A und E kam es zu einem statistisch relevanten Größenzuwachs über die gesamte Zeitdauer des Experimentes. Das Experiment B zeigt keine eindeutige Größenzunahme, und bei dem Experiment D folgte nach einer Größenzunahme in den ersten 10 Stunden wieder eine Abnahme. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Größenzunahme zeitabhängig ist. Da in Rolltanks die Scherung, die in natürlichen Systemen zu einem Zerschneiden der Aggregate führen kann (McCAVE 1984, JACKSON 1990), nur eine untergeordnete Rolle spielt. Somit sind andere Faktoren für die Größenabnahme, die

in dem längsten Experiment (D) gemessen wurde, verantwortlich. BIDDANDA (1988) und BIDDANDA & POMEROY (1988) haben experimentell nachgewiesen, daß Aggregation, Dekomposition und Disaggregation mit einer mikrobiellen Sukzession in Zusammenhang stehen. Nach BIDDANDA & POMEROY (1988) beginnt eine mikrobielle Sukzession einer abgestorbenen Diatomeenzelle mit stäbchenförmigen Bakterien. Erst danach wird die Zelle von anderen Bakterienpopulationen besiedelt, die sich aus Kokken, Spirillen und filamentösen Formen zusammensetzen (LINLEY & NEWELL 1984). Erst diese Besiedlung mit filamentösen Bakterien und das Ausscheiden von transparenten exopolymeren Schleimen (TEP) läßt die Aggregate wachsen. Im weiteren Zeitverlauf treten bakterivore Protozoen auf, die diese Epibakterien abweiden und so den Zusammenhalt des Aggregates schwächen. Es beginnt der Disaggregationsprozeß. Da die Versuche in den Tanks einige Tage dauerten und damit die Aufenthaltszeit der Aggregate in der Mecklenburger Bucht weit überschritten (siehe Kapitel 4), wird davon ausgegangen, daß dieser Prozeß der Disaggregation von Flocken *in situ* keine entscheidende Rolle spielt.

Ein wichtiger Faktor, der eine Übertragbarkeit in eine Feldsituation erschwert, ist die Experimentdauer, die hier zwischen 16 und 60 Stunden lag. So wurde festgestellt, daß Partikel in der Mecklenburger Bucht, insbesondere, wenn Aggregate vorliegen, schon in wenigen Minuten den Boden erreichen. In den oben beschriebenen Experimenten kam es immer zu einer Aggregation innerhalb der ersten Stunde. Im Feld könnte dieses jedoch bedeuten, daß die Partikel dann schon absedimentiert sind. Es kann also nicht davon ausgegangen werden, daß es in der Mecklenburger Bucht, bei einer Zusammensetzung des partikulären Materials wie in den Experimenten, in jedem Fall zu einer Aggregation kommt. Es sollten also weitergehende Versuche unternommen werden, in denen die Experimente den Aufenthaltszeiten der Partikel *in situ* angepaßt werden (siehe Kap. 4)

In Sinkzylindern wurden mit Aggregaten eines jeden Experimentes Messungen zur Sinkgeschwindigkeit gemacht. In zahlreichen Labor- und Feldexperimenten sind die Sinkraten von Planktonaggregaten bestimmt worden (ALLDREDGE 1979, SHANKS & TRENT 1979, BILLET *et al.* 1983, LAMPITT 1985, ALLDREDGE & GOTSCHALK 1989 und andere). Die ermittelten Werte liegen zwischen 1 und 368 m pro Tag. Die in den Experimenten ermittelten Sinkraten von 69 bis zu 800 m pro Tag (und für die größten Aggregate bis zu 1700 m pro Tag) liegen über den in der Literatur veröffentlichten Sinkgeschwindigkeiten von Aggregaten. ALLDREDGE & GOTSCHALK (1988) berichten, daß die Probennahme von Aggregaten aus den Rolltanks und deren Transport zu einem Kollabieren von fragilen Aggregaten führen; deren Porosität nimmt dadurch ab und folglich nehmen Dichte und Sinkgeschwindigkeit zu. Es kann also weiter davon ausgegangen werden, daß die im Laboratorium gemessenen Sinkgeschwindigkeiten der Aggregate zu hoch

und nicht mit *in situ* Messungen vergleichbar sind. Nach TAGUCHI (1982) und GORSKY *et al.* (1983) sind die im Meer ermittelten Sinkgeschwindigkeiten von natürlichen Aggregaten bis zu vier mal geringer als die im Labor gemessenen. So weit werden die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten aus den Experimenten nicht überschätzt sein, da die Aggregate bis zu 40% anorganisches Material beinhalten. Dieser hohe Anteil lithogenen Materials erhöht die Kompaktheit der Aggregate und macht sie unempfindlicher gegen das oben beschriebene Kollabieren bei Transport und Probennahme. Diese Eigenschaft bodennah gebildeter Aggregate wird auch von EISMA *et al.* (1990) aus dem Dollart Estuar berichtet.

Eine weitere Möglichkeit zur Erklärung der hohen Sinkgeschwindigkeiten ergibt sich aus den Überlegungen am Anfang dieser Diskussion. Die zu Beginn des Rollvorgangs auftretenden Scherkräfte können in jedem Experiment zu kompakten und stabilen Aggregaten führen, die dann den Kern der größeren Aggregate bilden und ebenfalls zu höheren Sinkgeschwindigkeiten beitragen.

In weiteren Experimenten sollte deshalb versucht werden, Aktivitätsmessungen an Bakterien durchzuführen. Desweiteren sollten Informationen über die Zusammensetzung der Diatomeenarten und deren Frischezustand dazu beitragen, die Experimente der Feldsituation anzugleichen. Außerdem könnte das Einfrieren der Proben zu Veränderungen in der Zusammensetzung der gelösten und partikulären Fracht führen. Es sollten deshalb vergleichende Experimente zu Kühlung und Hälterung angestellt werden. Auch wenn im Experiment A die Proben bei  $-80^{\circ}\text{C}$  vorgekühlt und dann bei  $-20^{\circ}\text{C}$  gelagert wurden, und deshalb eine Kristallbildung in den Zellen unwahrscheinlich ist, kann ein Tieffrieren aber auch das Auftauen zu Artefakten führen.

Weitere Aggregationsversuche in Rolltanks sollten außerdem, wenn möglich, direkt auf dem Schiff durchgeführt werden.

Jedoch führten die Experimente zu einem besseren Verständnis von Aggregatbildungsprozessen in der Bodengrenzschicht. Es konnte gezeigt werden, welche Auswirkungen die unterschiedliche Qualität der partikulären Fracht auf Aggregatzusammensetzung und Flockengröße haben. Die zum ersten Mal durchgeführte Videoüberwachung der Flockenbildung läßt Rückschlüsse über die Geschwindigkeit der Aggregatbildung, aber auch über die Sukzession der Flocken zu. Die partikuläre Zusammensetzung entscheidet, ob und zu welchem Zeitpunkt Flocken fragmentiert werden können. Videoaufnahmen können somit auch eine Hilfe bei der Bestimmung der Stabilität von Flocken sein.

## 4. Aggregationsdynamik in der BBL

Während der Ausfahrt im November 1994 und einer ergänzenden Fahrt im Oktober 1994 in die Mecklenburger Bucht wurde der Bodenwasserschöpfer zusätzlich mit einem Partikelkamerasystem ausgestattet (THOMSEN *et al.* submitt.). Dieses System erlaubt die *in situ* Analyse der Größenzusammensetzung aggregierten Materials in der BBL. Die Methode ermöglicht eine Erkennung von Abhängigkeiten zwischen Zusammensetzung der bodennahen Wasserschicht von partikulären sowie gelösten Stoffen und der Aggregationsdynamik in diesem Wasserkörper.

### 4.1. Material und Methoden

Das Kapitel stellt das System der Partikelkamera vor und beschreibt die Auswertemethode von Videoaufnahmen mit einer Kalibrierungsanlage.

#### 4.1.1. Das Partikelkamerasystem

Dieses System besteht aus einer hochauflösenden Videokamera, die zusätzlich mit einer +3 Nahlinse ausgestattet ist. Die Kamera ist zusammen mit der Energieversorgung, die aus zwei 3,6 Ah NiCd-Batterien besteht (Aufnahmezeit drei Stunden), und mit der Zeitschaltuhr in einem Druckgehäuse untergebracht.

Diese Anordnung erlaubt auch den Einsatz bis 5000 m Wassertiefe. Das System ermöglicht über eine Zeitschaltuhr eine zeitgesteuerte Aufnahme des *in situ* Partikelspektrums. Die Auflösung liegt bei 150  $\mu\text{m}$ . Das System ist am Bodenwasserschöpfer (siehe Kapitel 2) befestigt und ist bei einer Höhe von 40 cm über dem Sediment fokussiert. Damit kann der aufgenommene Wasserkörper auch auf seine partikuläre bzw. gelöste Zusammensetzung hin untersucht werden. Eine Beleuchtung, die das Kamerasystem von unten anleuchtet, bildet die Partikel als dunkle Schatten gegenüber dem hell erleuchteten Hintergrund ab. Der Bildausschnitt war bei der gewählten maximalen Vergrößerung 2,8 x 2,0 cm groß bei einer Tiefenschärfe von 0,5 cm. Das System kann entweder als Modul in den Bodenwasserschöpfer eingesetzt werden oder als eigenständiges Gerät wie bei WANNER (1995) betrieben werden.

#### 4.1.2. Auswertung der Videobilder

Auf jeder der Stationen der Transekte 12 und 23 während der Fahrt im November 1994 und auf den Stationen 12, 12.c und 23.a im Oktober 1994 wurden in 40 cm über Grund Videosequenzen aufgenommen. Dabei wurde jeweils der gesamte Einsatz, vom Fieren des Gerätes über Bord, auf dem Grund, bis zum Hieven an Deck, gefilmt. Die Sequenzen



sind somit mindestens 30 min lang. Damit ist die Möglichkeit gegeben, bei der Verarbeitung des Materials auf eventuelle Resuspensionswolken, die durch den Bodenwasserschöpfer entstehen, zu achten. Es wurden nur Sequenzen vermessen, während derer das Gerät ruhig am Boden stand, und die Resuspensionswolke verdriftet war.

Pro Station wurden jeweils 100-210 Partikel vermessen. Die untere Auflösungsgrenze wurde bei 150  $\mu\text{m}$  gesetzt. Die vermessenen Partikel wurden in Größenklassen von 250  $\mu\text{m}$  eingeteilt, die einen Kompromiß zwischen Übersichtlichkeit und Verdeutlichung darstellen. Die gemessenen Aggregate stammen alle aus 40 cm über Grund, also noch aus dem Bereich der BBL. Zur Erläuterung des Einflusses der Strömungsgeschwindigkeit auf die Aggregatgröße werden hier auch die Daten einer Fahrt im Oktober 1994 dargestellt. Von dieser Fahrt liegen allerdings keine Daten zur Zusammensetzung der partikulären Fracht in der BBL vor.

Zur Kalibrierung der Meßgenauigkeit wurden fluoreszierende Mikrosphären (163  $\mu\text{m}$ ) mit der gleichen Kameraeinstellung wie *in situ* gefilmt und vermessen (siehe auch WANNER 1995). Die Standardabweichung dieser Mikrosphären liegt laut Hersteller bei 6%. Die Eichversuche ergaben eine Überschätzung der Partikel bis ca. 200  $\mu\text{m}$  um 10%, während die größeren Partikel (kalibriert mit Angelvorfachschnur der Dicke 200, 400 und 600  $\mu\text{m}$  und einer Abweichung laut Hersteller unter 1%) im Mittel um 3% unterschätzt wurde (Tabelle 4.1.).

Allerdings sind die angegebenen Meßgenauigkeiten personenabhängig; es sollte also darauf geachtet werden, daß die Partikel einer Fahrt immer nur eine von Person vermessen werden.

Zusätzlich zu der Vermessung der Aggregate bezüglich ihres größten Durchmessers wurde ein Formfaktor errechnet. Durch das Errechnen des Formfaktors (SYVITSKI *et al.* 1995), bei dem der minimale Durchmesser eines Aggregates durch den maximalen Durchmesser eines Aggregates geteilt wird, läßt sich zeigen, daß bei Zunahme der Größe die Form der Aggregate immer länglicher wird. Dazu wurden zusätzlich zur Vermessung des größten Durchmessers immer noch der kleinste Durchmesser und der größte Durchmesser in Strömungsrichtung bestimmt.

Die Videoaufnahmen aus den *in situ* Aufnahmen wurden im Institut auf einen S-VHS Videorecorder überspielt, der mit einer Standbildautomatik (jogg shuttle) ausgestattet ist. Dies gibt der auswertenden Person die Möglichkeit, Bild für Bild von Hand weiter zu drehen. Die Partikel wurden dann auf einem Computer der Firma Macintosh mit dem Programm "IMAGE 1.4.1." vermessen. Dabei wurde zur Größenanalyse der Partikel jeweils der größte Durchmesser vermessen.

Tab. 4.1.: Ergebnisse der Eichung der Partikelkamera

Art und Größe des Kalibrier-materials	Mittelwert (in $\mu\text{m}$ ) (N= 200)	Varianz	Prozentuale Über- oder Unter-schätzung
Microsph. 163 $\mu\text{m}$	190,2	28,1	+ 16,7 (*)
Draht 1 197 $\mu\text{m}$	213,7	27,3	+ 8,5 (*)
Draht 2 481 $\mu\text{m}$	480,8	38,1	+ 0,1 (*)
Vorfach 1 200 $\mu\text{m}$	208,5	23,8	+ 4,2
Vorfach 2 400 $\mu\text{m}$	387,7	29,7	- 3,1
Vorfach 3 600 $\mu\text{m}$	598,1	33,8	+ 0,4

(\*) Daten aus WANNER (1995)

Es wurden jeweils alle scharf abgebildeten Partikel auf einem Bild vermessen. Durch die bekannte Größe des abgebildeten Bildausschnittes konnte somit eine Abschätzung über die Partikelzahl pro Liter vorgenommen werden. Des weiteren konnten die Geschwindigkeit der Partikel, wenn sie sich auf einer Bahn durch die Schärfeebene des Systems befanden, vermessen und somit eine Abschätzung über die Strömungsgeschwindigkeit gewonnen werden. Dazu wurden immer die kleinsten sichtbaren Partikel genommen und mindestens 10-15 Messungen gemittelt.

Zur Errechnung eines Formfaktors (SYVITSKI *et al.* 1995), der die Abhängigkeit der Form des Partikels von seiner Größe beschreibt, wurden zusätzlich auf allen Stationen von 50 Partikeln der minimale und der maximale Durchmesser und zusätzlich der längste Durchmesser in Strömungsrichtung vermessen.

## 4.2. Ergebnisse

Zur Verdeutlichung der Ergebnisse der Partikelkamerassequenzen sind in diesem Kapitel auch einige Ergebnisse der Untersuchung der partikulären Bestandteile der Bodenwasser-schöpferproben der Novemberfahrt aufgeführt. Diese Ergebnisse sind zum Teil schon in Kapitel 2 dargestellt und dienen hier einer besseren Anschaulichkeit und Interpretierbarkeit der Ergebnisse von Partikelkameraaufnahmen. Zudem wird in Form einer Tabelle kurz auf die CTD-Profile eingegangen, um die Ausbildung von Sprungschichten zu erläutern.

#### 4.2.1. Die Zusammensetzung der partikulären Fracht und die gemessenen Aggregatgrößen in der BBL im November 1994

Die Größe und Menge der Aggregate in der BBL sind von verschiedenen Faktoren abhängig. Die Veränderungen in der Zusammensetzung der partikulären Fracht sollen in diesem Ergebnisteil den Ergebnissen der Partikelkameradaten zugeordnet werden. Eine Tabelle mit der Charakterisierung der Wassersäule durch CTD-Profile verdeutlicht eine bestehende oder fehlende Ausbildung von Sprungschichten (Tabelle 4.2.)

Tab. 4.2.: Charakterisierung der Wassersäule durch Salzgehalts- und Temperaturprofile.

Station	°C oben	°C unten	S‰ oben	S‰ unten	Sprungschicht	m über Grund
12	9,2	9,6	15,9	18,1	ja	3
12.a	9,1	10,0	14,8	17,7	ja	20
12.c	8,8	9,8	16,0	17,7	nein	
23	9,3	10,2	17,3	18,2	nein	
23.a	9,4	10,2	17,4	18,1	nein	
23.c	9,2	9,4	17,2	17,6	nein	

Tab. 4.3.: Strömungsgeschwindigkeiten in 40 cm über Grund im November 1994, gemessen auf den Partikelkameraaufnahmen

Station	Strömungsgeschwindigkeit	Strömungsrichtung
12	12,2 cms <sup>-1</sup>	NE ► SW
12.a	5,6 cms <sup>-1</sup>	S ► N
12.c	3,5 cms <sup>-1</sup>	SSW ► NNE
23	4,5 cms <sup>-1</sup>	NW ► SE (*)
23.a	4,3 cms <sup>-1</sup>	NNW ► SSE (*)
23.c	4,4 cms <sup>-1</sup>	NNW ► SSE (*)

(\*) Die Strömungsrichtung konnte auf diesen Stationen nur bedingt gemessen werden, da sie schon während des Einsatzes variierte

Die Menge des partikulären Materials direkt über dem Boden ist bedingt durch Strömungsgeschwindigkeit, aber auch die Strömungsrichtung. Tabelle 4.3. zeigt eine Zu-

sammenstellung der Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen an den einzelnen Stationen des Transektes 12.

#### 4.2.1.1. Die Station 12

Abbildung 4.1.-1 zeigt die Veränderung der Zusammensetzung des Bodenwassers auf der Station 12. Dargestellt ist diese Veränderung durch die Verhältnisse von bakteriellem organischem Kohlenstoff (BOC) zu partikulärem organischem Kohlenstoff (POC), dem Verhältnis Chlorophylläquivalente (CPE) zu POC, den Verhältnissen POC zu total partikulärem Material (TPM), und dem Verhältnis BOC zu TPM. Ergänzend spiegelt das Verhältnis TCM (anorganischer Anteil am TPM) zu TPM die Veränderung des anorganischen Anteil am TPM wider. Die Rohdaten finden sich in Kapitel 2 und im Anhang.

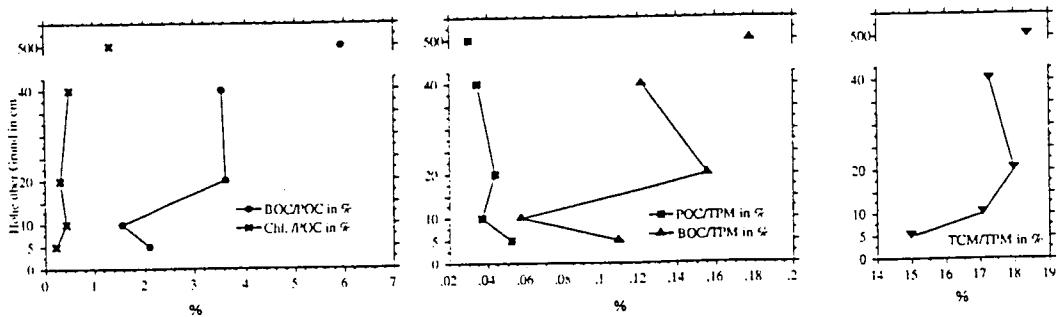


Abb. 4.1.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 12

Die Station 12 zeigt eine Zunahme des Anteils von BOC und CPE am POC zum Boden. Ab 20 cm über Grund variiert dieser Wert leicht, liegt aber für das Verhältnis BOC/POC bei ca. 3%, für das Verhältnis CPE/POC bei 0,4%. Auch der Anteil des POC am TPM steigt zum Boden hin von 0,03% in 5 m auf 0,06% in 5 cm. Die Menge BOC am TPM nimmt zum Boden hin von 0,18% (in 5 m) auf 0,12% (in 5 cm) ab. Der Anteil der anorganischen Fraktion am TPM sinkt von 18% in 5 m über Grund auf 15% am Boden; der organische Anteil am TPM steigt dementsprechend an, worauf auch schon die ansteigende Menge POC am TPM hinweist.

Auf der Station 12 wurden insgesamt 177 Aggregate vermessen. Der Mittelwert der vermessenen Aggregate lag bei  $662 \pm 408 \mu\text{m}$  (Abb. 4.1.-2). 26% der Aggregate lagen in der Größenklasse bis  $400 \mu\text{m}$ . Die größte Klasse lag zwischen  $400$  und  $650 \mu\text{m}$  mit 36% der vermessenen Aggregate. Knapp 33% der Aggregate waren zwischen  $650$  und  $900 \mu\text{m}$  groß. 19% lagen in der Klasse bis  $1150$  und  $2900 \mu\text{m}$ . In der Größenklasse bis  $2900 \mu\text{m}$  wurden die größten Aggregate an dieser Station mit einem Anteil von 1% gemessen. Die Abschätzung der Aggregatmenge ergab eine Menge von  $651 \pm 48$  Partikel größer  $150 \mu\text{m}$  pro Liter.

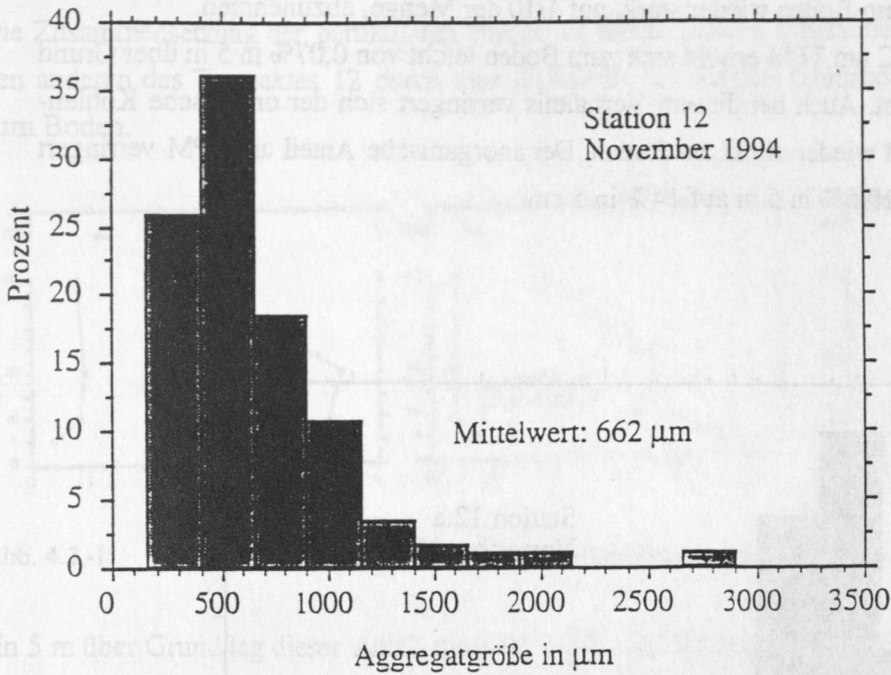


Abb. 4.1.-2: Größenverteilung der Aggregate >150 µm in 40 cm über Grund auf der Station 12.

4.2.1.2 Die Station 12.a

Die Station 12.a weist eine starke Erhöhung des Anteils CPE am POC zum Boden hin auf. In 5 m über Grund lag dieser Anteil bei weniger als 1%, direkt über dem Boden liegt dieser Anteil bei 4,7%. Die Menge BOC am POC zeigt eine Abnahme zum Boden von 1% in 5 m auf 0,2% in 10 cm über Grund mit einem leichten Anstieg auf 0,7% in 5 cm

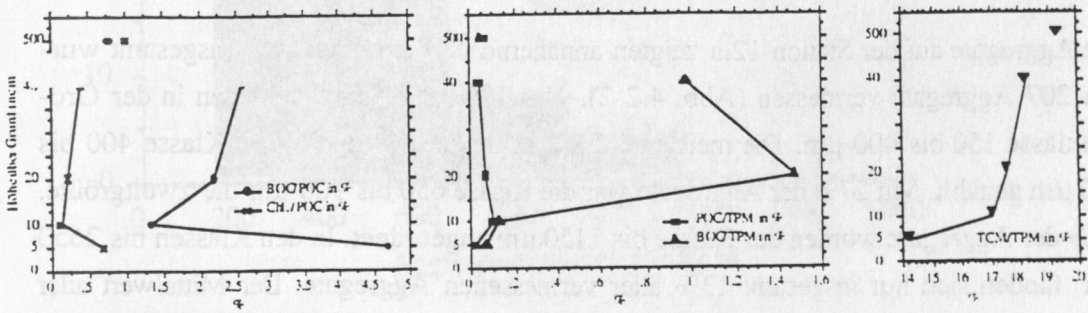


Abb. 4.2.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 12.a

Der Anteil des BOC am TPM steigt zum Boden hin (bis in 20 cm über Grund) an, um dann direkt über dem Boden wieder stark, auf 1/10 der Menge, abzunehmen.

Der Anteil des POC am TPM erhöht sich zum Boden leicht von 0,07% in 5 m über Grund auf 0,13% in 10 cm. Auch bei diesem Verhältnis verringert sich der organische Kohlenstoffanteil am TPM wieder direkt am Boden. Der anorganische Anteil am TPM verringert sich konstant von 19,5% in 5 m auf 14% in 5 cm.

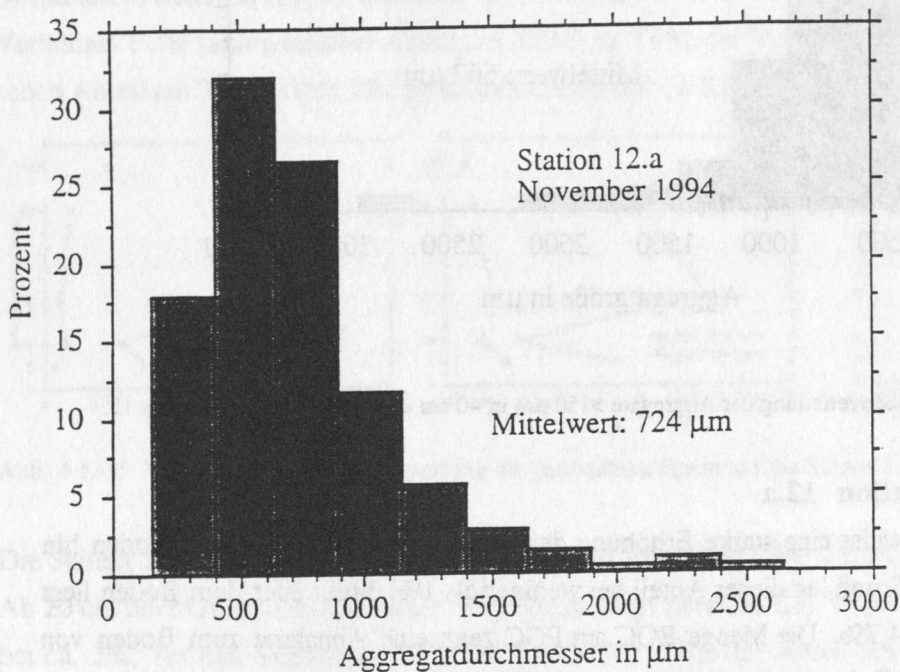


Abb. 4.2.-2: Größenverteilung der Aggregate >150 µm in 40 cm über Grund auf der Station 12.a.

Die Aggregate auf der Station 12.a zeigten annähernd Normalverteilung. Insgesamt wurden 207 Aggregate vermessen (Abb. 4.2-2). Nur 18% der Aggregate lagen in der Größenklasse 150 bis 400 µm. Die meisten (32%) Aggregate wurden in der Klasse 400 bis 650 µm gezählt. Mit 27% der Aggregate war die Klasse 650 bis 900 µm die zweitgrößte. 12% der Aggregate wurden der Klasse bis 1150 µm zugeordnet. In den Klassen bis 2650 µm fanden sich nur insgesamt 13% aller vermessenen Aggregate. Der Mittelwert aller vermessenen Aggregate lag bei  $724 \pm 392$  µm, die abgeschätzte Menge Aggregate pro Liter ergab  $787 \pm 63$ .

4.2.1.3. Die Station 12.c

Die Zusammensetzung der partikulären Fracht an dieser Station unterscheidet sich von den anderen des Transektes 12 durch eine Abnahme des Anteils Chlorophyll am POC zum Boden.

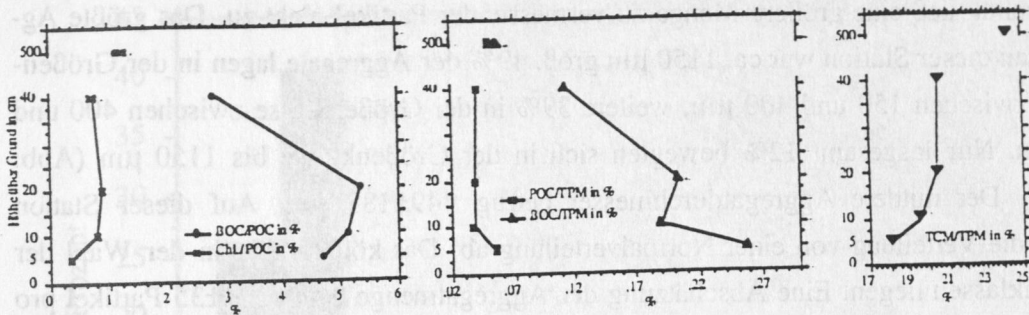


Abb. 4.3.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 12.c

In 5 m über Grund lag dieser Anteil noch bei 1,2%, am Boden in 5 cm über Grund betrug dieser Anteil nur noch 0,2%. Der Anteil BOC am POC nimmt von 1,3% in 5 m über Grund auf 5,5% in 20 cm zu und fällt dann auf 4,7% in 5 cm ab.

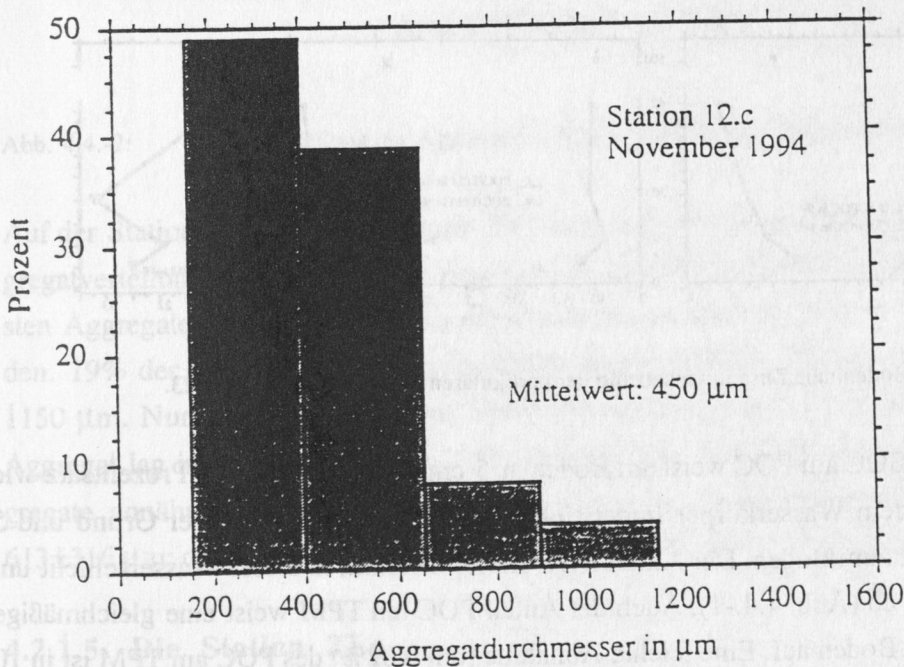


Abb. 4.3.-2: Größenverteilung der Aggregate >150 µm in 40 cm über Grund auf der Station 12.c

Die Anteile von POC und BOC am TPM steigen zum Boden hin an von 0,04% auf 0,06 bzw. 0,04 auf 0,26%. Auch auf dieser Station nimmt der anorganische Anteil am TPM zum Boden hin ab (Abb. 4.3.-1).

Auf der Station 12.c wurden 100 Aggregate, größer als 150  $\mu\text{m}$ , vermessen. Die Filmqualität ließ eine größere Menge zu vermessender Partikel nicht zu. Das größte Aggregat an dieser Station war ca. 1150  $\mu\text{m}$  groß. 49% der Aggregate lagen in der Größenklasse zwischen 150 und 400  $\mu\text{m}$ , weitere 39% in der Größenklasse zwischen 400 und 650  $\mu\text{m}$ . Nur insgesamt 12% bewegten sich in der Größenklasse bis 1150  $\mu\text{m}$  (Abb. 4.3.-2). Der mittlere Aggregatdurchmesser betrug  $449 \pm 183 \mu\text{m}$ . Auf dieser Station weicht die Verteilung von einer Normalverteilung ab. Das könnte aber in der Wahl der Größenklassen liegen. Eine Abschätzung der Aggregatmenge ergab  $321 \pm 35$  Partikel pro Liter.

#### 4.2.1.4. Die Station 23

Der Anteil des Chlorophylls am POC weist auf dieser Station keinen Gradienten zum Boden auf. Er liegt im unteren Bereich der Wassersäule zwischen 5 m über Grund und dem Boden bei ca. 1%.

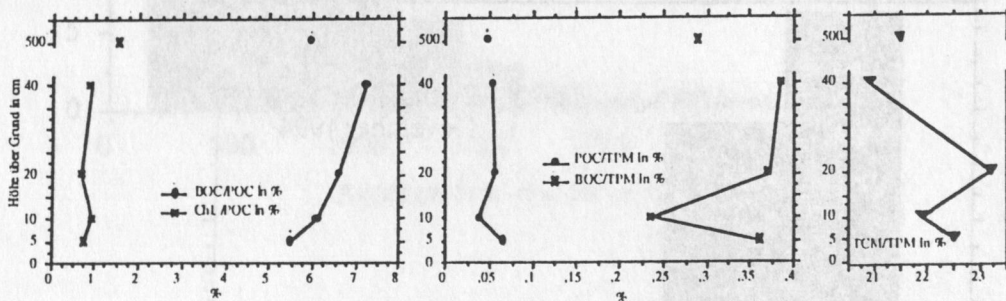


Abb. 4.4.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 23.

Der Anteil des BOC am POC weist am Boden in 5 cm über Grund einen Prozentsatz wie in 5 m auf. In dem Wasserkörper findet sich jedoch zwischen 40 cm über Grund und 5 cm ein Gradient zum Boden. Der Anteil BOC am POC nimmt in dieser Wasserschicht um 2% zum Boden ab (Abb. 4.4.-1). Auch der Anteil POC am TPM weist eine gleichmäßige Verteilung zum Boden auf. Eine leichte Abnahme (um 0,02%) des POC am TPM ist in 10 cm über Grund zu sehen, während in 5 cm dieser Wert dann wieder um 0,03% ansteigt. Der Anteil des BOC am TPM ist im Bodenwasser (den letzten 40 cm über Grund) höher als in 5 m. Allerdings ist in 10 cm über Grund eine starke Abnahme zu erkennen, mit einem erneuten Anstieg in 5 cm über Grund. BOC und POC zeigen hier also eine Ab-



nahme am TPM in 10 cm. Der anorganische Anteil am TPM schwankt im Verlauf durch den hier betrachteten Wasserkörper stark. Im Mittel steigt der anorganische Anteil zum Boden leicht um 1-2% an.

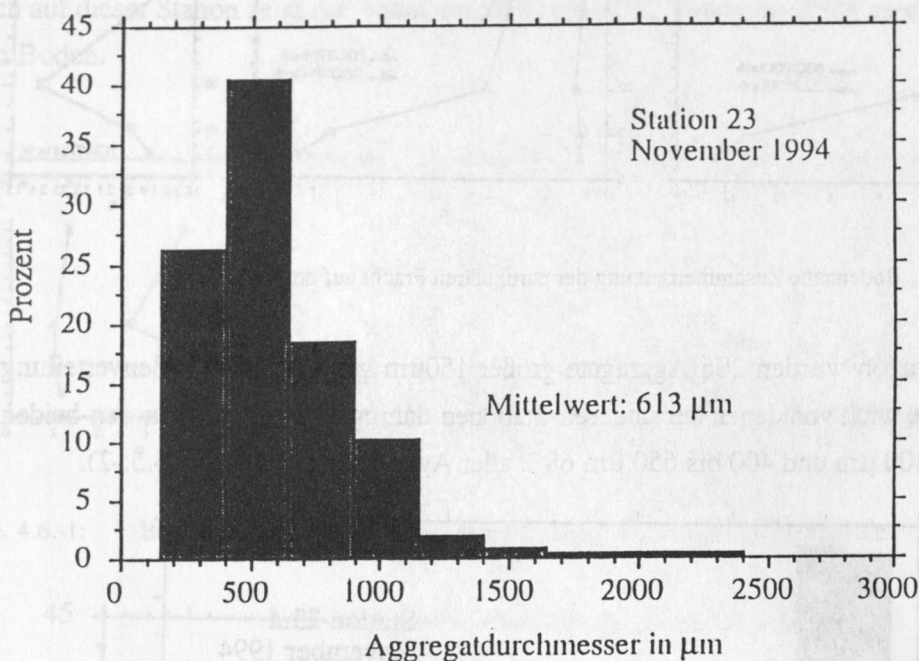


Abb. 4.4.-2: Größenverteilung der Aggregate >150 µm in 40 cm über Grund auf der Station 23.

Auf der Station 23 wurden insgesamt 205 Aggregate vermessen (Abb. 4.4.-2). Die Aggregatverteilung verwies 26% der Aggregate in die Größenklasse bis 400 µm. Die meisten Aggregate (40%) konnten aber der Größenklasse 400 bis 650 µm zugeordnet werden. 19% der Aggregate gehörten der Größenklasse 650 bis 900 µm an, 10% der bis 1150 µm. Nur 4,5% der Aggregate waren über 1150 µm groß. Das größte vermessene Aggregat lag in der Größenklasse 2150 bis 2400 µm. Auf dieser Station waren die Aggregate annähernd normalverteilt. Der Mittelwert der vermessenen Aggregate lag bei  $613 \pm 316$  µm; die Menge der Aggregate pro Liter wurde mit  $241 \pm 37$  geschätzt.

#### 4.2.1.5. Die Station 23.a

Diese Station weist einen starken Anstieg BOC am POC aber auch am TPM auf (Abb. 4.5.-1). Die Anteile steigen von 2,3% in 5 m über Grund (Anteil am POC) auf 13% in 5 cm, sowie von 0,13% (Anteil am TPM) in 5 m auf 0,55% in 5 cm. Die Anteile von Chlorophyll am POC sowie POC am TPM zeigen keinen Gradienten zum Boden. Der anorga-

nische Anteil am TPM steigt von 5 m bis 20 cm über Grund von 17,5% auf 24%. In den letzten 10 cm über dem Boden nimmt dieser Anteil dann wieder auf 19% ab.

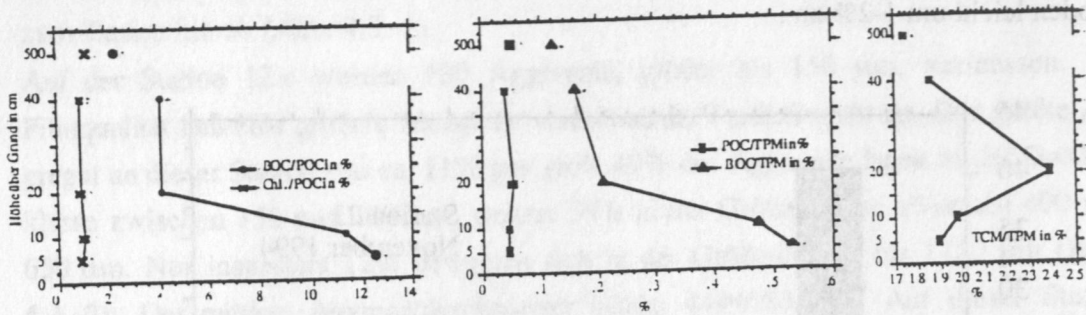


Abb. 4.5.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 23.a

Auf dieser Station wurden 206 Aggregate größer 150µm gezählt. Die Größenverteilung der Aggregate wich von denen der anderen Stationen dahingehend ab, daß in den beiden Klassen bis 400 µm und 400 bis 650 µm 68% aller Aggregate lagen (Abb. 4.5.-2).

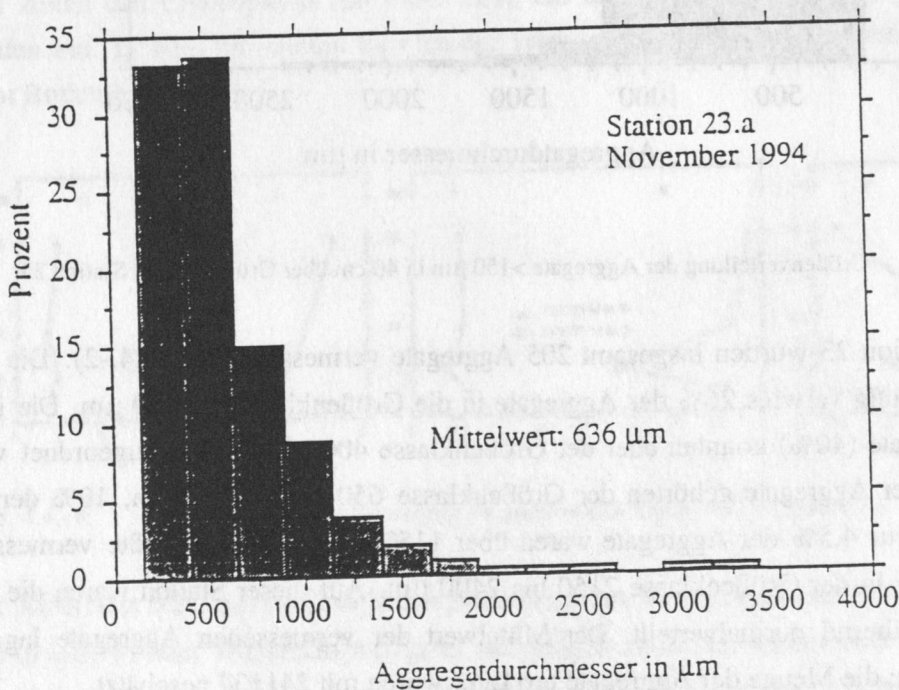


Abb. 4.5.-2: Größenverteilung der Aggregate >150 µm in 40 cm über Grund auf der Station 23.a

Dabei wurden in beiden Größenklassen annähernd gleich viele Aggregate gefunden. In der Größenklasse bis 900 µm wurden dann nur noch 15%, in der Klasse bis 1150 µm nur noch 9% der Aggregate gefunden. Nur vereinzelte Aggregate wurden in den Klassen

bis 3650  $\mu\text{m}$  gefunden; insgesamt waren das 9,5%. Die mittlere Aggregatgröße lag bei  $636 \pm 460 \mu\text{m}$ ; es wurden  $241 \pm 32$  Aggregate pro Liter gezählt.

**4.2.1.6. Die Station 23.c**

Auch auf dieser Station zeigt der Anteil des BOC am POC sowie am TPM eine Zunahme zum Boden.

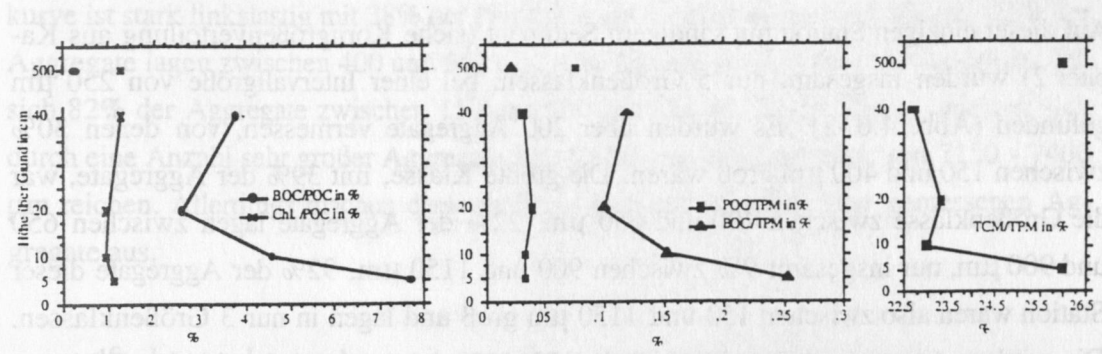


Abb. 4.6.-1: Bodennahe Zusammensetzung der partikulären Fracht auf der Station 23.c

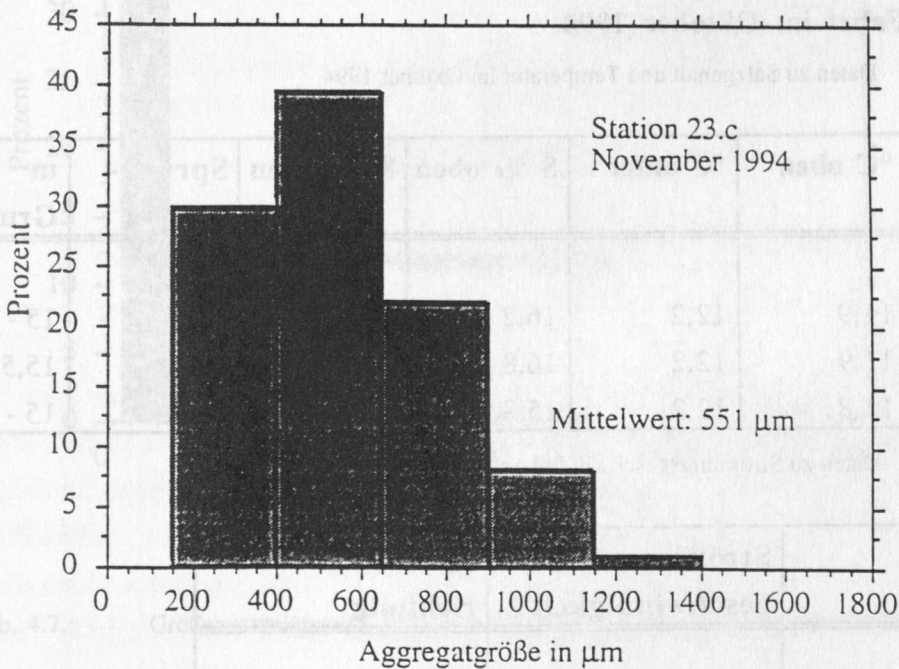


Abb. 4.6.-2: Größenverteilung der Aggregate >150  $\mu\text{m}$  in 40 cm über Grund auf der Station 23.c

Der Anteil BOC am POC steigt von 0,2% (in 5 m über Grund) auf 7,8% in 5 cm. Der Anteil BOC am TPM steigt von 0,03% in 5 m auf 0,25% am Boden. Der Anteil von

Chlorophyll am POC zeigt keine Zu- oder Abnahme zum Boden, der Anteil POC am TPM zeigt eine Abnahme von 0,5% beim Vergleich der Probe aus 5 m mit den Proben aus 40, 20, 10 und 5 cm über Grund (Abb. 4.6.-1). Der anorganische Anteil am TPM nimmt im Bodenwasser zu und erreicht am Boden die gleichen Werte (26%) wie in 5 m über Grund. Das Bodenwasser zeigt also in 40, 20 und in 10 cm über Grund eine Abnahme des anorganischen Anteils am TPM, und erst direkt über dem Boden nimmt dieser Anteil wieder zu.

Auf dieser einzigen Station mit sandigem Sediment (siehe Korngrößenverteilung aus Kapitel 2) wurden insgesamt nur 5 Größenklassen, bei einer Intervallgröße von 250  $\mu\text{m}$  gefunden (Abb. 4.6.-2). Es wurden über 200 Aggregate vermessen, von denen 30% zwischen 150 und 400  $\mu\text{m}$  groß waren. Die größte Klasse, mit 39% der Aggregate, war die Größenklasse zwischen 400 und 650  $\mu\text{m}$ . 22% der Aggregate lagen zwischen 650 und 900  $\mu\text{m}$ , nur insgesamt 9% zwischen 900 und 1150  $\mu\text{m}$ . 92% der Aggregate dieser Station waren also zwischen 150 und 1150  $\mu\text{m}$  groß und lagen in nur 3 Größenklassen. Die mittlere Aggregatgröße zeigte sich bei  $551 \pm 220 \mu\text{m}$  und wurde als eine Zahl von  $152 \pm 28$  Aggregaten pro Liter abgeschätzt.

#### 4.2.2. Die Fahrt im Oktober 1994

Tab. 4.4.: Daten zu Salzgehalt und Temperatur im Oktober 1994

Station	°C oben	°C unter	S ‰ oben	S ‰ unten	Sprungschicht	m über Grund
12	11,9	12,2	16,2	19,0	ja	15 - 3
12.c	11,9	12,2	16,8	18,8	ja	15,5 - 2
23.a	11,8	12,2	15,8	19,8	ja	15 - 8

Tab. 4.5.: Daten zu Strömungsgeschwindigkeit und -richtung im Oktober 1994

Station	Strömungsgeschwindigkeit	Strömungsrichtung
12	5,9 $\text{cm s}^{-1}$	NNE ► SSW
12.c	4,8 $\text{cm s}^{-1}$	NNE ► SSW
23.a	2,2 $\text{cm s}^{-1}$	NNE ► SSW

Zur Charakterisierung der Fahrt im Oktober zeigen die oben stehenden Tabellen (4.4. und 4.5.) die Daten zu Salzgehalt, Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsrichtung an den Stationen, von denen Partikelkameradaten vorlagen.

### Station 12

Auf der Station 12 wurden insgesamt 200 Aggregate vermessen (Abb. 4.7.). Der Mittelwert lag bei  $812 \mu\text{m}$  und es wurden 235 Aggregate pro Liter gemessen. Die Verteilungskurve ist stark linkslastig mit 38% der Partikel in der Größenklasse bis  $400 \mu\text{m}$ . 32% der Aggregate lagen zwischen  $400$  und  $650 \mu\text{m}$ , 12% darüber bis  $900 \mu\text{m}$ . Das bedeutet, daß sich 82% der Aggregate zwischen  $150$  und  $900 \mu\text{m}$  finden. Diese Station zeichnet sich durch eine Anzahl sehr großer Aggregate aus, die bis zur Größenklasse von  $7150 - 7400 \mu\text{m}$  reichen. Allerdings machen diese großen Aggregate nur 18% aller gemessenen Aggregate aus.

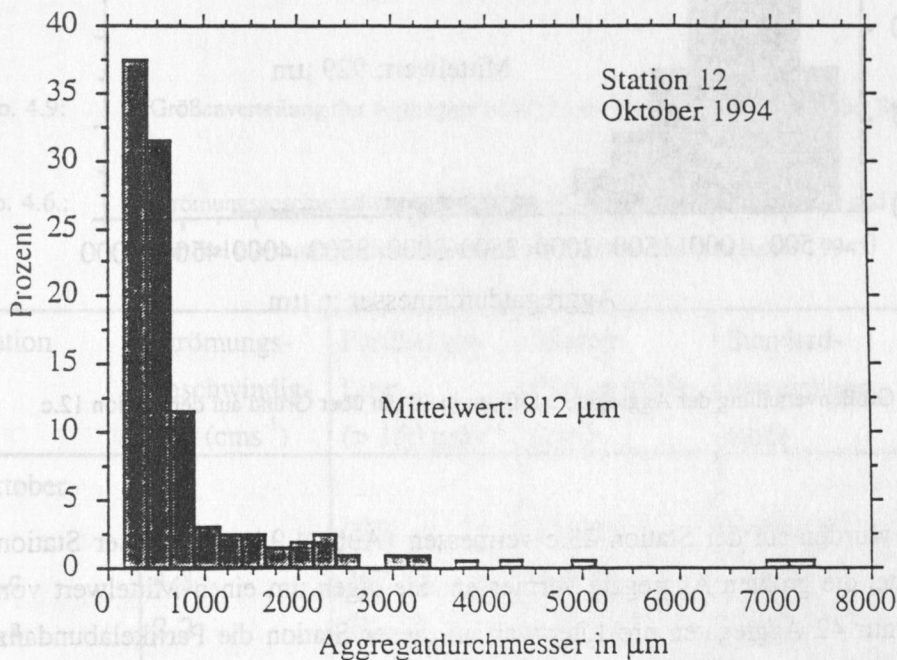


Abb. 4.7.: Größenverteilung der Aggregate  $>150 \mu\text{m}$  in  $40 \text{ cm}$  über Grund auf der Station 12

### Station 12.c

Auf der Station 12.c wurden ebenfalls 200 Aggregate vermessen, die im Mittel  $929 \mu\text{m}$  groß waren. Es wurden 267 Aggregate pro Liter Wasser gezählt (Abb. 4.8.). Auf dieser Station waren nur 8% der Partikel bis  $400 \mu\text{m}$  groß. 27% der Aggregate gehören der

Knasse 400 bis 650  $\mu\text{m}$  an, und noch einmal 28% der Klasse bis 900  $\mu\text{m}$ . 17% waren zwischen 900 und 1150  $\mu\text{m}$  groß, und weitere 8% lagen in der Klasse bis 1400  $\mu\text{m}$ . Die weiteren Klassen beinhalten nur noch 0,5 bis 4,5% der gemessenen Aggregate. 88% der Aggregate waren also 150 bis 1400  $\mu\text{m}$  groß und in diesem Bereich relativ normal verteilt.

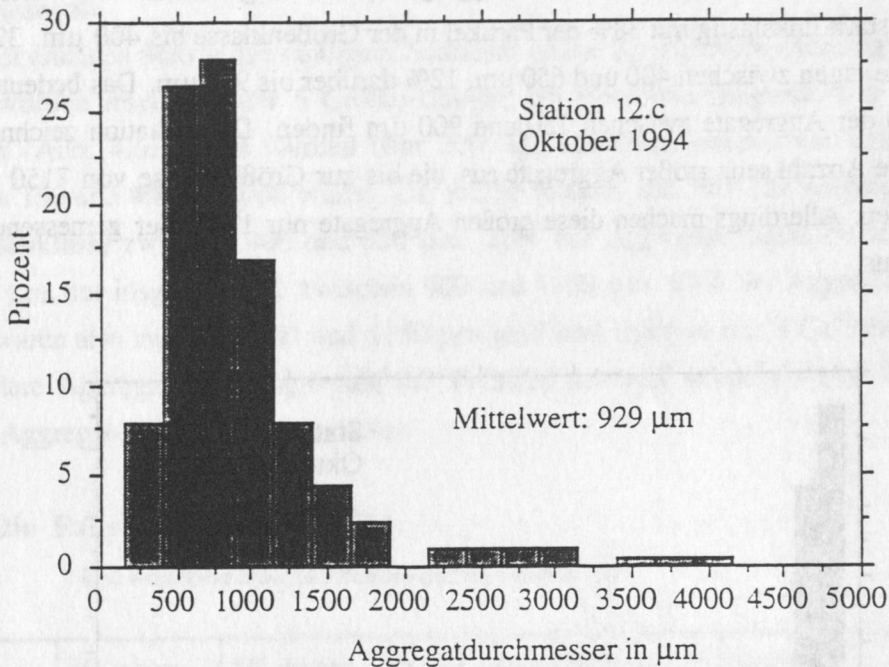


Abb. 4.8.: Größenverteilung der Aggregate  $>150 \mu\text{m}$  in 40 cm über Grund auf der Station 12.c

### Station 23.a

211 Aggregate wurden auf der Station 23.c vermessen (Abb. 4.9.). Auf dieser Station wurden im Mittel die größten Aggregate vermessen. Sie lagen um einen Mittelwert von 1452  $\mu\text{m}$ . Mit nur 42 Aggregaten pro Liter war auf dieser Station die Partikelabundanz am geringsten. 77% der Aggregate lagen in den Größenklassen bis 1400  $\mu\text{m}$ , wobei die meisten Aggregate (20%) in der Größenklasse 650 - 900  $\mu\text{m}$  lagen. Ansonsten waren die Partikel in diesen 5 Klassen mit 12 - 18,5% relativ gleichmäßig verteilt. Sehr große Aggregate bis 11150  $\mu\text{m}$  traten vereinzelt auf und machten 23% in dieser Klasse aus. Allerdings fanden sich in diesen großen Klassen insgesamt nur 0,5 - 3% der Aggregate. Die Ergebnisse der Partikelkameraauswertung beider Fahrten sind, zur besseren Übersicht, noch einmal in folgender Tabelle (4.6.) zusammengefaßt.

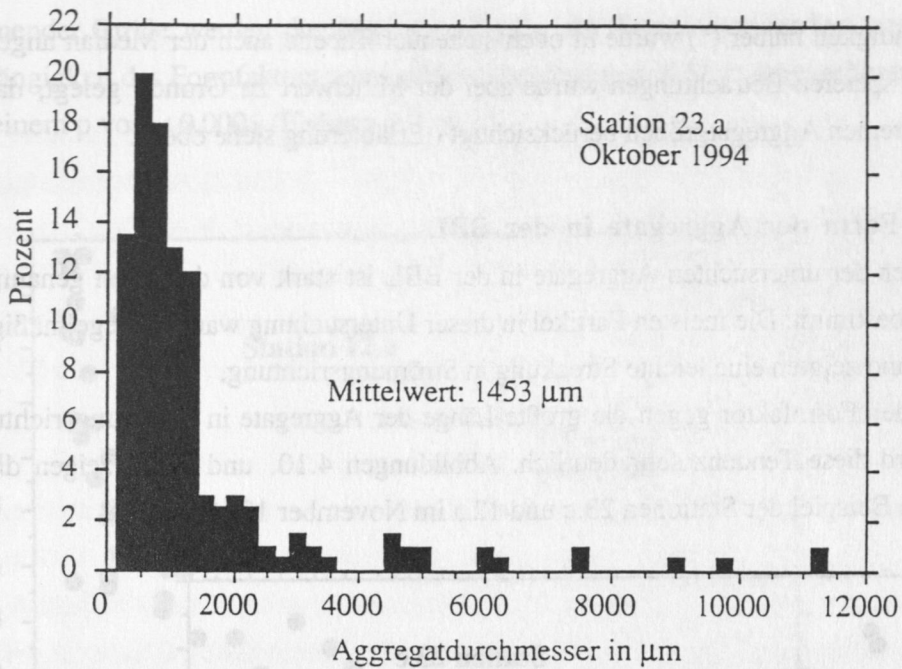


Abb. 4.9: Größenverteilung der Aggregate >150  $\mu\text{m}$  in 40 cm über Grund auf der Station 23.a

Tab. 4.6.: Strömungsgeschwindigkeit, Partikelabundanz, mittlere Partikelgröße und Median der Partikel aller untersuchten Stationen im Oktober und November 1994.

Station	Strömungsgeschwindigkeit ( $\text{cm s}^{-1}$ )	Partikel pro Liter (> 150 $\mu\text{m}$ )	Mittlere Partikelgröße ( $\mu\text{m}$ )	Standardabweichung ( $\mu\text{m}$ )	Median ( $\mu\text{m}$ ) (*)
Oktober					
12	5,9	235	811,55	1004,45	495,66
12.c	4,8	267	929,20	606,75	776,47
23.a	2,2	52	1452,57	1816,93	892,94
November					
12	12,2	651	661,57	408,55	582,35
12.a	5,6	787	724,47	392,86	650,80
12.c	3,5	321	449,81	183,64	416,20
23	4,5	241	612,61	315,86	543,53
23.a	4,3	229	636,01	459,76	504,71
23.c	4,4	152	551,12	219,55	543,53

Der Vollständigkeit halber (\*) wurde in oben stehender Tabelle auch der Median angegeben. In den späteren Betrachtungen wurde aber der Mittelwert zu Grunde gelegt, da er auch die extremen Aggregatgrößen berücksichtigt (Erläuterung siehe oben).

#### 4.2.3. Die Form der Aggregate in der BBL

Das Aussehen der untersuchten Aggregate in der BBL ist stark von den oben genannten Parametern bestimmt. Die meisten Partikel in dieser Untersuchung waren unregelmäßig in ihrer Form und zeigten eine leichte Streckung in Strömungsrichtung.

Wenn man den Formfaktor gegen die größte Länge der Aggregate in Strömungsrichtung aufträgt, wird diese Tendenz sehr deutlich. Abbildungen 4.10. und 4.11. zeigen diese Tendenz am Beispiel der Stationen 23.c und 12.a im November 1994.

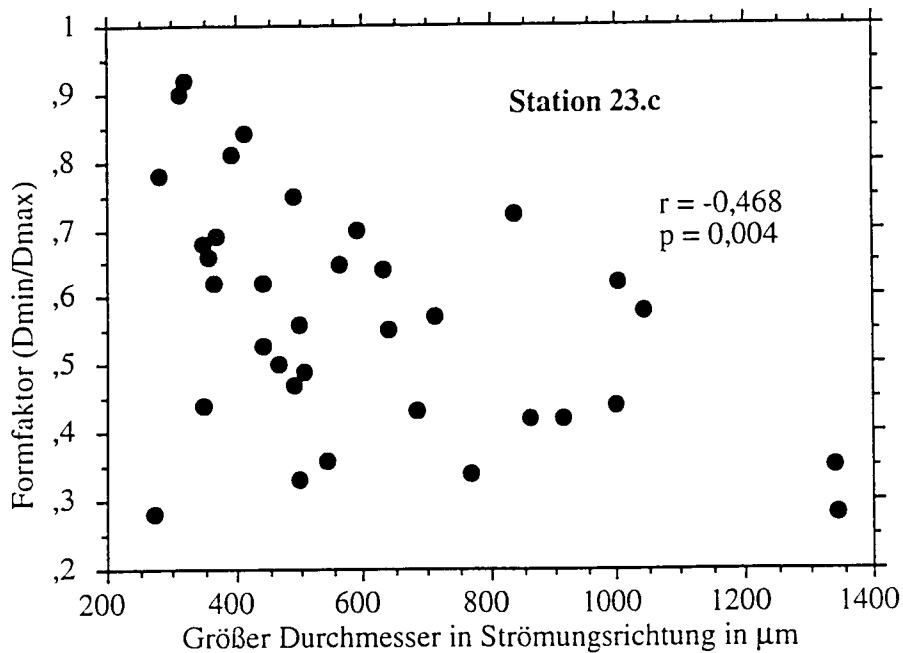


Abb. 4.10.: Formfaktor errechnet aus dem Verhältnis des kleinsten zum größten Durchmesser als Funktion des größten Durchmessers in Strömungsrichtung an der Station 23.c.

Auf der Station 23.c mit einem mittleren Durchmesser der Aggregate von 551  $\mu\text{m}$  und wenigen großen Partikeln liegen die Aggregate verteilt bei Formfaktoren zwischen 0,25 und 0,94. Die Abhängigkeit des Formfaktors vom größten Durchmesser in Strömungsgeschwindigkeit liegt bei einem p von 0,004 (Fisher r-z-Test), was bei der Menge an Datenpunkten als nur leicht signifikant angesehen werden kann. Auf der Station 12.a mit einem mittleren Aggregatdurchmesser von 724  $\mu\text{m}$  und einer größeren Anzahl großer Aggregate (an der Standardabweichung erkennbar) ist die Tendenz deutlicher. Mit zu-



nehmender Größe werden die Aggregate länger, der Formfaktor tendiert gegen 0. Die Abhängigkeit des Formfaktors vom größten Durchmesser in Strömungsrichtung liegt hier bei einem  $p$  von  $< 0,0001$  (Fisher  $r$ - $z$ -Test).

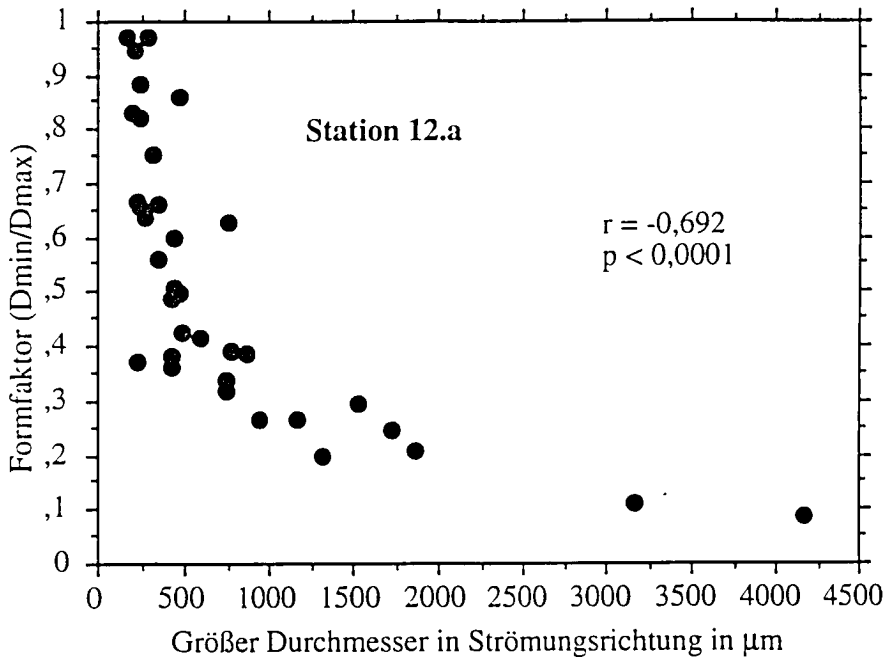


Abb. 4.11.: Formfaktor errechnet aus dem Verhältnis des kleinsten zum größten Durchmesser als Funktion des größten Durchmessers in Strömungsrichtung an der Station 12.a

### 4.3. Diskussion

Zu Beginn dieses Kapitels müssen die Fehlermöglichkeiten der eingesetzten Methoden und Geräte kritisch diskutiert werden. Auf die möglichen Fehler beim Einsatz des Bodenwasserschöpfers wurde schon in Kapitel 2 eingegangen.

In diesem Kapitel beschränkt sich die Methodenkritik also auf das eingesetzte Partikelkammersystem. Ein weiterer Punkt der Diskussion ist die Erläuterung der Ergebnisse der Partikelkameradaten in Beziehung zu der partikulären Zusammensetzung in der BBL. Eine Betrachtung der Aggregatdynamik in der Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht schließt sich an. Es folgt eine theoretische Betrachtung der physikalischen Parameter, die einen Einfluß auf die Aggregation haben. Beendet wird dieses Kapitel mit einer Einschätzung der Bedeutung von Aggregaten auf die Sedimentation und die Nahrungsversorgung von Benthosorganismen.

### 4.3.1. Die Partikelkamera als Instrument zur Größenanalyse von Aggregaten

Das Problem der Größen von Aggregaten wurde von verschiedenen Autoren erörtert: als Beispiel sind GIBBS (1981,1985) und GIBBS & KONWAR (1983) zu nennen. Aggregate haben die Tendenz auseinanderzubrechen, wenn sie mit den üblichen Methoden wie Pumpen oder Niskinflaschen gesammelt werden. Viele Autoren nutzen deshalb Taucher, um Aggregate direkt aus der Wassersäule zu sammeln (ALLDREDGE 1979, RIEBESELL 1991a, b und andere). Die Unterwasserphotographie ist eine neuere Methode, um die Größenzusammensetzung der Aggregate zu erfassen.

Über die Aggregatgrößen in der benthischen Trübezone gibt es bisher nur wenig Information. EISMA *et al.* (1991 a, b) verglichen Größenklassen von Partikeln im Boden- und Oberflächenwasser; sie kamen jedoch nur bis 60 cm an den Boden heran. Das in der vorliegenden Arbeit benutzte System bietet die Möglichkeit, näher über dem Boden (40 cm) Aggregatgrößen ab 150  $\mu\text{m}$  zu messen. Vorteil des hier benutzten Systems ist die Abschätzung von Aggregatmengen auf den Liter. Eine exakte Abschätzung ist jedoch durch den Aufbau des Kamerasystems nur bedingt möglich: um genaue Messungen zu gewährleisten, ist die Ausleuchtung des Hintergrundes nötig, vor dem sich die Partikel dunkel abbilden. Bei der Benutzung eines seitlichen Lichteinfalls, der eine genauere Berechnung des ausgeleuchteten Raumes gewährleisten würde, werden die Partikel hell vor einem dunklen Hintergrund abgebildet. Diese Form der Abbildung führt zu einer sogenannten Schweifbildung (FENNESY *et al.* 1994), wobei das Aggregat, aber auch der verfälschte Schweif hell abgebildet werden und eine genaue Größenanalyse unmöglich wird.

Die Ermittlung des Volumens, in dem die Aggregate scharf abgebildet werden, läßt sich in dem verwendeten System nur über eine Abschätzung des Tiefenschärfebereichs und des Bildausschnittes bewerkstelligen. Eine weitere Fehlerquelle der Volumenermittlung liegt bei der Zentrierung der Lichtquelle unter das Kamerasystem. Das System ist in den Bodenwasserschöpfer integriert und macht so eine Justierung der Lichtquelle nicht einfach. Ein entstehender Fehler kann aber bei der späteren Auswertung über ein Ausmessen des ausgeleuchteten Bildausschnittes auf dem Computerbildschirm berichtigt werden.

Wie an Hand der Tabelle 4.1. zu sehen ist, werden die kleinen Partikel leicht in ihrer Größe überschätzt. Dies liegt einerseits an der Auflösungsgrenze des Computerbildschirmes bei einem Pixel. Das bedeutet bei der gewählten Vergrößerung fast 40  $\mu\text{m}$ . Andererseits werden kleine Aggregate, die nicht genau in der Fokusebene liegen, durch optische Aberration verzerrt (MALDINEY & MOUCHEL 1995). Um den Fehler so klein wie möglich, aber reproduzierbar, zu halten, wurde auf eine Volumenberechnung der Aggre-

gate verzichtet. Die Größenklassen wurden deshalb nach dem größten Durchmesser der Aggregate berechnet.

Eine weitere Fehlerquelle, die insbesondere bei großen Aggregaten auftritt, ist der durchsichtige Schleimanteil (Transparente Exopolymere Partikel TEP). Die Schleimanteile sind für alle Arten von Aggregaten beschrieben worden, die nach oder während einer Diatomeenblüte entstehen (ALLDREDGE & SILVER 1988, PASSOW *et al.* 1994). Durch diese TEP-Aggregationen kommt es zu einer Unterschätzung großer Aggregate, da zusammenhängende Partikel für getrennte Partikel gehalten werden können. Dieser Fehler wurde zu umgehen versucht, indem man die Bahn der Aggregate über den Bildschirm verfolgt: bleiben die Partikel auf ihrem Weg durch die ausgeleuchtete Fläche in exakt dem gleichen Abstand zueinander, werden sie als ein zusammenhängendes Aggregat angesehen.

Die Videoaufnahmen wurden außerdem zur Ermittlung der Strömungsgeschwindigkeit herangezogen. Dazu wurden die kleinsten sichtbaren und scharf abgebildeten Partikel über den Bildschirm verfolgt, sowie die Zeit gemessen, die diese für die ausgeleuchtete Strecke benötigen. Als Strömungsgeschwindigkeit wurde der Mittelwert von 10-20 solcher Messungen verwendet.

#### **4.3.2. Wie bestimmt die partikuläre Fracht die Aggregatgröße in der BBL?**

Um eine Beziehung dieser Parameter statistisch zu werten, wurden verschiedene Parameter miteinander korreliert. Die geringe Menge der bisher erhobenen Daten macht aber eine statistische Absicherung schwierig. Wenn man die von WANNER (1995) im gleichen Zeitraum auf den gleichen Stationen erhobenen Daten mit einbezieht, dann erhöht sich die Probenmenge und damit die Güte der statistischen Erhebungen. Unter Einbeziehung dieser Daten ergab sich eine Abhängigkeit der Aggregatgröße vom Chlorophyllgehalt mittels einer einfachen linearen Regressionsanalyse bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 0,05$ ; eine weitere Abhängigkeit besteht zwischen der Aggregatgröße und dem C:N-Verhältnis ( $p < 0,1$ ). Die Menge bakteriellen organischen Kohlenstoffes ist ebenfalls positiv mit der Aggregatgröße gekoppelt ( $p < 0,05$ ). Die meisten Abhängigkeiten müssen jedoch als schwach signifikant angesehen werden (ermittelt mit einem t-Test). Die Menge Chlorophylls im Bodenwasser war auf allen Stationen relativ gleich verteilt. Die gemessenen Werte lagen zwischen 2 und  $8 \mu\text{g l}^{-1}$  und weisen damit auf eine Phytoplanktonblüte hin (von BODUNGEN 1989), die das Bodenwasser erreicht hat. In Zeiten, in denen keine Blüte durch die Wassersäule absinkt, werden in der Mecklenburger Bucht im Bodenwasser zwischen 0,3 und  $0,7 \mu\text{g l}^{-1}$  gemessen. Der Anteil des Chlorophylls am POC lag auf allen Stationen um 1%, dürfte also in diesem Fall keinen Einfluß auf die

Aggregatgröße haben. Im Jahresverlauf ist die Menge Chlorophylls als Anzeiger einer Phytoplanktonblüte ein entscheidender Faktor; er begünstigt Aggregation und führt zu großen Flocken (ALLDREDGE & SILVER, 1988), ALLDREDGE *et al.*, 1990 und andere). Die Faktoren, die zu den unterschiedlichen Aggregatgrößen auf den Stationen im November führen, werden durch verschiedene weitere Faktoren begünstigt. Auf die hydrodynamischen Faktoren wird in diesem Kapitel später eingegangen. Ein einheitliches Muster läßt sich nur schwer erkennen. Ist der Anteil bakteriellen Kohlenstoffs am POC aber auch am TPM zum Boden zunehmend und ist dieser Anteil hoch und bewirkt so eine Verminderung des anorganischen Anteil am TPM, dann werden größere Aggregate gebildet. Das trifft auf die Station 12.a (Abb. 4.2.-2) zu, die im Vergleich zu der benachbarten Station 12 um 70  $\mu\text{m}$  größere Aggregate aufweist. Auf der Station 12 (Abb. 4.1.-1) nimmt der Gehalt an BOC am POC aber auch am TPM zum Boden hin ab. Da auf dieser Station allerdings auch die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten gemessen wurden, kann dies auch hydrodynamische Gründe haben.

Auf dem Transekt 23 ist die Menge BOC am POC einer der Auslöser für die unterschiedlichen Aggregatgrößen. Station 23.a (Abb. 4.5.-1, 4.5.-2) zeigt die größten Aggregate und auch mit 13% den größten Anteil BOC am POC bei einer Zunahme des organischen Anteils am TPM.

Die Gründe für das Auftreten sind sehr unterschiedlich. Einer der Gründe für den Unterschied zwischen 12 und 12.a wäre zum Beispiel die Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit, so daß weniger Aggregate fragmentieren und größere Aggregate stabil bleiben. Die folgenden Berechnungen zeigen jedoch, daß die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten für hohe Dissipationsenergien nicht ausreichen und somit nur bedingt eine Zerstörung der Flocken erklären können.

Trotzdem ist ein Hinweis auf diesen Mechanismus in den vorliegenden Daten zu erkennen. Wenn die mittlere Aggregatgröße und die Anzahl der Aggregate gegen die Strömungsrichtung aufgetragen werden, erkennt man eine Abnahme der Aggregatgröße und eine Zunahme der Anzahl der Aggregate pro Liter mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit. Für diese Graphik wurden die Daten aus der vorliegenden Untersuchung mit den Daten von WANNER (1995) zusammengefaßt. Ein Fisher r-z Test ergab ein  $p = 0,001$  mit einer positiven Korrelation gegen die Strömungsgeschwindigkeit für die Aggregatanzahl und ein  $p = 0,03$  mit einer negativen Korrelation für die Aggregatgröße (siehe Abb. 4.12.). Diese Korrelationen müssen jedoch in weiteren Untersuchungen verifiziert werden, da auch in der Literatur dazu noch keine Angaben zu finden sind, die theoretischen Berechnungen solche Tendenz jedoch bestätigen (siehe Ende diesen Kapitels). Tabelle 4.7. zeigt die statistischen Korrelationen.

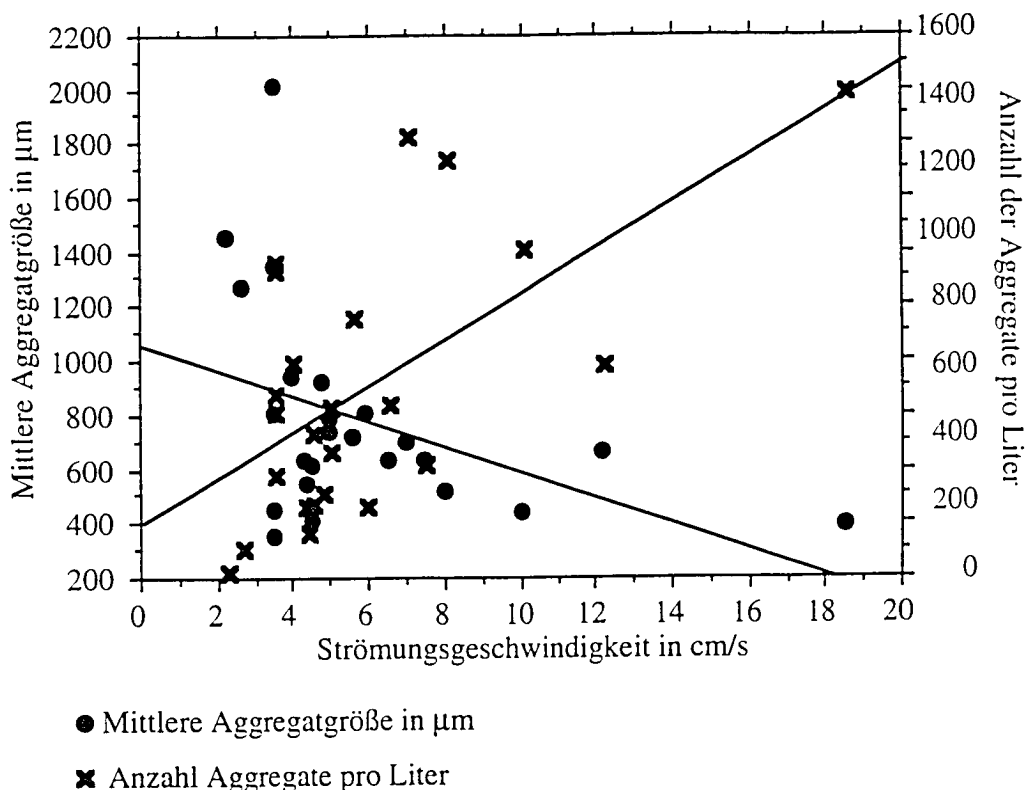


Abb. 4.12.: Korrelation der Aggregatgröße und -abundanz mit der Strömungsgeschwindigkeit. Ein Teil der Daten ist aus WANNER (1995) entnommen.

Tab. 4.7.: Statistische Korrelationen zur Abbildung 4.12.

	Aggregatgröße	Aggregatanzahl	Statist. Größe
Strömungs- geschwindigkeit	0,031	0,001	(p)
	-0,340	0,614	(r)

### 4.3.3. Die Bedeutung hydrodynamischer Prozesse für die Aggregatdynamik in der Mecklenburger Bucht

Dieser Teil der Diskussion gliedert sich in zwei Abschnitte. Im ersten Teil wird der theoretische Hintergrund der hydrodynamischen Situation in der BBL erläutert. Im zweiten

Teil findet diese Betrachtung eine Anwendung auf die Situation in der BBL der Mecklenburger Bucht.

#### 4.3.3.1. Theoretische Betrachtung der hydrodynamischen Situation in der BBL

Es gibt verschiedene Ansätze, das hydrodynamische System eines Wasserkörpers zu beschreiben. Einer dieser Ansätze ist eine hydrodynamische Theorie, die in der Hauptsache auf der Rouse-Gleichung beruht (ROUSE 1938).

Die Rouse-Gleichung beschreibt die Konzentrationsverteilung von Partikeln verschiedener Größe in einem bekannten Strömungsregime über dem Sediment. Die Größe der Partikel wirkt indirekt über die Sinkgeschwindigkeit ( $W_s$ ) ein. Bei bekannten Konzentrationsgradienten, Partikelcharakteristika sowie deren Größe, Dichte und bekannter Schubspannung kann diese Rouse-Gleichung zur Errechnung von Sinkgeschwindigkeiten genutzt werden.

Aus der Formel:

$$\frac{C_z}{C_a} = \left( \frac{a}{z} \right)^{\frac{W_s}{ku_*}} \quad (1)$$

wird durch Umformung:

$$W_s = \ln \left( \frac{C_a}{C_z} \right) \frac{ku_*}{\ln \left( \frac{z}{a} \right)} \quad (2)$$

mit:

- $C_a$  = Konzentration in der Höhe a (in  $\text{mg l}^{-1}$ )
- $C_z$  = Konzentration in der Höhe z (in  $\text{mg l}^{-1}$ )
- $z$  = Referenzhöhe über dem Sediment (cm)
- $a$  = Höhe über dem Sediment (cm)
- $W_s$  = Sinkgeschwindigkeit ( $\text{cms}^{-1}$ )
- $u_*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit ( $\text{cms}^{-1}$ )
- $k$  = von Karman-Konstante (0,4, dimensionslos)

Eine andere Möglichkeit Sinkgeschwindigkeiten zu berechnen, wenn *in situ* Messungen nicht möglich sind, stellt die Formel von EISMA (1993) dar; sie berücksichtigt eine Korrelation von Konzentration des partikulären Materials mit der Sinkgeschwindigkeit dieses Materials:

$$W_s = kC^m \quad (3)$$

wobei  $k$  und  $m$  meistens konstant sind und von dem Typ des Partikels und der Turbulenz abhängen. EISMA gibt einen generellen Wert für  $m$  mit 1,6 für Ästuar und küstennahe Gewässer an. PEJRUP & EDELVANG (1995) bestimmten bei Versuchen im Elbeästuar einen Wert von 0,011 für  $k$ .  $C$  ist die Konzentration partikulären Materials (TPM in  $\text{mg l}^{-1}$ ) in bekannter Höhe über dem Sediment.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die niedrigste und die höchste Konzentration partikulären Materials im Bodenwasser, das heißt in dem Bereich zwischen 5 und 40 cm über dem Sediment zu Grunde gelegt, um den gesamten Bereich der Sinkgeschwindigkeit abzudecken (siehe Ergebnisse Kapitel 3).

Die Bodenschubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$ , läßt sich aus der umgeformten von Karman-Prandtl Gleichung herleiten. Diese Gleichung beschreibt die logarithmische Geschwindigkeitsverteilung in Abhängigkeit von der Schubspannungsgeschwindigkeit in der BBL. Sie lautet:

$$\frac{\bar{u}_z}{u_*} = \frac{1}{k} \ln \left( \frac{z}{z_0} \right) \quad (4)$$

Bei vorhandenen Geschwindigkeitsmessungen und der Annahme von  $u_{z_0} = 0 \text{ cm s}^{-1}$  kann die Schubspannungsgeschwindigkeit berechnet werden. Als Bodenrauigkeiten werden im Folgenden die von GUST (1989) vorgeschlagenen  $z_0 = 0,1 \text{ cm}$  und  $z_0 = 1 \text{ cm}$  herangezogen. Messungen von FRIEDRICHS & WRIGHT (1995) in der Eckernförder Bucht in 26 m Wassertiefe ergaben Werte von  $z_0 = 3 \text{ cm}$ . Da dies ein einmaliges Ereignis war und ähnlich hohe Werte in der Literatur nicht beschrieben sind, wird in den vorliegenden Berechnungen nur mit den von GUST (1989) vorgeschlagenen Werten gerechnet. Zur Veranschaulichung des Einflusses der Bodenrauigkeit auf die verwendeten Berechnungen werden die Bereiche für ein  $z_0 = 3 \text{ cm}$  angegeben.

Nach der Umformung lautet Gleichung (4):

$$u_* = \frac{k(u_z - u_{z_0})}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right)} \quad (5)$$

mit:

- $u_z$  = mittlere Geschwindigkeit in der Höhe  $z$  ( $\text{cms}^{-1}$ )
- $u_*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit an der Sedimentoberfläche ( $\text{cms}^{-1}$ )
- $k$  = von Karman-Konstante (0,4, dimensionslos)
- $z$  = Höhe über dem Sediment (in diesem Fall 40 cm)
- $z_0$  = Bodenrauigkeit (cm)
- $u_{z_0}$  = Strömungsgeschwindigkeit  $u$  bei  $z_0$  ( $0 \text{ cms}^{-1}$ ).

Die Kombination der oben beschriebenen Gleichungen ermöglicht es, eine Aussage über die Verteilung des partikulären Materials in der BBL zu treffen, wenn Gradienten verschiedener Fraktionen des total partikulären Materials zur Verfügung stehen. Unter diesen Bedingungen ist eine Abschätzung über die Aufenthaltsdauer dieses Materials in der BBL möglich. Diese Berechnungen lassen ebenfalls eine Aussage über die Sortierung des partikulären Materials in diesem Wasserkörper zu. Die charakteristischen Verteilungsmuster des organischen Materials in verschiedenen Meeresgebieten sind schon von unterschiedlichen Autoren beschrieben worden (MUSCHENHEIM 1987 b, NOWELL & JUMARS 1987, THOMSEN 1993).

Bevor Partikel die BBL erreichen, unterliegen sie Veränderungen durch physikalische, chemische und biologische Einwirkungen, die auf dem Weg durch die Wassersäule auf sie wirken. Wie schon an anderer Stelle dieser Arbeit beschrieben, können diese Mechanismen die Sinkgeschwindigkeit des Materials um ein Vielfaches verändern.

Die Größenzunahme der Aggregate durch die oben beschriebenen Mechanismen ist durch verschiedene Prozesse nach oben hin beschränkt. Turbulenzen fördern die Kollisionshäufigkeit von Partikeln, führen jedoch bei steigender Partikelgröße zu einem Anwachsen der Scherkräfte an der Aggregatoberfläche. Wenn diese Scherkräfte zu groß werden, dann werden Flocken wieder zerstört (WARD *et al.* 1990). Die kritische Größe, die Flocken in einem bestimmten Turbulenzregime erreichen können (EISMA 1986), wird durch den



Durchmesser des kleinstmöglichen turbulenten Eddies bestimmt (Kolmogoroff-Längenskala). In diese Berechnung geht die Dissipationsenergie „ $\mathcal{E}$ “ ein, die ein Maß für die Stärke und Verteilung der turbulenten Energie darstellt. Mit zunehmender Dissipationsenergie werden die Eddies kleiner.

Nach GUST (1989) läßt sich die Dissipationsenergie wie folgt errechnen:

$$\mathcal{E} = \frac{u_*^3}{kz} \quad (6)$$

mit:

- $\mathcal{E}$  = Verteilung der turbulenten Energie ( $\text{cm}^2\text{s}^{-3}$ )
- $u_*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit an der Sedimentoberfläche ( $\text{cm s}^{-1}$ )
- $k$  = von Karman-Konstante (0,4, dimensionslos)
- $z$  = Höhe über dem Sediment (cm)

Das bedeutet theoretisch, daß die entstandenen Flocken ebenfalls zum Boden hin kleiner werden. Erste Untersuchungen hierzu wurden von WANNER (1995) beschrieben, die eine Größenabnahme der Aggregate in 20-25 cm über Sediment im Vergleich zu Aggregaten aus 2-3 m über dem Sediment festgestellt hat.

Die kleinst mögliche Turbulenzgröße, die Kolmogoroff-Länge, läßt sich nach folgender Gleichung errechnen:

$$L_v = \left( \frac{v^3}{\mathcal{E}} \right)^{0,25} \quad (7)$$

wobei:

$L_v$  = Kolmogoroff-Länge (cm)

$V$  = kinematische Viskosität des Wassers. (Da die kinematische Viskosität in der dritten Potenz in die obige Formel eingeht, werden zwei Fälle betrachtet:

1.  $V_{(1)} = 1,5 \times 10^{-2} \text{cm}^2\text{s}^{-1}$  (für  $T = 5^\circ\text{C}$  und  $S = 15$ ) und
2.  $V_{(2)} = 1,3 \times 10^{-2} \text{cm}^2\text{s}^{-1}$  (für  $T = 10^\circ\text{C}$  und  $S = 20$ ), (nach DIETRICH *et al.* 1975).

$\mathcal{E}$  = Turbulenz-Dissipation ( $\text{cm}^2\text{s}^{-3}$ )

bedeutet.

MANN & LAZIER (1991) berichten von einer in vielen ozeanographischen Publikationen benutzten modifizierten Formel, in der diese Kolmogoroff-Länge wie folgt beschrieben wird:

$$L_v = 2\pi \left( \frac{v^3}{\varepsilon} \right)^{0,25} \quad (8)$$

Hierbei wird der Faktor  $2\pi$  hinzugefügt, der zu einer vereinfachten mathematischen Behandlung des Ursprungsterms führt und die Manipulation dieser Gleichung simplifiziert. Außerdem führt dieser Term nach LAZIER & MANN (1989) zu realistischeren Einschätzungen der Längenskala. Gleichung (7) beschreibt Messungen, bei denen Eddygrößen errechnet werden, die tatsächlich keine Energie mehr beinhalten können. Aufgrund dieser Tatsache wurden die später folgenden Berechnungen der Kolmogoroff-Längen nur nach der veränderten Gleichung (8) durchgeführt.

#### 4.3.3.2. Anwendung des hydrodynamischen Ansatzes auf die BBL der Mecklenburger Bucht

Mit den Daten der Ausfahrten vom Oktober und November 1994 wurden Schubspannungsgeschwindigkeiten, Dissipationsenergien und die Kolmogoroff-Längen (nach LAZIER & MANN 1989) der kleinsten Eddies errechnet. Hierbei wurde folgendes berücksichtigt:

1. Die Schubspannungsgeschwindigkeit wurde für zwei Fälle berechnet:

$$z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$$

$$z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$$

Folgende Tabellen (4.6.a und 4.6.b) zeigen die Berechnungen für  $z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$  und ein  $z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$ , die Kolmogoroff-Längen wurden für beide angenommenen Viskositäten berechnet. Aus Kapitel 4 liegen zu diesen Ausfahrten auch die Aggregatgrößen *in situ* vor, die mit der Partikelkamera gemessen wurden. Während der Ausfahrten im Oktober und November 1994 herrschten, mit Ausnahme der Station 12, niedrige Strömungsgeschwindigkeiten von 2 bis  $6 \text{ cm s}^{-1}$  in 40 cm über Grund. Die errechnete Verteilung der turbulenten Energie lag zwischen 0,0002 und  $0,02 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ . Nur auf Station 12 stieg diese Turbulenzverteilung auf 0,04 bis  $0,14 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$  je nach Bodenrauigkeit an.

Tab. 4.6.: Strömungsgeschwindigkeit ( $v$ ), Schubspannungsgeschwindigkeit ( $u_*$ ), Dissipationsenergie ( $\mathcal{E}$ ) und Kolmogoroff-Länge ( $L_v$ ) für ein (a)  $z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$ , (b)  $z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$  und einer Viskosität von  $V_{(1)} = 1,5 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  und  $V_{(2)} = 1,3 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ .

(a)  $z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$ 

Oktober 1994	$v \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$u_* \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$\mathcal{E} \text{ (cm}^2 \text{ s}^{-3}\text{)}$	$L_v$ für $V_{(1)}$ (mm)	$L_v$ für $V_{(2)}$ (mm)
12	5,9	0,3941	0,0038	1,0844	0,9745
12.c	4,8	0,3200	0,00205	1,2658	1,1368
23.a	2,2	0,1469	0,000198	2,2702	2,0392
November 1994					
12	12,2	0,8145	0,03377	0,6283	0,5643
12.a	5,6	0,3738	0,00326	1,1270	1,01234
12.c	3,5	0,2336	0,000796	1,6032	1,4401
23	4,5	0,3000	0,00168	1,3302	1,1948
23.a	4,3	0,2870	0,001477	1,3737	1,2339
23.c	4,4	0,2937	0,001583	1,3501	1,2127

(b)  $z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$ 

Oktober 1994	$v \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$u_* \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$\mathcal{E} \text{ (cm}^2 \text{ s}^{-3}\text{)}$	$L_v$ für $V_{(1)}$ (mm)	$L_v$ für $V_{(2)}$ (mm)
12	5,9	0,639	0,0163	0,7533	0,6767
12.c	4,8	0,520	0,0088	0,8792	0,7898
23.a	2,2	0,2385	0,000847	1,5785	1,4179
November 1994					
12	12,2	1,3228	0,14466	0,4367	0,3922
12.a	5,6	0,6072	0,01392	0,7843	0,7045
12.c	3,5	0,3795	0,00341	1,1144	1,0010
23	4,5	0,4870	0,00722	0,9230	0,8299
23.a	4,3	0,4663	0,00630	0,9547	0,8575
23.c	4,4	0,4772	0,00678	0,9385	0,8429

Wenn ein  $z_0 = 3 \text{ cm}$  angenommen wird, steigen die Dissipationsenergien auf bis zu  $0,4 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ ; die errechneten Kolmogoroff-Längen werden dementsprechend kleiner.

Die Werte liegen in dem allgemein als gültig angegebenen Bereich von LAZIER & MANN (1989), die Werte zwischen  $0,0001$  und  $0,01 \text{ cm}^2\text{s}^{-3}$  angeben. Auf der Station 12 wurden im November Dissipationsenergien errechnet, die im allgemeinen in durchmischten Schichten mit Scherung oder winddurchmischten Oberflächenschichten errechnet werden (FRANZ 1989). Die durch die Dissipationsenergie beeinflusste Größe des kleinsten Eddies lag, je nach Bodenrauigkeit und Viskosität, während des Oktobers und November 1994 zwischen  $0,3$  und  $2,3 \text{ mm}$ . Die gemessenen Aggregate aus Kapitel 3 (Rolltank) lagen im Mittel zwischen  $0,4$  und  $1,4 \text{ mm}$ . Vereinzelt wurden allerdings sehr große Aggregate mit bis zu  $12 \text{ mm}$  (Station 23.a, Oktober 1994) gemessen. Alle Stationen zeigten, daß zwischen  $10$  und  $30\%$  der Aggregate über der errechneten Kolmogoroff-Länge lagen. Das bedeutet, daß in diesem Fall die Dissipationsenergie nicht ausreicht, um die Aggregate zu zerstören. Das kann verschiedene Ursachen haben: ALLDREDGE *et al.* (1990) stellten in Untersuchungen fest, daß Dissipationsenergien von  $0,001 - 1 \text{ cm}^2\text{s}^{-3}$  nötig sind, um Aggregate zu fragmentieren. Andererseits wurden noch höhere Dissipationsenergien errechnet, ohne daß die Flocken zerbrachen. Die Zusammensetzung und das Alter der Aggregate spielten dabei eine entscheidende Rolle (LOGAN & WILKINSON 1990, ALLDREDGE & GOTSCHALK 1989). Je älter ein Aggregat und je länger der Weg ist, den es seit dem Entstehen durch die Wassersäule zurückgelegt hat, desto stärker ist der Besatz mit Bakterien (SIMON *et al.* 1990). Diese Bakterien erhöhen den Zusammenhalt des Aggregates durch das Ausscheiden von Schleimen und Fibrillen an der Bakterienoberfläche (ALLDREDGE & SILVER 1988), sind aber auf der anderen Seite durch Mineralisationsprozesse an einer Zersetzung des Aggregates beteiligt (SMITH *et al.* 1995). Ein anderer Effekt beim Altern eines Aggregates ist das Absterben der darin zu einem großen Prozentsatz enthaltenen Diatomeenzellen; während der Fahrt im November 1994 in die Mecklenburger Bucht befand sich eine absinkende Diatomeenblüte in der Wassersäule (Chlorophyll-Werte von  $2$  bis  $8 \mu\text{ml}^{-1}$ ). In der Seneszenzphase der dominierenden Diatomeenarten (*Chaetozeros spe.c.*, *Nitzschia seriata*, *Skeletonema costatum* und *Thalassiosira spec.*), die in der Mecklenburger Bucht gefunden wurden (WANNER 1995), werden von den Diatomeen verstärkt transparente Exopolymere ausgeschieden, die dann zur Bildung von transparenten exopolymeren Partikeln (TEP) führen (PASSOW & ALLDREDGE 1995). Dieses TEP führt zu einer Erhöhung der Festigkeit eines Aggregates, da es einerseits die Diatomeenzellen fester miteinander verbindet, andererseits eine gute Nahrungsquelle für Bakterien darstellt und somit eine weitere Besiedlung der Aggregate fördert (DAM & DRAPEAU 1995). Die Zusammensetzung der Aggregate ist ein weiterer entscheidender Faktor für deren Haltbarkeit. Die Aggregate in der Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht bestehen zu einem nicht unerheblichen Teil aus lithoge-

nem Material (siehe Kapitel 3). Dieses feine resuspendierte lithogene Material wird im bodennahen Wasserkörper in die Aggregate eingebaut und verstärkt den durch Alterung erzeugten Effekt. Bakterielle Fibrillen und Schleime, aber auch das TEP binden dieses lithogene Material und verklumpen somit die Flocken (KRANCK & MILLIGAN 1988). Der Einbau lithogenen Materials hat neben der Stabilisierung gegen die Fragmentierung der Flocken durch Dissipationsenergie auch einen entscheidenden Einfluß auf die Sinkgeschwindigkeit der Aggregate.

Mit Hilfe der umgeformten Rouse-Gleichung und der Gleichung von EISMA lassen sich die Sinkgeschwindigkeiten von Partikeln abschätzen (siehe Gleichungen (2) und (3)). Da, wie oben erwähnt, im bodennahen Wasserkörper die Aggregate aus einem erheblichen Anteil lithogenen Materials bestehen (siehe Kapitel 3) wurden zu dieser Berechnung zwei Ansätze herangezogen: zum einen wurden Sinkgeschwindigkeiten über den Konzentrationsgradienten von POC als leichte organische Fraktion, zum anderen über den Konzentrationsgradienten von TPM als gesamt partikuläre Fraktion, berechnet. Da auch in diese Formel die Bodenrauigkeit eingeht, wurden Bereiche angegeben (Tabelle 4.7.).

Tab. 4.7.: Berechnete Sinkgeschwindigkeiten der Partikel im bodennahen Wasserkörper im November 1994

Station	POC-Fraktion ( $\text{cms}^{-1}$ )	TPM (gesamt) ( $\text{cms}^{-1}$ )	nach EISMA (1993) ( $\text{cms}^{-1}$ )	Literatur ( $\text{cms}^{-1}$ ) (*)
12	0,10 - 0,24	0,09 - 0,20	0,07 - 0,37	0,001 - 0,47 (ALLDREDGE & SILVER 1988)
12.a	0,02 - 0,05	0,05 - 0,16	0,07 - 0,93	0,5 - 1,1 (NOJI <i>et al.</i> (1990)
12.c	0,02 - 0,04	0,03 - 0,06	0,04 - 0,2	0,3 - 1,2 (LAMPITT 1985)
23	0,03 - 0,07	0,03 - 0,06	0,04 - 0,11	0,02 - 0,9 (KOMAR <i>et al.</i> 1981)
23.a	0,006 - 0,02	0,02 - 0,04	0,05 - 0,66	0,02 - 0,6 (KINEKE & Sternberg 1989)
23.c	0,0006 - 0,0014	0,03 - 0,08	0,04 - 0,052	

(\*) die Literaturangaben beziehen sich nicht auf die Stationen, sondern sind Sinkgeschwindigkeiten aus unterschiedlichen Meeresgebieten und Wassertiefen.

Die errechneten Sinkgeschwindigkeiten stellen nur eine theoretische Abschätzung der tatsächlichen Sinkgeschwindigkeiten dar. In Kapitel 3 wurden Sinkgeschwindigkeiten von Aggregaten aus Rolltankexperimenten gemessen. Diese lagen um ein Vielfaches über den errechneten. Die gemessenen Sinkgeschwindigkeiten lagen zwischen  $0,1 - 2 \text{ cm s}^{-1}$ , die errechneten zwischen  $0,0006 - 0,9 \text{ cm s}^{-1}$  (je nach Rechnungsansatz).

Die aus den Konzentrationsgradienten errechneten Sinkgeschwindigkeiten lassen jedoch eine Aussage über die Sortierung der Partikel in der Wassersäule zu. Diese Sortierung des leichten organischen und schweren anorganischen Materials wurde schon für die Kontinentalhänge (THOMSEN & GRAF 1994) sowie für die Grönlandsee (RITZRAU 1994) postuliert.

Partikel mit einem hohen Anteil organischen Materials haben im Mittel eine geringere Sinkgeschwindigkeit und werden durch die vorherrschenden hydrodynamischen Bedingungen und durch Resuspension wieder in die Wassersäule zurücktransportiert. Diese beiden Effekte führen zu einer gleichmäßigeren Verteilung des organischen Materials in der Grenzschicht. Die Partikel mit einem höheren lithogenen Anteil haben eine erhöhte Sinkgeschwindigkeit, werden weniger durch diese Effekte beeinflusst und sind durch die oben genannten Stabilisierungsprozesse stärker gegen eine Fragmentierung geschützt. Sie können sich näher zum Boden hin anreichern und fallen dem bodennahen Transport diesen partikulären Materials anheim.

In den Jahren 1993 und im Februar 1994 wurden auf den Fahrten in die Mecklenburger Bucht weit höhere Strömungsgeschwindigkeiten als im Oktober und November 1994 gemessen. Tabelle 4.8. faßt die errechneten Bodenschubspannungen, Dissipationsenergien und Kolmogoroff-Längen für ausgewählte Stationen von beiden Transekten zusammen. Diese Strömungsgeschwindigkeiten wurden mit einer Thermistorsonde gemessen. Die Werte sollen eine Abschätzung über den Bereich dieser Größen bei den unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten bieten.

Durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten wurden für diese Fahrten Dissipationsenergien zwischen  $0,004$  und  $5,1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$  errechnet. Wird eine höhere Bodenrauigkeit von  $z_0 = 3 \text{ cm}$  angenommen, steigen die Werte für die errechneten Dissipationsenergien auf  $14 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ . Bei einer Annahme von  $z_0 = 0,1 \text{ cm}$  und  $z_0 = 1 \text{ cm}$  liegen die Dissipationsenergien in einem Bereich, der von FRANZ (1988) für eine winddurchmischte Oberflächenschicht angegeben wird. Bei einer Strömungsgeschwindigkeit von mehr als  $20 \text{ cm s}^{-1}$  lagen alle errechneten  $\mathcal{E}$  über  $1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ . Das bedeutet, daß in diesen Fällen von einem starken Einfluß der Turbulenz auf die Aggregatgrößen ausgegangen werden kann (ALLDREDGE *et al.* 1990). Die Kolmogoroff-Längen werden somit die ungefähre Grö-

ße der zu erwartenden Aggregate darstellen und deren Größe bestimmen sowie begrenzen. Leider liegen von diesen Ausfahrten keine Messungen mit der Partikelkamera vor. In einer anderen Untersuchung wurden von KRANCK & MILLIGAN (1988) Flocken unterhalb der Thermokline fotografiert, die einen hohen Anteil terrigenen Materials beinhalteten und Größen zwischen 200 und 350  $\mu\text{m}$  aufwiesen. Von EISMA (1991) wurden *in situ* Flocken aus dem Dollartästuar gemessen, deren Größe zwischen 20 und 200  $\mu\text{m}$  variierte.

Tab. 4.8.: Strömungsgeschwindigkeit ( $v$ ) aus 40 cm über Grund, Schubspannungsgeschwindigkeit ( $u_*$ ), Dissipationsenergie ( $\mathcal{E}$ ) und Kolmogoroff-Länge ( $L_V$ ) für ein (a)  $z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$ , (b)  $z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$  und einer Viskosität von  $V_{(1)} = 1,5 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ,  $V_{(2)} = 1,3 \times 10^2 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ .

**(a)  $z_{0(1)} = 0,1 \text{ cm}$**

Station und Datum	$v \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$u_* \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$\mathcal{E} \text{ (cm}^2\text{s}^{-3}\text{)}$	$L_V$ für $V_{(1)}$ (mm)	$L_V$ für $V_{(2)}$ (mm)
Feb. 93, 12	25	1,669	0,291	0,367	0,329
Feb. 93, 12.c	19	1,269	0,127	0,451	0,405
Sept. 93, 12	10	0,667	0,019	0,725	0,652
Sept. 93, 23.a	20	1,335	0,149	0,433	0,389
Nov. 93, 23	40	2,671	1,191	0,258	0,232
Feb. 94, 23	6	0,401	0,004	1,071	0,962

**(b)  $z_{0(2)} = 1 \text{ cm}$**

Station und Datum	$v \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$u_* \text{ (cm s}^{-1}\text{)}$	$\mathcal{E} \text{ (cm}^2\text{s}^{-3}\text{)}$	$L_V$ für $V_{(1)}$ (mm)	$L_V$ für $V_{(2)}$ (mm)
Feb. 93, 12	25	2,717	1,253	0,255	0,229
Feb. 93, 12.c	19	2,065	0,550	0,313	0,281
Sept. 93, 12	10	1,087	0,080	0,506	0,435
Sept. 93, 23.a	20	2,741	0,642	0,301	0,270
Nov. 93, 23	40	4,347	5,134	0,179	0,161
Feb. 94, 23	6	0,652	0,017	0,746	0,669

Ein weiterer Faktor, der während oben genannter Fahrten die Aggregatgröße begrenzt, ist die Zusammensetzung der Flocken. Die gemessene Menge Chlorophyll im Bodenwasser variierte auf der Fahrt im Februar 1993 zwischen 0,2 und 0,6  $\mu\text{g l}^{-1}$  (die Menge Chlorophyll korreliert positiv mit der Aggregatgröße, Fishers r-z Test,  $p \leq 0,05$ ,  $n = 23$ ). Die

Bakterienabundanzen lagen unter den im November gemessenen. Daraus läßt sich eine Aussage über die Stabilität der Flocken annehmen, wenn man die Faktoren, die für die Aggregatbildung in der Wassersäule von Bedeutung sind, auf die BBL überträgt. Durch die geringe Menge Chlorophyll kann auf eine geringe Menge Diatomeen in der Wassersäule geschlossen werden. Die entstehenden Aggregate werden somit einen geringeren Anteil von TEP aufweisen, ihre Stabilität wird gering sein. Die geringere Menge an Bakterien weist einerseits auf eine schlechtere Nahrungsqualität der Aggregate hin, andererseits bedeuten weniger Bakterien auch weniger Fibrillen und Verklebungen. Diese Faktoren könnten bedeuten, daß diese Aggregate von den vorherrschenden Dissipationsenergien beeinflußt und damit höchstwahrscheinlich fragmentiert werden.

Aus den errechneten hydrodynamischen Größen läßt sich wiederum die voraussichtliche Sinkgeschwindigkeit des partikulären Materials abschätzen (Tabelle 4.9.). Die errechneten Sinkgeschwindigkeiten liegen zwischen  $0,02$  und  $1,4 \text{ cms}^{-1}$ .

Tab. 4.9.: Berechnete Sinkgeschwindigkeiten der Partikel im bodennahen Wasserkörper im November 1994.

Station	POC-Fraktion ( $\text{cms}^{-1}$ )	TPM (gesamt) ( $\text{cms}^{-1}$ )	nach EISMA (1993) ( $\text{cms}^{-1}$ )
Feb. 93, 12	0,23 - 0,53	0,22 - 0,52	0,05 - 0,20
Feb. 93, 12.c	0,17 - 0,39	0,09 - 0,21	0,04 - 0,55
Sept. 93, 12	0,02 - 0,04	0,09 - 0,22	0,15 - 0,63
Sept. 93, 23.a	0,38 - 0,89	0,03 - 0,07	0,11 - 0,19
Nov. 93, 23	neg. Wert (*)	0,31 - 0,72	0,14 - 1,40
Feb. 94, 23	0,02 - 0,04	0,05 - 0,12	0,28 - 0,89

(\*) die POC Werte nahmen zum Boden ab, daher ergibt sich, daß die Partikel unter diesen Bedingungen nach oben transportiert würden.

Partikelsortierung aufgrund von gleichmäßiger Vertikalverteilung der Sinkgeschwindigkeiten scheint nicht zu bestehen. Fehlende Unterschiede in den errechneten Sinkgeschwindigkeiten des POC und des TPM deuten darauf hin, daß bei Strömungsgeschwindigkeiten  $> 15 \text{ cms}^{-1}$  die Partikelfracht gleichmäßig verteilt in der BBL vorliegt, und daß Aggregate beim Erreichen der Grenzschicht fragmentiert werden. Auf der Fahrt im September 1993 (12) mit Strömungsgeschwindigkeiten von  $10 \text{ cms}^{-1}$ , und im Februar 1994



(23.a) mit  $6 \text{ cm s}^{-1}$  tritt dann wieder eine Sortierung ein (siehe Abbildungen zu den Situationsmustern).

Diese theoretischen Betrachtungen über die hydrodynamischen Auswirkungen des Partikelflusses in der Mecklenburger Bucht lassen nur schwer ein einheitliches Bild mit allgemeingültigen Feststellungen zu. Die Mecklenburger Bucht ist ein sehr kleinskaliges Gebiet nicht nur im geographischen Sinn, sondern auch im hydrodynamischen und biologischen Sinn. Kleine Unterschiede in der Bodentopographie haben eine große Auswirkung auf den Partikeltransport und auf den Fluß gelösten und partikulären Materials zum Boden aber auch in die Wassersäule. Das Strömungsregime in der Mecklenburger Bucht ändert sich zum Teil mehrmals am Tag. Nicht nur die Strömungsgeschwindigkeit sondern auch die Strömungsrichtung sind Änderungen unterworfen. Diese Änderungen sind einerseits ein Effekt von Wassermassenaustausch, andererseits Ausgleichseffekte der unterschiedlichen Wassermassen, die hier zusammentreffen. Nur wenn eine Situation über längere Zeit anhält, können sich bestimmte Muster herausbilden.

Einige dieser Muster lassen sich beschreiben:

### **Situationsmuster 1:**

Eine absinkende Phytoplanktonblüte befindet sich in der Wassersäule, Strömungsgeschwindigkeiten  $< 15 \text{ cm s}^{-1}$ , Bodenschubspannung  $< 1,5 \text{ cm s}^{-1}$  und daraus resultierende Dissipationsenergien  $< 1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$

Absinkende Diatomeenzellen produzieren Exopolymere, die dann TEP bilden; dies führt mit den Fortsätzen der Zellen zur Aggregation. Die „stickiness“ (Klebrigkeit) " $\alpha$ " der Zellen erhöht sich und nähert sich 1 (bei einer „stickiness“ von 1 resultiert aus jedem Zusammenstoß zweier Zellen ein Verkleben). Nach ALLGREGE & MCGILLIVARY (1991) besitzen Diatomeenzellen eine durchschnittliche „stickiness“ von 0,88. Durch die großen Mengen an produziertem TEP (dieses TEP kann in gleich großen Mengen wie das Phytoplankton auftreten (PASSOW *et al.* 1994), erhöht sich die Fläche, die eine Besiedelungsgrundlage für Bakterien darstellt. Diese Bakterien produzieren Filamente und Fibrillen, die eine weitere Verfestigung der Aggregate bewirken. Die so entstandenen "schweren" Aggregate sinken in der Folge durch die Wassersäule und erreichen die Bodengrenzschicht. In dieser Zone ist die Menge suspendierten lithogenen Materials erhöht, wie die TPM Messungen auf fast allen Fahrten in die Mecklenburger Bucht zeigten. Dieses Material ist entweder lokal resuspendiert oder lateral aus angrenzenden Gebieten eingetragen (GRAF 1992).

Dieses lithogene Material wird nun entweder durch Verkleben oder durch diffusive Vorgänge an der Aggregatoberfläche in die Aggregate inkorporiert (JOHNSON *et al.* 1990).

Dieser Einbau lithogenen Materials erhöht die Sinkgeschwindigkeit dieser Partikel. Das bedeutet, daß dieser Wasserkörper an Aggregaten verarmt (Abbildung 4.13.). Erste Ergebnisse zeichnen sich in der Arbeit von WANNER (1995) ab, die drei Wasserschichten untersuchte und in der mittleren einen Rückgang der Aggregatzahlen feststellte, während die Zahlen zum Boden hin wieder zunehmen. Diese Aggregate sind sehr stabil und werden kaum durch die zum Boden zunehmenden Scherkräfte zerstört.

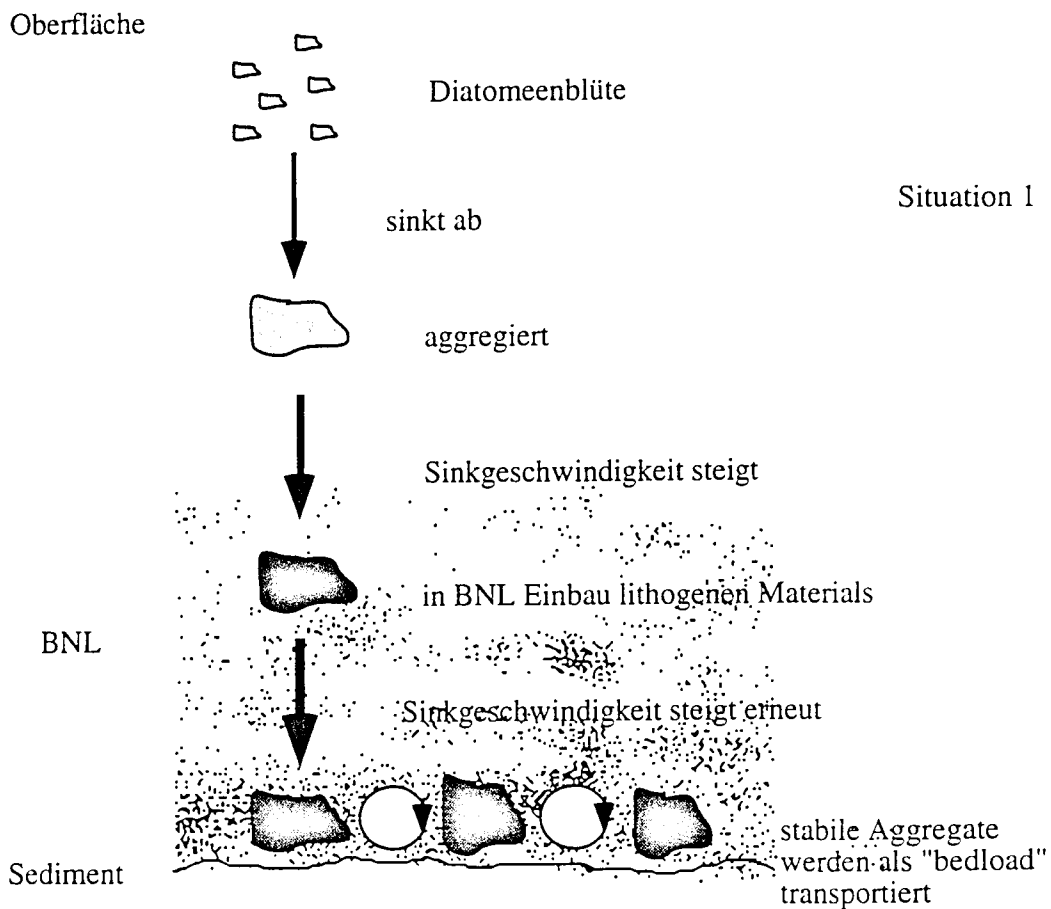


Abb. 4.13.: Situationsmuster 1, bei einer Strömungsgeschwindigkeit  $<15 \text{ cm s}^{-1}$ , und einer Dissipationsenergie  $<1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ , hohem-TEP Anteil und starker Bakterienbesiedlung

Wahrscheinlicher ist allerdings die Theorie, daß diese Aggregate bodennah als sogenannte Bodenfracht ("bedload") (RITZRAU 1994) transportiert werden und während dieses Rollens noch weiter kompaktiert werden bis sie auf der Sedimentoberfläche liegen blei-

ben. Diese Aggregate werden kaum Resuspensionsereignissen unterliegen, solange sich das Strömungsregime nicht ändert. Diese Kompaktierung beim Transport an der Sedimentoberfläche führt zu einer Volumenverminderung bei gleichbleibender Masse (Kompression).

Diese Situation wurde während der Fahrten im Oktober und November 1994 in der Mecklenburger Bucht gefunden. Auf allen untersuchten Stationen traten Strömungsgeschwindigkeiten zwischen  $2,2$  und  $12 \text{ cm s}^{-1}$  auf. Die Dissipationsenergien in der BBL zwischen  $5$  und  $40 \text{ cm}$  über Grund lagen unter dem kritischen Wert, der zur Zerstörung der Aggregate in Bodennähe führen würde.

Es herrschte die Situation einer absinkenden Blüte, worauf die gemessenen Chlorophyllmengen sowie die von WANNER (1995) für diesen Zeitraum durchgeführten Phytoplanktonzählungen hinweisen. Die Bakterienzellzahlen waren hoch. In  $40 \text{ cm}$  über Grund wurden bis zu  $780$  Aggregate mit einer Größe über  $150 \mu\text{m}$ , pro Liter gezählt.

### Situationsmuster 2:

Es befindet sich wie in Situationsmuster 1 eine Phytoplanktonblüte in der Wassersäule. Die Strömungsgeschwindigkeit beträgt aber über  $15 \text{ cm s}^{-1}$ , die Bodenschubspannung ist größer als  $1,5 \text{ cm s}^{-1}$  und die daraus resultierenden Dissipationsenergien sind größer als  $1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$ . Wie bei Situation 1 beschrieben, entstehen sehr stabile Aggregate, die aus der euphotischen Zone absinken. Beim Eintreten in die Bodengrenzschicht unterliegen sie jedoch, bedingt durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten und hohe Bodenschubspannungen, erhöhten Dissipationsenergien. Die daraus resultierende kleinste Eddy-Größe wird in Situation 2 der größenbegrenzende Faktor für die Aggregate sein. Sie werden in Bodennähe zerstört. Die kleineren Fragmente haben eine geringere Sinkgeschwindigkeit und werden nach oben transportiert, wo sie sich in einer bestimmten Höhe über dem Sediment anreichern können. Das bedeutet eine Zunahme der Aggregate zum Boden hin, die einzelnen Aggregate werden allerdings in Volumen und Masse kleiner. Dies bedeutet bei vorherrschendem Strömungsregime eine leichtere Resuspension am Boden. Durch diese Resuspension können diese Fragmente wiederum mit Flocken, die von oben durch die Wassersäule sinken, aggregieren. Der Zyklus der Disaggregation-Aggregation beginnt von neuem. Diese Situation würde also das von THOMSEN (1992) entwickelte und von RITZRAU (1994) ergänzte Aggregations-Disaggregationsmodell unterstützen.

Die resuspendierten Partikel können allerdings auch beim Wiedereintreten in die Bodengrenzschicht lithogenes Material akkumulieren (AVINIMELECH *et al.* 1982) und so ihre Sinkgeschwindigkeit erhöhen: Folge wären unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten gleichgroßer Fragmente. Dies führt zu einer gleichmäßigeren Verteilung dieser Aggregat-

fragmente in der Bodengrenzschicht. Es kommt also nicht zu einer Anhäufung von Aggregaten in bestimmten Wasserhorizonten, wie das in der Situation 1 beschrieben wird (Abbildung 4.14.).

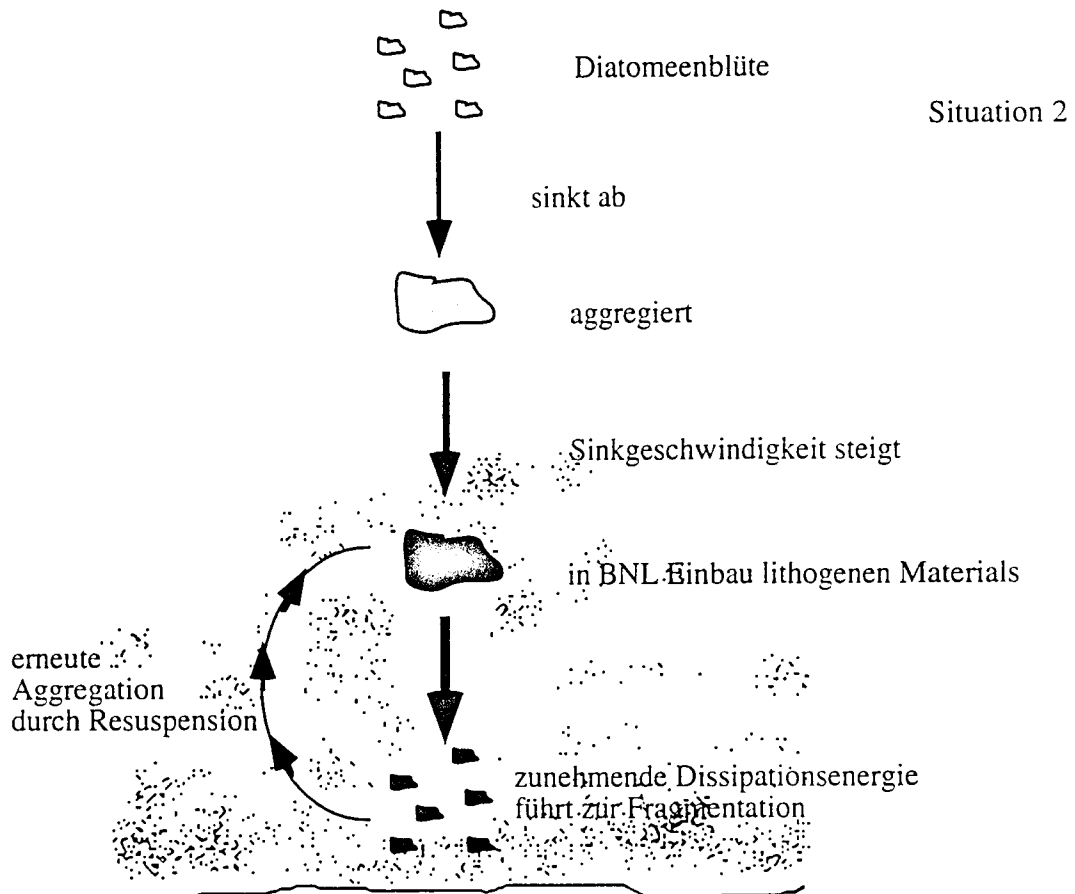


Abb. 4.14.: Situationsmuster 2, bei einer Strömungsgeschwindigkeit  $>15\text{cm s}^{-1}$ , und einer Dissipationsenergie  $>1\text{cm}^2\text{s}^{-3}$ , hohem TEP-Anteil und starker Bakterienbesiedlung

Die Situation 2 erklärt die Partikelverteilung, wie sie im November 1993 beobachtet wurde. Leider fehlen bei dieser Fahrt Analysen der *in situ* Partikelgrößen und ihrer Verteilung mit der Partikelkamera. Auf dieser Fahrt herrschten sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten mit zum Teil über  $40\text{cm s}^{-1}$  in 40 cm über Grund. Daraus resultierten Dissipationsenergien, die bis zu  $5\text{cm}^2\text{s}^{-3}$  erreichten. Die errechneten Kolmogoroff-Längen lagen bei 0,2 mm, was in diesem Fall auch die maximale Aggregatgröße limitiert. Die hohen Chlorophyllwerte mit bis zu  $7\mu\text{g l}^{-1}$  in 5 cm über Grund weisen auf eine frisch sedimentierte Blüte hin. Die Bakterienzellzahlen mit bis zu  $7 \times 10^5\text{ ml}^{-1}$  ergaben ebenfalls einen vergleichsweise hohen Wert.

**Situationsmuster 3:**

Eine dritte Situation beschreibt den Fall, bei dem sich keine absinkende Blüte in der Wassersäule befindet. Es werden trotzdem Aggregate entstehen, die aber zu einem großen Teil anorganischen Ursprungs sind.

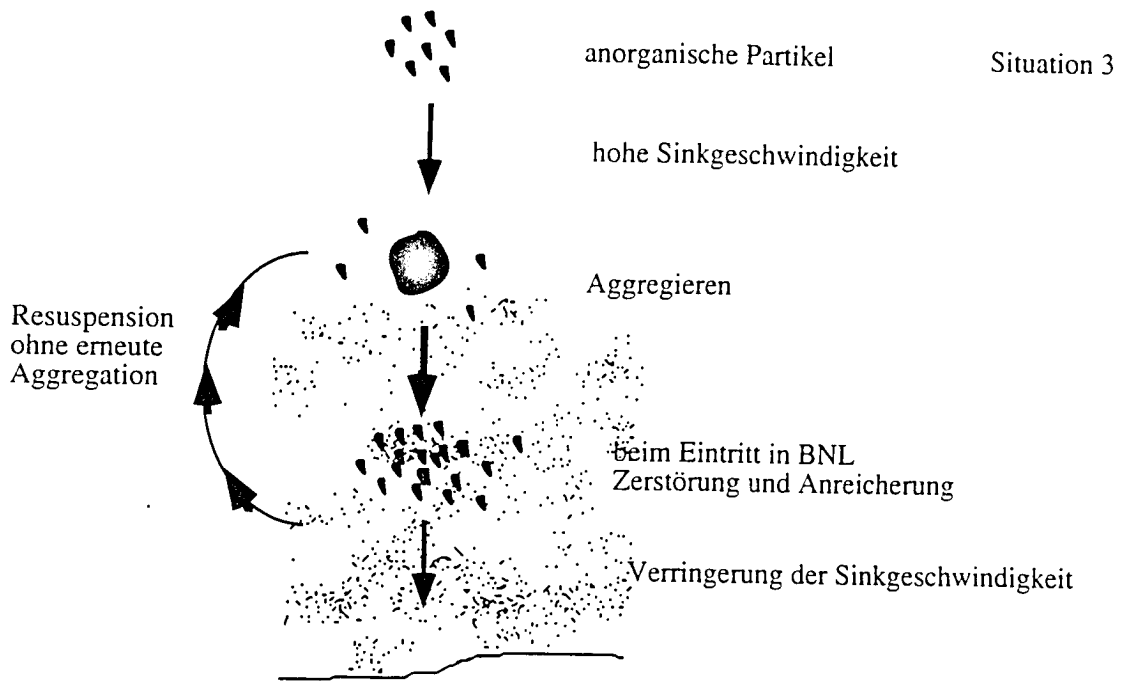


Abb. 4.15.: Situationsmuster 3, mit sehr geringen TEP-Anteilen. Partikel überwiegend anorganisch, Bakterienabundanzen gering und damit Bakterienbesiedlung wahrscheinlich gering

Bei dieser Flockenbildung stehen Prozesse wie Dichtegradienten, Redoxgradienten etc. im Vordergrund (WARD *et al.* 1990). Aber auch vereinzelt Diatomeenzellen, organischer Debris und Kotpillen werden in diese Art von Aggregaten integriert werden. Diese Aggregate haben eine relativ hohe Sinkgeschwindigkeit (bis zu  $1,2 \text{ cm s}^{-1}$ , LAMPITT 1985) und sind mit einer geringen Stabilität gekoppelt. Beim Eintreten in die BBL werden sie schon bei sehr geringen Scherkräften zerstört. Die Fragmente mit geringerer Sinkgeschwindigkeit können dann in einer bestimmten Höhe über dem Sediment angereichert werden.

Durch den geringen oder fehlenden Anteil von TEP und der geringeren Bakterienbesiedlung (BIDDANDA 1986) ist die "stickiness" der Aggregate sehr gering, sie wird gegen 0 tendieren. Das bedeutet, beim Eintreten dieser Aggregate in die Bodengrenzschicht wird

es zwar zu Kollisionen zwischen Aggregaten und lithogenem Material kommen, das lithogene Material wird jedoch nicht zwangsläufig in die Aggregate eingebaut.

Eine Erhöhung der Sinkgeschwindigkeit ist unwahrscheinlich. Aggregate, die beim Eintritt in die Bodengrenzschicht durch ansteigende Scherkräfte zerstört wurden, werden aufgrund ihrer Zusammensetzung nur in sehr geringem Umfang erneut aggregieren (Abbildung 4.15.).

Diese Situation konnte im Februar und April 1994 beobachtet werden, auch wenn hier keine *in situ* Partikelgrößen vorliegen. Bei Strömungsgeschwindigkeiten von  $6 \text{ cm s}^{-1}$  im Februar und  $1-3 \text{ cm s}^{-1}$  im April und einer geringen Menge Chlorophyll im Wasser kann davon ausgegangen werden, daß die Aggregate einen hohen Anteil lithogenen Materials aufweisen. In 5 m über Grund wurden im Februar und im April Mengen um  $0,8 \mu\text{g l}^{-1}$  Chlorophyll gemessen, was einen der geringsten Werte darstellt, der in dem Untersuchungszeitraum gemessen wurde. Es kann also von einer "Wintersituation" ausgegangen werden, in der sich keine frisch entwickelte Phytoplanktonblüte in der Wassersäule der Mecklenburger Bucht befindet.

### **Betrachtungen zur Aufenthaltszeit der Aggregate in der BBL**

Die Betrachtung der vorgestellten Situationsmuster machen Berechnungen über die Aufenthaltsdauer von Aggregaten in der Wassersäule sowie über den Aggregatfluß möglich. Es liegen Messungen zur Aggregatgröße und Messungen über die Menge der Aggregate pro Liter vor. Bei einer Wassertiefe von 25 Metern und einer bekannten Strömungsgeschwindigkeit kann bei einer errechneten Sinkgeschwindigkeit die Aufenthaltszeit der Aggregate in der Wassersäule bestimmt werden, weiterhin kann der Kohlenstofffluß, der durch die Aggregate zum Meeresboden transportiert wird, abgeschätzt werden. Hierbei geben Experimente in Rolltanks einen Aufschluß darüber, wieviel des vorhandenen partikulären Materials aggregiert und wie hoch der Anteil POC in den Aggregaten ist. Hierzu wird dann für die weiteren Berechnungen ein mittlerer Wert für den aggregierten Anteil am TPM und der Menge an POC in den Aggregaten angenommen. Die Sinkgeschwindigkeiten wurden aus der Gleichung von GIBBS (1985) errechnet, die in Kapitel 3 dargestellt ist. Zusätzlich wurde eine Sinkgeschwindigkeit nach der umgeformten Rouse-Gleichung (Kapitel 4) angenommen. In diesen Betrachtungen soll die Bedeutung der mittleren Wasserschicht (IWC) auf die BBL verdeutlicht werden. Die errechneten Sinkgeschwindigkeiten nach GIBBS, die eine recht gute Wiedergabe der tatsächlichen Sinkgeschwindigkeiten der Aggregate in den Rolltanks darstellen, ergeben zusammen mit der Menge der Aggregate im Liter Wasser eine Information über den Aggregatfluß. Die Aggregatmenge pro Liter wurde über die Partikelkameraauswertung errechnet (siehe Material

und Methoden Teil dieses Kapitels). Wenn bekannt ist, wieviel des gesamten partikulären Materials, des POC aber auch des vorhandenen Chlorophylls auf dem Weg durch die Wassersäule aggregiert, kann eine Aussage über das Verhalten dieser Aggregate in der BBL gemacht werden, da über die bekannte Zusammensetzung der Aggregate auch deren Modifikation auf ihrem Weg nach unten vorhergesagt werden kann.

Die Berechnungen gehen von drei Strömungsgeschwindigkeitsbereichen aus (sie beziehen sich in unten stehender Tabelle nur auf die November 1994 Fahrt, da von dieser Fahrt Messungen der Aggregatgrößen vorliegen). Die Strömungsgeschwindigkeitsbereiche sind  $2-5 \text{ cms}^{-1}$ ,  $5-10 \text{ cms}^{-1}$  und  $>10 \text{ cms}^{-1}$ .

Bei den unten stehenden Berechnungen wird das Vorhandensein einer Sprungschicht außer acht gelassen. Auch wenn eine Änderung der kinematischen Viskosität auftritt, ist die Auswirkung auf die Sinkgeschwindigkeit gering, da die hier betrachteten Aggregate eine Größe überschreiten, bei denen sie einer Beeinflussung der Dissipationsenergie unterliegen (siehe Situationsmuster 1). Die obigen Ergebnisse bedeuten, daß die Aggregate eine theoretische Verweildauer von 21 min bis 17 Stunden in der Wassersäule haben. Geht man von tatsächlichen Aggregaten aus, liegt die Verweildauer bei maximal 33 min. Wird zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeit ein Konzentrationsgradient partikulären Materials benutzt (nach der Gleichung von ROUSE), gehen die tatsächlichen Aggregatgrößen in diese Berechnung nicht ein, weshalb die Sinkgeschwindigkeiten stark unterschätzt werden. Diese Berechnungen zeigen, daß sich der Partikelfluß durch Aggregation in der Mecklenburger Bucht um den Faktor 8 bis 50 erhöht, und zwar durch die höheren Sinkgeschwindigkeiten der entstandenen Aggregate. Die maximal transportierte Strecke liegt bei den angenommenen Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 44 und 300 m. Diese Zahlen bedeuten, daß die Aggregation der absinkenden Blüte im November in wenigen Minuten passiert, und daß das aggregierte Material in fast dem gleichen Areal, in dem es entstanden ist, auch wieder sedimentiert. Es darf aber nicht außer acht gelassen werden, daß hier nur von den Aggregaten über  $150 \mu\text{m}$  Größe die Rede ist. Der Transport des feinen, nicht aggregierten Materials wird über weit größere Strecken führen, wie schon die Berechnungen nach ROUSE zeigen. Aber die errechneten Transportstrecken zeigen auch hier, daß das Material in der Mecklenburger Bucht verbleibt. Untersuchungen von KERSTEN *et al.* (subm.) zur Aufenthaltszeit von Partikeln in der Mecklenburger Bucht, errechnet aus  $^{234}\text{Th}$ -Daten, ergeben Aufenthaltszeiten von wenigen Tagen im Winter bis zu 20 Tagen im Frühjahr. Da diese Daten aber eine Aggregation des partikulären Materials, und damit eine Erhöhung der Sinkgeschwindigkeiten, nicht berücksichtigen, kann davon ausgegangen werden, daß diese Aufenthaltszeiten weit überschätzt sind. KERSTEN *et al.* (subm.) weisen darauf hin, daß durch die von ihnen errechneten Auf-

enthaltszeiten das partikuläre Material über lange Strecken transportiert werden kann. Das große Depositionsgebiet in der zentralen Mecklenburger Bucht widerspricht dieser Vermutung.

Die Erhöhung des Partikelflusses durch Aggregation in der Mecklenburger Bucht läßt sich an Hand der Rolltankexperimente (Kapitel 3) quantifizieren. In diesen Experimenten aggregierten zwischen 12 und 71% des TPM. Diese nur 12% in Experiment E (Kapitel 4) sind höchstwahrscheinlich auf fehlende Exopolymere der Diatomeen und damit fehlendes TEP zurückzuführen: darauf weisen die sehr geringen Chlorophyllmengen ( $0,9 \mu\text{g l}^{-1}$ ) hin. In den anderen Experimenten (Experimente A, B, C, und D) lag die Menge Chlorophylls bei bis zu  $12 \mu\text{g l}^{-1}$ . Im Mittel aggregierte während der anderen drei Experimente (Experiment B, C und D) 60% des TEP in Flocken, die größer als  $150 \mu\text{m}$  waren.

Tab. 4.10.: Aufenthaltszeiten von Aggregaten in der Wassersäule der Mecklenburger Bucht. Die angenommene Wassertiefe beträgt 25 m. Die mittleren Aggregatgrößen stammen aus Aufnahmen der Partikelkamera. Die Berechnungen nach ROUSE legen Konzentrationsgradienten partikulären Materials zu Grunde

<b>Strömungsgeschwindigkeitsbereich mit Mittelwert (<math>\text{cms}^{-1}</math>)</b>	<b>2 - 5</b>	<b>5 - 10</b>	<b>&gt; 10</b>
Aggregate/Liter	210	511	651
Mittlerer Aggregatdurchmesser ( $\mu\text{m}$ )	1190	768	661
Sinkgeschwindigkeit nach GIBBS ( $\text{cms}^{-1}$ )	1,98	1,41	1,28
<b>Verweildauer in der Wassersäule (h)</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,51</b>
Transportierte Strecke (m)	44	130	297
Sinkgeschwindigkeit nach ROUSE ( $\text{cms}^{-1}$ )	0,04	0,1	0,2
<b>Verweildauer in der Wassersäule (h)</b>	<b>17</b>	<b>6,9</b>	<b>3,5</b>
Transportierte Strecke (m)	2188	1875	1500

Diese 60% aggregierten Materials akkumulierten jedoch 74% des POC aus der Wassersäule; ferner waren Chlorophyllgehalt und Bakterienbesiedlung angereichert (siehe Kapitel 4). Die Experimente in den Rolltanks liefen über 1-2 Tage. Da im Feld der Hauptteil des aggregierten Materials aber nach weniger als einer Stunde den Boden erreicht, muß davon ausgegangen werden, daß zu diesem Zeitpunkt der Anteil aggregierten Materials am Gesamt-TPM geringer war. Das bedeutet, daß in dem in Tabelle 4.10. errechneten Zeitraum ca. 10-15% des TPM in Flocken  $>150 \mu\text{m}$  zusammenklumpen. Diese Theorie



wird von den Berechnungen der Sinkgeschwindigkeiten nach der Rouse-Gleichung unterstützt, die weit geringere Sinkgeschwindigkeiten des partikulären Materials annimmt. Wenn bis zu 74% des partikulären Materials in dem kurzen Zeitraum auf dem Weg durch die Wassersäule aggregieren, dann würden nach ROUSE, der ja einen Konzentrationsgradienten der Berechnung zu Grunde legt, weit höhere Sinkgeschwindigkeiten errechnet werden; die Aggregate reichern sich durch die höhere Strömungsgeschwindigkeit in Bodennähe an. Die tatsächlich gemessenen Konzentrationgradienten müßten viel steiler sein, wie das zum Beispiel im April 1994 auf dem Transekt 12 (siehe Kapitel 2) der Fall war. Diese Betrachtung kann aber nur dann zu Grunde gelegt werden, wenn die Verhältnisse der BBL auf die darüber liegende Wassersäule übertragbar sind. Das bedeutet, daß die Theorie von McCAYE (1975), daß die Masse des TPM in der Wassersäule durch kleine, der Fluß durch große Partikel dominiert wird, im Flachwasser auch zutrifft (WALSH & GARDENER 1992). Die Aggregation partikulären Materials in der Mecklenburger Bucht führt nicht nur zu einer Erhöhung des Aggregatflusses, die Aggregation bewirkt auch, daß vermehrt POC auf schnellem Wege zum Boden gelangt. Durch die kurzen Aufenthaltszeiten unterliegt es nur geringen Mineralisationsprozessen. Diese Daten, die den oben beschriebenen Berechnungen zu Grunde liegen, stammen aus Proben, die im Bodenwasser genommen wurden. Bedingt läßt sich der beschriebene Prozeß auf die gesamte Wassersäule übertragen, da der Anteil lithogenen Materials in den Aggregaten in der Wassersäule geringer sein dürfte. Andererseits stellten EISMA *et al.* 1991 fest, daß Aggregate und Flocken in Ästuaren und anderen küstennahen Regionen einen höheren Anteil lithogenen Materials - durch den Windeintrag von Land - haben, als Aggregate, die in offenen Ozeanen untersucht wurden.

Die Bedeutung eines Aggregatflusses auf die Menge organischen Kohlenstoffes, der den Boden erreicht, läßt sich quantifizieren (Tabelle 4.11.). Diese Berechnungen gehen von einer relativ ruhigen Wassersäule und einer gut entwickelten Diatomeenblüte in der Wassersäule aus ( $\text{Chlorophyll} > 1 \text{ mg l}^{-1}$ ); sie geht außerdem von Dissipationsenergien im bodennahen Bereich von  $< 1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$  aus, so daß die ankommenden Aggregate nicht zerschlagen werden. Wie schon weiter oben erklärt, sind hierzu Dissipationsenergien von mehr als  $1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-3}$  nötig. Diese Energien treten nur sehr selten in der Mecklenburger Bucht auf. Auch bei Strömungsgeschwindigkeiten unter  $20 \text{ cm s}^{-1}$  haben diese Turbulenzen keinen Einfluß auf die oben genannten stabilen Aggregate.

Für die Annahme des POC in der Wassersäule wurden minimale und maximale Werte aus den Bodenwasseruntersuchungen in 5 m über Grund aller Fahrten im Jahr 1993 und 1994 angenommen.

Für den Bereich der Mecklenburger Bucht bedeutet das, daß durch Aggregation des partikulären Materials der Fluß organischen Kohlenstoffes um 17% erhöht wird. In Zeiträumen, in denen keine Aggregation stattfindet, entweder durch eine fehlende Blüte, oder durch sehr starke turbulente Energieverteilungen im Bodenwasser, die bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten auftreten und die entstehenden Aggregate zerschlagen, werden zwischen 0,11 und 0,71 g POC m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> in der Bucht abgelagert. In Zeiten starker Aggregation, bei einer Diatomeenblüte im Wasser und geringen Strömungsgeschwindigkeiten, erhöht sich diese Menge auf 1,92 bis 12,33 g POC m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>.

Tabelle 4.11.: Berechnungen zum Fluß organischen Kohlenstoffes. Zwei Annahmen werden gemacht.

1. Der Fluß hervorgerufen durch Aggregate > 150 µm.
2. Der Fluß hervorgerufen durch suspendiertes Material

	Fluß durch Aggregation	Fluß durch Suspension
<b>Verweildauer der Partikel in einer 25 m Wassersäule</b>	< 1 Stunde	17 Stunden
<b>POC in mg l<sup>-1</sup> in 5 m über Grund</b>	0,08 - 0,51 mg l <sup>-1</sup>	0,08 - 0,51 mg l <sup>-1</sup>
<b>POC-Fluß in gm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup></b>	1,92 - 12,33	0,11 - 0,71
<b>Erhöhung des POC Flusses durch Aggregation in %</b>	17,3 - 17,5	

Sedimentverteilungskarten aus der Mecklenburger Bucht zeigen ein großes Depositionsgebiet mit Schlick (Korngrößen < 63 µm), das den ganzen mittleren Teil der Bucht ausfüllt. Fünf der Stationen, die beprobt wurden, liegen in diesem Depositionsgebiet. Die vorliegenden Berechnungen können Anhaltspunkte über das Zustandekommen eines solchen Depositionsgebietes liefern. Partikel, die entweder durch Primärproduktion in der Wassersäule entstehen, oder durch Niederschläge oder Wind in das Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht eingetragen werden, sedimentieren durch die oben genannten Prozesse sehr schnell. Die Kombination der durchschnittlich herrschenden Strömungsgeschwindigkeiten mit den gemessenen oder errechneten Sinkgeschwindigkeiten zeigen, daß das Material nicht über weite Strecken transportiert wird. Es wird sich im Bereich der

Bucht ablagern und führt dann über geologische Zeiträume zu solchen Depositionsgebieten wie es in der Mecklenburger Bucht gefunden wird.

## 5. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe von Feld- und Laboruntersuchungen die Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht bezüglich ihrer Partikeldynamik untersucht.

Im ersten Teil der Arbeit wurden die Ergebnisse von Felduntersuchungen der Jahre 1993 und 1994 vorgestellt. Die Proben wurden auf zwei Transekten (12 und 23) im inneren und äußeren Teil der Mecklenburger Bucht mit dem Bodenwasserschöpfer genommen und das Bodenwasser auf die partikuläre Zusammensetzung (Seston, Chlorophyll, Bakterienabundanz, Bakterienbiomasse, POC und PON) untersucht. Außerdem wurden als gelöste Parameter Sauerstoff, Sauerstoffzehrung und Harnstoff gemessen.

Die Ergebnisse ergaben folgendes Bild:

- Die Gesamtmenge partikulären Materials war auf dem Transekt 12 im allgemeinen höher als auf dem Transekt 23 und lag zwischen 1 und 60 mg l<sup>-1</sup>. Die sandigste und flachste Station zeigte die geringsten Mengen. Die Menge partikulären Materials im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht ist abhängig von Strömungsgeschwindigkeit, Sedimentbeschaffenheit und Aggregationsdynamik.
- Chlorophyll wurde während der Fahrten in Konzentrationen zwischen 0,1 und 15 mg l<sup>-1</sup> vorgefunden. Im September und November 1993 sowie im November 1994 wurden sehr große Chlorophyllmengen gefunden, die auf eine frisch absedimentierende Phytoplanktonblüte schließen lassen. Die Chlorophyllmengen sowie die hydrodynamischen Bedingungen im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht beeinflussen die Aggregation partikulären Materials in diesem Wasserkörper.
- POC wurde in Konzentrationen zwischen 0,1 und 1,9 mg l<sup>-1</sup>, PON in Konzentrationen zwischen 0,001 und 0,1 mg l<sup>-1</sup> gefunden. Das C:N-Verhältnis schwankte zwischen 4 und 20. POC und PON gaben einen Hinweis auf die Zusammensetzung des absedimentierenden Materials sowie dessen Frische.
- Die Bakterienabundanz (zwischen 1-18 x 10<sup>5</sup> ml<sup>-1</sup>) korrelierte in beiden Jahren positiv (p<0,01) mit dem TPM. Das weist auf den hohen Anteil partikelgebundener Bakterien hin. Im Jahr 1994 korrelierte die Bakterienabundanz positiv mit POC, PON und Chlorophyll (p<0,001). Da in diesem Jahr aufgrund der niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten mit starker Aggregation zu rechnen war, läßt das den Schluß zu, daß Bakterien bevorzugt Aggregate besiedeln.
- Das individuelle Bakterienvolumen lag zwischen 0,02 und 0,9 µm<sup>3</sup>. Es ist positiv korreliert mit dem Harnstoffgehalt (p<0,01).
- Die Sauerstoffkonzentration lag im Februar bei 100% und nahm dann im Laufe des Jahres auf unter 10% im Bodenwasser ab. Im November 1993 war wieder eine 100% ige Sättigung erreicht. Auch im Laufe des Jahres 1994 kam es zu einem Rückgang des Sauerstoffgehaltes im Bodenwasser. Es kann wiederum von einer starken Untersättigung im Sommer ausgegangen werden. Im November 1994 war das Bodenwasser nur zu 60-70% mit Sauerstoff gesättigt. Die flachste Station zeigt im allgemeinen eine höhere Sauerstoffkonzentration im Vergleich mit den anderen Stationen.

- Harnstoff variiert während des Jahres leicht, liegt jedoch meistens unter  $1,6 \mu\text{mol l}^{-1}$ . Harnstoff nahm in den meisten Wasserproben zum Boden zu. Im Mai 1993 wurden die höchsten, im November 1994 die geringsten Mengen gemessen.
- Im April und November 1994 wurde Sauerstoffzehrung im Bodenwasser gemessen und mit der Zehrung der Sedimentoberfläche verglichen. Die Zehrung im Bodenwasser lag zum Teil um ein vielfaches über der des Sedimentes.

Die Untersuchungen zur partikulären Fracht der BBL lassen folgende Schlüsse zu:

- (1) Die Bodengrenzschicht der Mecklenburger Bucht ist ein kleinskaliges, sehr variables System. Die Zusammensetzung der partikulären Fracht ist bestimmt durch die Menge durch Primärproduktion entstandenen, organischen Materials und die hydrodynamischen Bedingungen.
- (2) Sauerstoffmangel im Sommer wirkt sich auf die Abundanz makrobenthischen Lebens und damit auf deren Resuspensionsleistung aus.
- (3) Die hohe Sauerstoffzehrung des Bodenwassers weist auf eine hohe mikrobielle Aktivität in den Aggregaten hin. Diese Aggregate sind damit ein wichtiger Ort der Kohlenstoffmineralisation.
- (4) Durch die geringe Wassertiefe und kurzen Aufenthaltszeiten des partikulären Materials kommt es in der Mecklenburger Bucht mehr zu Umlagerungen als zu großskaligen Transportprozessen.

In Experimenten wurde das Aggregationsverhalten des partikulären Materials im Bodenwasser aus der Mecklenburger Bucht in Rolltankversuchen untersucht. Folgende Ergebnisse können festgehalten werden:

- In allen Experimentansätzen kam es zu einer Aggregation innerhalb der ersten Stunde. Der Anteil an Chlorophyll steht in Verbindung mit dem Aggregatwachstum. Zwischen 12 und 70% des partikulären Materials aggregierte zu Flocken, die größer als  $150 \mu\text{m}$  waren.
- Bei sehr hohem Anteil partikulären Materials kam es nach der Aggregation wieder zu einer Fragmentation der Flocken.
- Aggregate scheinen organisches Kohlenstoff-Material überproportional anzureichern. Es wurde eine bis zu 20% ige Anreicherung organischen Kohlenstoffes in Relation zum Stickstoff festgestellt.
- Die Sinkgeschwindigkeiten der Aggregate liegen aufgrund des hohen anorganischen Anteils über den Literaturwerten. Es wurden bis zu  $2 \text{ cm s}^{-1}$  gemessen.

Folgende Schlüsse wurden aus den Ergebnissen gezogen:

- (1) Rolltankexperimente eignen sich zur Untersuchung einzelner Parameter, die zur Aggregation führen.

- (2) Die Übertragbarkeit in das Feld ist nur bedingt möglich, da die Aggregation im Rolltank wichtige Faktoren, die im Feld eine wichtige Rolle spielen, wie z.B. Scherung, außer acht lassen.
- (3) Die Qualität der Flocken im Feld und im Labor ist zu vergleichen. Das bedeutet, daß Aggregate auch im Flachwasser einen entscheidenden Anteil am schnellen Transport organischen Kohlenstoffs zum Boden haben.

Im Oktober und November wurde der BWS mit einer Partikelkamera ausgerüstet, die *in situ* Größenanalysen der Aggregate in der BBL ermöglichte. Diese Untersuchung ergab folgende Ergebnisse:

- im November wurde das Ende einer Diatomeenblüte erfaßt. Das führte zu einer starken Aggregation auf allen Stationen. Es wurden bis zu 900 Aggregate pro Liter gezählt.
- Die Strömungsgeschwindigkeit lag zwischen 2 und 12  $\text{cm s}^{-1}$ . Die Größe aber auch die Zahl der Aggregate wurde durch diese Strömungsgeschwindigkeit beeinflußt.
- Höhere Strömung führte durch erhöhte Scherung zu kleineren aber zahlreicheren Aggregaten.

Diese Untersuchungen lassen die Beschreibung von Situationsmustern bezüglich der Aggregation in der Mecklenburger Bucht zu:

- (1) Bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten ( $<15 \text{ cm s}^{-1}$ ) und dem Vorhandensein einer hohen Zahl von sedimentierenden Diatomeen kommt es zu einer starken Aggregatbildung, die Sinkgeschwindigkeit der Phytoplanktonzellen wird erhöht. Beim Eintreten in die BBL werden diese Aggregate durch den Einbau lithogenen Materials schneller. Geringe Dissipationsenergien erreichen kein Fragmentieren der Flocken, sie werden als 'bedload' bodennah transportiert.
- (2) Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten ( $>15 \text{ cm s}^{-1}$ ) kommt es nach dem Eintreten der Flocken in die BBL zu einer Fragmentierung, diese kleinen Flocken werden leichter resuspendiert und können erneut aggregieren.
- (3) Das Fehlen einer ausgeprägten Diatomeenblüte führt nur zur Bildung von instabilen Aggregaten mit einem niedrigen organischen Anteil. Diese Aggregate fragmentieren nach Eintritt in die BBL, werden resuspendiert, können jedoch nur schwer wieder aggregieren. Das führt zu einer Anreicherung partikulären Materials über dem Boden.

## 6 Literatur

- ALLDREDGE AL, 1979 The chemical composition of macroscopic aggregates in two neretic seas. *Limnol Oceanogr* 24: 855-866
- ALLDREDGE AL, COLE JJ, CARONDA 1986 Production of heterotrophic bacteria inhabiting macroscopic organic aggregates marine snow from surface waters. *Limnol Oceanogr* 25: 68-77
- ALLDREDGE AL, GRANATA TC, GOTSCHALK CC, DICKEY TD 1990 The physical strength of marine snow and its implications for particle disaggregation in the ocean. *Limnol Oceanogr* 35: 1415-1428
- ALLDREDGE AL, PASSOW U, LOGAN BE 1993 The abundance and significance of a class of large, transparent organic particles in the ocean. *Deep-Sea Res* 40: 1131-1140
- ALLDREDGE AL, GOTSCHALK C 1988 In situ settling behavior of marine snow *Limnol Oceanogr* 33: 339-351
- ALLDREDGE AL, COX JL 1982 Primary productivity and chemical composition of marine snow in surface waters of the Southern California Bight. *J mar Res* 40: 517-527
- ALLDREDGE AL, MCGILLIVARY P 1991 The attachment probabilities of marine snow and their implications for particle coagulation in the ocean. *Deep-Sea Res* 38: 431-443
- ALLDREDGE AL, COHENY 1987 Can microscale chemical patches persist in the sea? Microelectrode study of marine snow, fecal pellets. *Science* 235: 689-691
- ALLDREDGE AL, GOTSCHALK CC 1989 Direct observations of the flocculation of diatom blooms: characteristics, settling velocities and formation of diatom aggregates. *Deep-Sea Res*, 36: 159-171
- ALLDREDGE AL, SILVER MW 1988 Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progr Oceanogr* 20: 41-82
- ALLDREDGE AL, YOUNGBLUTH MJ 1985 The significance of macroscopic aggregates marine snow as sites for heterotrophic bacterial production in the mesopelagic zone of the subtropical Atlantic. *Deep-Sea Res* 32: 1445-1456
- ALLDREDGE AL, JACKSON GA 1995 Aggregation in marine systems. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems* *Deep-Sea Res Part II*, 43: 34-42
- ALLDREDGE AL, GOTSCHALK CC, PASSOW U, RIEBESELL U 1995 Mass aggregation of diatom blooms: Insight from a mesocosm study. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems* *Deep-Sea Res Part II*, 43: 43-51
- ANDERSIN AB, LASSIG J, PARKKONEN L, SANDLERH 1978 The decline of macrofauna in the deeper parts of the Baltic proper and the Gulf of Finland. *Kieler Meeresforsch Sonderh* 4: 23-52
- ASMUS RM, ASMUS H 1991 Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? *J Exp Mar Biol Ecol* 148: 215-232
- ASPER VL 1987 Measuring the flux and sinking speed of marine snow aggregates. *Deep-Sea Res* 34: 1-17
- AVINIMELECH J, TRÖGER, REED BW 1982 Mutual flocculation of algae and clay: Evidence and implication. *Science* 216: 63-65
- BIDDANDA B 1985 Microbial synthesis of macroparticulate matter. *Mar Ecol Progr Ser* 29: 241-251
- BIDDANDA B 1986 Structure and function of marine microbial aggregates. *Oceanol Acta* 9: 209-211

- BIDDANDA B, POMEROY LR 1988 Microbial aggregation and degradation of phytoplankton-derived detritus in seawater I: Microbial succession. *Mar Ecol Progr Ser* 42: 79-88
- BIDDANDA, B 1988 Microbial aggregation and degradation of phytoplankton-derived detritus in seawater II: Microbial metabolism. *Mar Ecol Progr Ser* 42: 89-95
- BILLET DSM , LAMPITT RS, RICE AL, MANTOURA RFC 1983 Seasonal sedimentation of phytoplankton to the deep-sea benthos. *Nature* 302: 520-522
- BODUNGEN vB 1989 Pelagische Primärproduktion und vertikaler Partikelfluß im Ozean. *Habilitationsschrift Univ Kiel*: 1-156
- BODUNGEN vB, SMETACEK V, TILZER MM, ZEITSCHER B 1986 Primary production and sedimentation during spring in the Antarctic peninsula region. *Deep-Sea Res* 33: 177-194
- BOTHNER MH, PARMENTER CM, MILLIMAN JD 1981 Temporal and spatial variations in suspended matter in continental shelves and slope waters off the north-eastern US. *East Coast Shelf Sci* 13: 213-234
- BRATBAK G, DUNDAS I 1984 Bacterial dry matter content and biomass estimations. *Appl Environm Microbiol* 48: 755-757
- CACCHIONE DA, DRAKE DE 1979 A new instrument system to investigate sediment dynamics on continental shelves. *Mar Geol* 30: 299-312
- CADEE GC 1985 Macroaggregates of *Emiliana huxleyi* in sediment traps. *Mar Ecol Progr Ser* 24: 49-53
- CAREY DA 1983 Particle resuspension in the benthic boundary layer induced by flow around polychaete tubes. *Can J Fish Aquat Sci* 40: 301-308
- COSTELLO DK, CARDER KL, HOU W 1995 Aggregation of a diatom bloom in a mesocosm: Bulk and individual particle optical measurements. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems Deep-Sea Res Part II*, 43: 127-134
- DAM HG, DRAPEAU DT 1995 Coagulation efficiency, organic matter glues and the role of particles during a phytoplankton bloom in a mesocosm study. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems Deep-Sea Res Part II*, 43: 146-161
- DEGENS ET 1979 Carbon in the sea. *Nature*: 279: 192
- DeLONG EF, FRANKS DG, ALLDREDGE AL 1993 Phylogenetic diversity of aggregate-attached vs free-living marine bacterial assemblages. *Limnol Oceanogr* 38: 924-934
- DEMING JW, YAGER PL 1992 Natural bacterial assemblages in deep-sea sediments: Towards a global view. In: ROWE GT (ed) *Deep-Sea food chains and the global carbon cycle*: 11-27 Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers
- DEUSER WG, BREWER PG, JICKELLS TD, COMMEAU FG 1983 Biological control of the removal of abiogenic particles from the surface ocean. *Science* 219: 388-391
- DEUSER WG 1986 Seasonal and interannual variations in deep-water particle flux in the Sargasso Sea and their relation to surface hydrography. *Deep-Sea Res* 33: 225-246
- DIETRICH G, KALLE K, KRAUSS W, SIEDLER G 1975 *Allgemeine Meereskunde*. 3.Auflage Bornträger: Berlin/Stuttgart
- DRAKE DE, CACCHIONE DA 1992 Wave-current interaction in the bottom boundary layer during storm and non-storm conditions: observations and model predictions. *Cont Shelf Res* 12: 1331-1352
- DRONKERS J, van LEUSSEN W 1988 *Physical processes in estuaries*. Heidelberg etc: Springer



- EDBERG N, HOFSTEN BV 1973 Oxygen uptake of bottom sediments studied *in situ* and in the laboratory. *Water Res Pergamon Press* 7: 1285-1294
- EDLER L 1979 Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea-Phytoplankton and Chlorophyll. *BMB Publ* 5: 25-31
- EHLIN U 1981 Hydrology of the Baltic Sea. In: VOIPIO HH (ed): *The Baltic Sea*. Elsevier Oceanogr Series Amsterdam: 24-56
- EISMA D, SCHUHMACHER T, BOEKEL H, VAN HEERWAARDEN H, FRANKEN H, LAAN M, VAARS T, F EIJGENRAAM, KALF J 1990 A camera and image-analysis system for *in situ* observation of flocs in natural waters. *NethJ Sea Res* 27: 43-56
- EISMA D 1991 Particle Size of Suspended Matter in Estuaries. *Geo-Mar Lett* 11: 147-153
- EISMA D, BERNAD P, CADEE G C, ITTEKOT V, KALF J, LAANE R, MARTIN J M, MOOK W G VAN PUT G, SCHUHMACHER T 1991 Suspended-Matter particle size in some West-European Estuaries. Part I: Particle - Size distribution. *Neth J Sea Res* 28: 193-214
- EISMA D, BERNAD P, CADEE G C, ITTEKOT V, KALF J, LAANE R, MARTIN J M, MOOK W G VAN PUT G, SCHUHMACHER T 1991 Suspended-Matter particle size in some West-European Estuaries; Part II: a review on floc formation and break-up. *Neth J f Sea Res* 28: 215-220
- EISMA D, LI A 1993 Changes in suspended-matter floc size during the tidal cycle in the Dollart estuary. *Neth J f Sea Res* 31: 107-117
- EISMA D 1993 *Suspended matter in the aquatic environment*. Heidelberg etc.: Springer
- EISMA D 1986 Flocculation and deflocculation of suspended matter in estuaries. *Neth J Sea Res* 20: 183-199
- EMERSON D, JAHNER, HEGGIE D 1984 Sediment-water exchange in shallow water estuarine sediments. *J Mar Res* 42: 709-730
- FENNEL W, STURM M 1992 Dynamics of the western Baltic. *J Mar Syst*: 183-205
- FENNESSY MJ, DYER KR, HUNTLEY DA 1994 INSSEV: An instrument to measure size and settling velocity of flocs *in situ*. *Mar Geol* 117: 107-117
- FINDLAY RH, TRIXLER MB, GUCKERT JB, WHITE DC 1990 Laboratory study of disturbance in marine sediments: response of a microbial community. *Mar Ecol Prog Ser* 62: 121-130
- FRANZ H 1989 Ocean turbulence. Basic features and classification. In: Sündermann J (ed) *Landholt-Börnstein. Zahlenwerk und Funktionen aus Naturwissenschaft und Technik*. Neue Ser Gruppe V, Bd 3b, *Ozeanographic*: 151-210. Berlin etc: Springer
- FRIEDRICHS CT, WRIGHT LD 1995 Resonant internal waves and their role in transport and accumulation of fine sediment in Eckernförde Bight, Baltic Sea. *Cont Shelf Res* 15: 1697-1721
- GIBBS RJ 1981 Floc breakage by pumps *J Sediment Petrol* 51: 670-672
- GIBBS RJ 1985 Estuarine flocs: Their size, settling velocity and density *J Geophys Res* 90: 3249-3251
- GIBBS RJ, KONWAR LN 1983 Sampling of mineral flocs using Niskin bottles. *Environ Sci Technol* 17: 374-375
- GORSKY G, FISHER NS, FOWLER SW 1983 Biogenetic debris from the pelagic tunicate *Oikopleura dioica*, and its role in the vertical transport of transuranium element. *Est Coast Shelf Sci* 18: 13-23
- GRAF G, BENGTON U, DIESNER U, THEEDE H 1982 Benthic response to sedimentation of a spring bloom; process and budget *Mar Biol* 67: 201-208
- GRAF G 1987 Benthic energy flow during a simulated autumn bloom sedimentation. *Mar Ecol Progr Ser* 39: 23-29

- GRAF G 1992 Benthic pelagic coupling. A benthic review. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 30: 1-23
- GRASSHOFF K 1976 *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim
- GUST G 1989 The benthic boundary layer. In: Sündermann J (ed) *Landholt-Börnstein. Zahlenwerk und Funktionen aus Naturwissenschaft und technik*. Neue Ser Gruppe V, Bd 3b, *Ozeanographie*: 345-398. Berlin etc: Springer
- HARGRAVE BT 1977 Benthic communities. In: PARSON A, TAKAHISHI M, HARGRAVE B (eds) *Biological Oceanography processes*: 176-264, Oxford: Pergamon
- HELCOM 1990: GERLACH S (Hrsg) *Berichte zur Umwelt der Ostsee Nr 35B; Zweite Fortschreibung der Bewertung des Zustandes der Ostsee*
- HILL PS, NOWELL ARM 1990 The potential role of large, fast sinking particles in clearing nepheloid layers. *Phil Trans Roy Soc London A* 331: 103-117
- HOBBIE JE, DALEY JR, JASPER S 1977 Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl Environ Microbiol*, 33: 1225-1228
- HOLM-HANSEN O, LORENZEN CJ, HOLMES RW, STRICKLAND JHD 1965 Fluorometric determination of chlorophyll. *J Cons Perm Int Expl Mer* 30: 3-15
- HONJO S 1982 Deep advective transport of lithogenic particles in Panama Basin. *Science*, 216: 516-518
- HONJO S, DOHERTY KW, AGRAWAL YC, ASPER VL 1984 Direct optical assessment of large amorphous aggregates marine snow in the deep ocean. *Deep-Sea Res* 31: 67-76
- HOPE HG 1983 Significance of exocellular activities in the ecology of brackish waters: measurements of activity by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar Ecol Progr Ser* 11: 299-308
- HUETTEL M, GUST G 1992 Solute release mechanisms from confined sediment cores in stirred benthic chambers and flume flows. *Mar Ecol Progr Ser* 82: 187-197
- HUNT JR 1986 Aggregate break-up by fluid shear. In: METHA AJ (ed) *Estuarine cohesive sediment dynamics*. Heidelberg etc: Springer: 85-109
- IRMISCH A 1991 Investigations on the urea uptake by phytoplankton in the Baltic Sea. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 19: 39-44
- JACKSON GA 1990 A model of the formation of marine algal flocs by physical coagulation processes. *Deep-Sea Res* 37: 1197-1211
- JACKSON GA 1994 Particle trajectories in a rotating cylinder: implications for aggregation incubations. *Deep-Sea Res* 41: 429-437
- JACKSON GA 1995 TEP and coagulation during a mesocosm experiment. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems Deep-Sea Res Part II*, 43: 89-102
- JEWSON DH, RIPPEY BH, GILMORE KW 1981 Loss rates from sedimentation, parasitism and grazing during the growth, nutrient limitation and dormancy of a diatom crop. *Limnol Oceanogr* 26: 1045-1056
- JOHNSON BD, KRANCK K, MUSCHENHEIM DK 1990 Physico-chemical factors in particle aggregation. In: WOTTON RS (ed) *The biology of particles in aquatic systems* CRC Press: 57-83
- JUMARS PA 1993 *Concepts in Biological Oceanography. An interdisciplinary Primer*. Oxford University Press
- JUMARS PA, NOWELL ARM 1984 Effects of benthos on sediment transport: difficulties with functional grouping. *Cont Shelf Res* 3:115-130

- JUMARS PA, DEMING JW, HILL PS, KARP-BOSS L, YAGER PL, DADE WB 1993 Physical constraints on marine osmotrophy in an optimal foraging context. *Mar Microb Food Webs* 7: 121-159
- KERSTEN M, THOMSEN S, PRIEBSCH W, GARBE-SCHÖNBERG CD (subm) Particle residence times quantifies from  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  disequilibrium in coastal waters of the Mecklenburg Bight .
- KINEKE GC, STERNBERG RW 1989 The effect of particle settling velocity on computed suspended sediment concentration profiles. *Mar Geol* 90: 159-174
- KIØRBOE T, ANDERSEN KP, DAM HG 1990 Coagulation efficiency and aggregate formation in marine phytoplankton. *Mar Biol* 107: 235-245
- KOROLEFF W 1976 Determination of urea in seawater In: GRASSHOFF K (ed) 1976 *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim
- KRANCK K, MILLIGAN TG 1985 The role of flocculation in the filtering of particulate matter in estuaries. In: KENNEDY VS (ed) *The estuarine as a filter*. Academic press New York:159-175
- KRANCK K, MILLIGAN TG 1988 Macroflocs from diatoms: in situ photography of particles in Bedford Basin, Nova Scotia. *Mar Ecol Prog Ser* 44: 183-189
- LAMPITT RS 1985 Evidence for the seasonal deposition of detritus to the deep sea floor and its subsequent resuspension. *Deep-Sea Res* 32: 885-897
- LASS UH, SCHWABE R, MATTHÄUS W, FRANKE E 1987 Zur Dynamik des Wasseraustausches zwischen Ost- und Nordsee. *Beitr Meeresk* 56: 27-51
- LAZIER JRN, MANN KH 1989 Turbulence and the diffusive layers around small organisms. *Deep-Sea Res* 36: 1721-1733
- LENZ J 1971 Zur Methode der Sestonbestimmung. *Kieler Meeresforsch* 27: 180-193
- LENZ J 1992 Microbial loop, microbial food web and classical food chain: Their significance in pelagic marine ecosystems. *Arch Hydrobiol Beih* 37: 265-278
- LICK W, LICK J, ZIEGLER CK 1992 Flocculation and its effect on the vertical transport of fine-grained sediments. *Hydrobiologia* 235/236: 1-16
- LINLEY EAS, NEWELL RS 1984 Estimates of bacterial growth yields based on plant detritus. *Bull Mar Sci* 35: 409-425
- LOGAN BE, ALLDREDGE AL 1989 Potential for increased nutrient uptake by flocculating diatoms *Mar Biol* 101: 443-450
- LOGAN BE, WILKINSON DB 1990 Fractal geometry of marine snow and other biological aggregates. *Limnol Oceanogr* 35: 130-136
- LOGAN BE, PASSOW U, ALLDREDGE AL, GROSSART HP, SIMON M 1995 Rapid formation and sedimentation of large aggregates is predictable from coagulation rates half lives of transparent exopolymer particles TEP In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems Deep-Sea Res Part II*, 43: 203-215
- McCAVE IN 1972 Transport and escape of fine grained sediment from shelf areas In: SWIFT DJP, DUANE BP, PILKEY OH (eds) *Shelf sediment transport, process and pattern*. Dowden, Hutchinson and Ross, 225-248
- McCAVE IN 1975 Vertical flux of particles in the ocean. *Deep-Sea Res* 22: 491-502
- McCAVE IN 1983 Particulate size spectra, behavior and origin of nepheloid-layers over the Nova Scotian continental rise. *J Geophys Res* 88: 7647-7666
- McCAVE IN 1984 Size spectra and aggregation of suspended particles in the deep ocean. *Deep-Sea Res* 31: 329-352

- MacINTYRE S, ALLDREDGE AL, GOTSCHALK CC 1995 Accumulation of marine snow at density discontinuities in the water column. *Limnol Oceanogr* 40: 449-468
- MALDINEY MA, MOUCHEL JM 1995 In situ video recording of suspended flocs. In: In situ measurements of suspended matter particle size and settling velocity - A 'state of the art' report Unpublished manuscript, produced at the NIOZ, Texel, under supervision of EISMA D.
- MALLE K-G 1992 Die Wasserqualität der Ostsee. *Spektrum der Wissenschaft* 2, 95-124
- MANN KH, LAZIER JRN 1991 Dynamics of marine ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Boston
- MARSHALL KC 1984 Microbial adhesion and aggregation In: MARSHALL KC (ed) Report of the Dahlem workshop on microbial adhesion and aggregation. Heidelberg etc: Springer
- MARSHALL KC 1985 Mechanisms of bacterial adhesion at solid water interfaces In: SAVAGE DC, FLETCHER M (eds) Plenum Press, New York, 133-161
- MEYER-REIL LA 1978 Autoradiography and epifluorescence microscopy combined for the determination of number and spectrum of activity metabolizing bacteria in natural waters. *Appl Environ Microbiol* 36: 506-512
- MILLIGAN TG 1995 An examination of the settling behavior of a flocculated suspension. *Neth J Sea Res* 33: 163-171
- MILLIMAN JD 1974 Marine Carbonates. Heidelberg etc: Springer
- MOORE WS, BOLIN B 1986 The oceans, carbon dioxide, and global climatic change. *Oceanus* 29: 9-15
- MOPPER K, ZHOU J, SRI RAMANA K, PASSOW U, DAM HG, DRAPEAU DT 1995 The role of surface-active carbohydrates in the flocculation of a diatom bloom in a mesocosm In: MILLIMAN JD (ed) Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems. *Deep-Sea Res Part II*, 43: 123-143
- MUSCHENHEIM DK, GRANT J, MILLS EL 1986 Flumes for benthic ecologists: theory, construction and practice. *Mar Ecol Progr Ser* 28: 185-196
- MUSCHENHEIM DK 1987 The dynamics of near-bed seston flux and suspension-feeding benthos. *J Mar Res* 45: 473-496
- MUSCHENHEIM DK 1987 The role of hydrodynamic sorting of seston in the nutrition of a benthic suspension feeder, *Spio setosa* Polychaeta:Spionidae. *Biol Oceanogr* 4: 265-288
- MUSCHENHEIM DK, KEPKAY PE, KRANK K 1989 Microbial growth in turbulent suspension and its relation to marine aggregate formation. *Neth J Sea Res* 23: 283-292
- NEHRING D 1985 Langzeitveränderungen essentieller Nährstoffe in der zentralen Ostsee. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 13: 591-609
- NEHRING D 1990 Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee von 1979 bis 1988 - ein Vergleich. *Meereswiss Ber Inst Meereskunde* No 2: 1-65
- NEWELL BS, MORGAN B, CUNDY J 1967 The determination of urea in seawater. *J Mar Res* 25: 201-202
- NOJI T, ESTEP K, MacINTYRE F, NORRBIN F 1990 Image- analyses of fecal material grazed upon by three species of copepod. Evidence for coprophagy, coprophagy and decomposition. *J Mar Biol Ass* 71: 465-480
- NOVITSKY JA 1983 Heterotrophic activity throughout a vertical profile of seawater and sediment in Halifax Harbour, Canada. *Appl Environ Microbiol* 45: 1753-1760
- NOWELL Arm, JUMARS PA 1987 Flow environments of aquatic benthos. *Ann Rev Ecol Syst* 15: 303-328

- PASSOW U, LOGAN BE, ALLDREDGE AL 1994 The role of particulate carbohydrate exudates in the flocculation of diatom blooms. *Deep-Sea Res* 41: 335-357
- PASSOW U, ALLDREDGE AL 1994 Distribution, size and bacterial colonisation of transparent exopolymere particles TEP in the ocean. *Mar Ecol Progr Ser* 133:185-198
- PASSOW U, ALLDREDGE AL 1995 Aggregation of a diatom bloom in a mesocosm: The role of transparent exopolymere particles TEP. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems*. *Deep-Sea Res Part II*, 43: 144-165
- PEJRUP R, EDELVANGD 1995 In situ measurements of suspended matter particle size and settling velocity - A 'state of the art' report Unpublished manuscript, produced at the NIOZ, Texel, under supervision of EISMA D
- PEINERT RA, SAURE R, STEGMANN P, STIENEN C, HAARDT H, SMETACEK V 1982 Dynamics of primary produktion and sedimentation in a coastal ecosystem. *Neth J Sea Res* 16: 276-289
- PINED JP 1973 Aspects of the organic chemistry of sea Water II: Distribution of urea in Southampton Waters M Phil Dissertation, Univ Of Southampton: 1-134
- PORTER KG, FEIG YG 1980 The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol Oceanogr* 25: 943-948
- PRUFERT-BEBOUT L 1993 Microscale measurements in aggregates. *App Environm Biol* 59: 1367-1375
- PURCELL EM 1977 Life at low Reynolds numbers . *Am J Phys* 45 : 3-11
- RELAXANS JC, DEMING JW, DINET A, GAILLARD JF, SIBUET M 1994 Sedimentary organic matter and micro-meiobenthos with relation to tropic conditions in the tropical noRtheast Atlantic during EUMELI 3 cruise. *Deep-Sea Res* 45: 32-51
- REMSEN G, CARPENTER EJ, SCHROEDER BW 1974 The role of urea in marine microbial ecology. In: COLWELL RR, MORITA RY (eds) *Effect of the ocean environment on microbial activities Heidelberg etc*. Springer: 286-304
- RIEBESELL U 1991 Particle aggregation during a diatom bloom. II Biological aspects. *Mar Ecol Progr Ser* 69: 281-291
- RIEBESELL U 1991 Particle aggregation during a diatom bloom. I Physical aspect. *Mar Ecol Prog Ser* 69: 273-280
- RIEBESELL U 1992 The formation of large marine snow and its sustained residence in surface waters . *Limnol Oceanogr* 37: 63-76
- RILEY GA 1963 Organic aggregates in seawater and the dynamics of their formation and utilisation. *Limnol Oceanogr* 8: 372-381
- RITZRAU W 1990 Methodische Ansätze zur Bearbeitung von bodennahen Trübezonen. *Ber SFB 313 Nr 27*: 1-79
- RITZRAU W, GRAFG 1992 Increase of microbial biomass in the benthic turbidity zone of Kiel Bight after resuspension by a storm event. *Limnol Oceanogr* 37: 1081-1086
- RITZRAU W 1994 Labor-und Felduntersuchungen zur heterotrophen Aktivität in der Bodennepheloidschicht *Ber SFB 131 Nr 47*: 1-83
- ROUSE H 1937 Modern conception of mechanics of tubulence. *Trans Am Soc Civ Eng* 102: 436-505
- SCHMAGER C 1988 Der Einfluß rasenbildender Spioniden auf den Stoffaustausch am Meeresboden . *Diplomarbeit IFM Kiel*: 1-129

- SHANKS AL, TRENT JD 1979 Marine snow: Microscale nutrient patches. *Limnol Oceanogr* 24: 850-854
- SHANKS L, EDMONDSON EW 1989 Laboratory-made artificial marine snow: a biological model of the real thing. *Mar Biol* 101: 463-470
- SHELDON RW, EVELYN TPT, PARSONS TR 1967 On the occurrence and formation of small particles in seawater. *Limnol Oceanogr* 12: 367-375
- SHELDON RW, PRAKASH W, SUTCLIFFE WH 1972 The size distribution of particles in the ocean. *Limnol Oceanogr* 17: 327-340
- SHI CA, DORON NDN 1993 The splitting of eddies along boundaries. *J mar Res* 51: 771-795
- SILVER MW, SHANKS AL, TRENT JD 1978 Marine snow: Microplankton habitat and source of small-scale patchiness in pelagic populations. *Science* 201: 371-373
- SIMON M, ALLDREDGE AL, AZAM F 1990 Bacterial carbon dynamics on marine snow. *Mar Ecol Prog Ser* 65: 205-211
- SMETACEK V 1980 Annual cycle of Sedimentation in relation to plankton ecology in Western Kiel Bight. *Ophelia Suppl* 1: 65-76
- SMETACEK V 1985 Role of sinking in diatom life history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. *MarEcol* 84: 239-251
- SMETACEK V, BODUNGEN vB, KNOPPERS B, PEINERT R, POLLEHENE F, STEGMAN P, ZEITSCHER B 1984 Seasonal stages characterizing the annual cycle of an inshore pelagic system. *Rapp P-V Reun Cons Int Explor Mer* 183: 126-135
- SMITH DC, STEWARD GF, LONG RA, AZAM F 1995 Bacterial mediation of carbon fluxes during a diatom bloom in a mesocosm. In: MILLIMAN JD (ed) *Topical studies in Oceanography: Aggregation in marine systems. Deep-Sea Res Part II*, 43: 234-243
- SOLOVIEV AV, VERSHINSKY NV, BEZVERCHNII A 1988 Small-scale turbulence measurements in the thin surface layer of the ocean. *Deep-Sea Res* 35: 1859-1874
- STERNBERG RW, JOHNSON RV, CACCHIONE DA, DRAKE DE 1986 An instrument system for monitoring and sampling suspended sediment in the benthic boundary layer. *Mar Geol* 71: 187-199
- STOLZENBACH KD, NEWMAN A, WONG CS 1992 Aggregation of fine particles at the sediment-water interface. *J Geophys Res* 97: 17,889-17,898
- STOLZENBACH KD 1993 Scavenging of small particles by fast-sinking porous aggregates. *Deep-Sea Res* 40: 359-369
- STOLZENBACH KD, ELIMELECH M 1994 The effect of particle density on collisions between sinking particles: implications for particle aggregation in the ocean. *Deep-Sea Res* 41: 469-483
- TAGUCHI S 1982 Seasonal study of fecal pellets and discarded houses of appendicularian in a subtropical inlet, Kaneohe Bay, Hawaii. *Est Coast Shelf Sci* 14: 545-555
- THOMSEN L 1991 Treatment and splitting of samples for bacteria and meiofauna biomass determinations by means of semiautomatic image analysis system. *Mar Ecol Progr Ser* 71: 301-306
- THOMSEN L 1993 Untersuchungen zur Boden nepheloidschicht am westlichen Barent See Kontinentalhang. *Ber SFB* 313: 1-79
- THOMSEN L, GRAF G 1994 Boundary layer characteristics of the continental margin of the western Barent Sea. *Oceanol Acta* 17: 597-607
- THOMSEN L, GRAF G, MARTENS V, STEEN E 1994 An instrument for sampling water from the benthic boundary layer. *Cont Shelf Res* 14: 871-882

- THOMSEN L, GRAF G, JUTERZENKA vK, WITTE U 1995 An *in situ* experiment to investigate the depletion of seston above an interface feeder field on the continental shelf of the Barent Sea. *Mar Ecol Progr Ser* 123: 295-300
- THOMSEN L, JÄHMLICH S, RITZRAU W, WANNER S, SPRINGER B, FRIEDRICHS M, GRAF G (subm) An instrument for aggregate studies in the benthic boundary layer
- TRENT JD, SHANKS AL, SILVER MW 1978 In situ and laboratory measurements on macroscopic aggregates in Monterey Bay, California. *Limnol Oceanogr* 23: 626-635
- TURLEY BC 1980 Distribution and biodegradation of urea in coastal waters. PhD Thesis Univ Of Wales: 1-114
- TURLEY BC 1985 Biological studies in the vicinity of a shallow-sea tidal mixing front IV Seasonal and spatial distribution of urea and its uptake by phytoplankton, *Phil Trans Soc Lond* B310, 471-500
- TURLEY BC 1986 Urea uptake by phytoplankton at different fronts and associated stratified and mixed waters on the European Shelf. *Brit Phycol J* 21: 225-238
- VOIPO HH 1981 The Baltic Sea. *Oceanography Series* 30: 1-437
- VOLK T, HOFFERT MI 1985 Ocean carbon pumps: analyses of relative strength and efficiencies in ocean driven atmospheric CO<sub>2</sub> changes In: SUNDQUIST ET, BROECKER ES (eds) *The carbon cycle and atmospheric CO<sub>2</sub>: Natural variations archaen to present*. *Am Geophysic Monogr* 32: 88-110
- WALSH ID, GARDENER WD 1992 A comparison of aggregate profiles with sediment trap fluxes. *Deep-Sea Res* in press
- WANNER S 1995 Aggregate in der Bodennepheloidschicht. Diplomarbeit Univ Kiel: 1-103
- WARD GM, WARD AK, DAHM CN, AUMEN NG 1990 Origin and formation of organic and inorganic particles in aquatic systems. In: WOTTON RS (ed) *The biology of particles in aquatic systems* CRC Press: 27-57
- WEFER G, BALZER W, BODUNGEN vB, SUESS E 1987 Biogenic carbonates in temperate and subtropical environments: production and accumulation, saturation state and stable isotope composition. In: RUMOHR, J, WAGNER E, ZEITSCHER B (eds) *Lecture notes on coastal and estuarine studies* Vol 13, *Seawater-sediment interactions in coastal waters* An interdisciplinary approach, Heidelberg etc: Springer: 263-302
- WELLS JT, SHANKS AL 1987 Observations and geologic significance of marine snow in a shallow water, partially enclosed marine embayment. *J geophys Res* 92: 13185-13190
- WULFF F, RAHM L 1988 Optimising the Baltic sampling program: The effects of using different stations in calculation of total amount of nutrients. *Beitr Meeresk* 60: 61-66
- WULFF F, FLYG C, FOBERG M, HANSSON S, JOHANSSON S, KAUTSKY H, KLINTBERG T, SAMBERG K, SKÄRLUND K, SÖRLIN T, WIDBOM D 1977 *Ekologiska undersökningar i Luleå skärgård 1976 Slutrapport till statens Naturvårdsverk*
- YOUNG RA, SOUTHARD JB 1978 Erosion of fine-grained marine sediments: seafloor and laboratory experiments. *Bull Geol Soc Am* 89: 663-672
- ZIEBIS W 1991 Experimente zur Deposition und Partikelresuspension mariner Evertibraten in einem Strömungskanal. *Ber SFB* 313 No 17: 1-123

Tab. 7.1.: Zusammenstellung der Rohdaten aus den Bodenwasserschöpferuntersuchungen im Februar 1993

Station	Höhe ii. Grund in cm	TPM in mg <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	TCM in mg <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	Chlor. Äquiv. in µg <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	POC in mg <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	PON in mg <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	C:N	Bakt. Abund. ml <sup>3</sup> x10 <sup>5</sup>	Bakt. Vol in µm <sup>3</sup>	mg BOC <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	POC: TPM in %	BOC: POC in %	O <sub>2</sub> in µmoll <sup>l</sup> - <sup>1</sup>	Urea in µmoll <sup>l</sup> - <sup>1</sup>
12	500	4,61	,99	1,00	304	,023	13	6,7	,15	,023	7	8	365	247
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
12.a	500	3,77	,90	2,18	366	,049	7	3,0	,16	,011	10	3	312	375
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
12.c	500	9,54	1,56	1,43	380	,050	8	7,9	,18	,032	4	8	237	,158
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
23	500	5,44	1,02	2,54	333	,038	9	4,4	,23	,022	6	7	342	,973
	40	7,51	1,37	3,57	223	,026	8	8,0	,26	,046	3	21	343	,515
	20	6,57	1,12	3,48	206	,013	16	6,6	,25	,036	3	18	343	,247
	10	4,99	,99	3,50	109	,007	16	1,9	,29	,012	2	11	341	,349
	5	5,23	1,32	4,60	,090	,009	10	8,5	,28	,051	1	57	342	,362
23.a	500	5,23	1,24	2,27	216	,043	8	2,4	,20	,010	4	5	344	,680
	40	5,39	1,12	1,98	345	,040	8	4,5	,19	,019	6	5	340	,540
	20	5,19	1,02	2,48	300	,037	8	3,6	,16	,013	6	4	337	,540
	10	5,60	1,33	2,55	285	,037	8	7,3	,17	,026	5	9	337	,400
	5	8,84	3,26	2,83	,168	,020	8	3,9	,22	,019	2	11	334	,349
23.c	500	5,13	2,02	3,66	,130	,007	19	4,0	,27	,023	3	18	332	,515
	40	8,94	3,27	2,29	nd	nd	nd	1,1	,23	,006	nd	nd	332	,706
	20	5,03	1,99	1,46	nd	nd	nd	1,8	,27	,011	nd	nd	331	,438
	10	4,74	,90	2,01	nd	nd	nd	1,7	,22	,008	nd	nd	334	,655
	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	7,2	,29	,046	nd	nd	335	,349



Tab. 7.2.: Zusammenstellung der Rohdaten aus den Bodenwasserschöpferuntersuchungen im Mai 1993

Station	Höhe ü. Grund In cm	TPM in mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	TCM in mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	Chlor. Äquiv. in µg <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	POC in mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	PON in mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	C:N	Bakt. Abund. ml <sup>l</sup> x10 <sup>5</sup>	Bakt. Vol in µm <sup>3</sup>	mg BOC <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	POC: TPM in %	BOC: POC in %	O <sub>2</sub> in µmoll <sup>l</sup> <sup>-1</sup>	Urea in µmoll <sup>l</sup> <sup>-1</sup>
12	500	2,66	0,78	0,35	0,185	0,016	12	4,95	0,28	0,030	7	16,5	347	0,994
	40	2,74	0,71	0,36	0,299	0,032	9	5,56	0,32	0,039	10,9	12,9	327	0,610
	20	3,67	0,87	0,39	nd.	nd.	nd.	4,07	0,95	0,085	nd.	nd.	330	1,401
	10	5,55	1,17	0,37	0,702	0,075	9	4,68	0,28	0,029	12,6	4,1	333	0,949
	5	6,18	1,01	0,65	0,341	0,028	12	4,63	0,11	0,011	5,5	3,3	332	0,836
12.a	500	2,48	0,43	0,37	0,220	0,021	10	8,79	0,63	0,122	8,9	55,4	385	0,633
	40	2,56	0,55	0,33	0,229	0,018	13	5,96	0,34	0,045	8,9	19,5	333	0,384
	20	2,47	0,56	0,25	0,229	0,021	11	5,85	0,46	0,059	9,3	25,9	337	0,678
	10	3,61	0,66	0,30	0,198	0,012	17	4,76	0,82	0,086	5,5	43,4	332	0,452
	5	7,82	0,59	0,31	0,466	0,041	11	4,30	0,78	0,073	6	15,7	335	0,701
12.c	500	7,27	1,62	0,33	0,180	0,020	9	5,29	0,34	0,040	2,5	22	331	0,384
	40	8,31	1,86	0,37	0,249	0,027	9	4,40	0,16	0,015	3	6	324	0,339
	20	8,14	1,80	0,19	0,191	0,021	9	4,51	0,27	0,027	2,3	14	325	0,856
	10	2,17	0,55	0,19	0,247	0,029	9	4,57	0,25	0,026	11,4	10,4	324	0,746
	5	11,48	1,29	0,61	0,826	0,087	9	4,01	0,35	0,030	7,2	3,7	324	0,565
23	500	8,25	5,83	0,42	0,161	0,027	8	3,18	0,27	0,019	2	11,5	337	0,746
	40	5,69	1,32	0,37	0,240	0,027	9	2,81	0,21	0,013	4,2	5,4	338	0,927
	20	6,21	1,59	0,24	0,193	0,023	8	3,54	0,24	0,019	3,1	9,7	340	0,701
	10	2,52	0,70	0,22	0,195	0,023	8	3,11	0,28	0,019	7,7	9,6	324	0,655
	5	8,45	1,68	0,68	0,512	0,061	8	4,84	0,26	0,028	6,1	5,4	338	0,316
23.a	500	3,05	0,59	0,39	0,243	0,021	12	4,94	0,22	0,024	8	9,8	332	1,365
	40	2,88	0,44	0,39	0,209	0,017	12	5,01	0,27	0,030	7,3	14,2	333	0,836
	20	2,88	0,56	0,36	0,236	0,017	14	4,41	0,22	0,021	8,2	9	333	0,927
	10	8,26	5,81	0,41	0,219	0,015	15	3,97	0,25	0,022	2,7	10	336	0,655
	5	4,48	0,52	0,43	0,257	0,040	6	4,18	0,25	0,023	5,7	8,8	333	0,768
23.c	500	2,42	1,70	0,58	0,193	0,025	8	5,44	0,12	0,014	8	7,4	370	2,124
	40	2,55	2,02	0,31	0,173	0,023	8	5,04	0,12	0,013	6,8	7,7	340	0,746
	20	2,42	1,53	0,27	0,141	0,016	9	4,12	0,12	0,011	5,8	7,7	337	0,678
	10	8,65	5,74	0,26	0,249	0,028	9	4,04	0,17	0,015	2,9	5,9	342	0,655
	5	4,58	0,98	0,49	0,129	0,015	9	4,00	0,12	0,011	2,8	8,2	336	1,198

Tab. 7.3.: Zusammenstellung der Rohdaten aus den Bodenwasserschöpferuntersuchungen im September 1993

Station	Höhe ü. Grund In cm	TPM In mg l <sup>-1</sup>	TCM In mg l <sup>-1</sup>	Chlor. Äquiv. In µg l <sup>-1</sup>	POC In mg l <sup>-1</sup>	PON In mg l <sup>-1</sup>	C:N	Bakt. Abund. ml × 10 <sup>5</sup>	Bakt. Vol In µm <sup>3</sup>	mg BOC l <sup>-1</sup>	POC: TPM In %	BOC: POC In %	O <sub>2</sub> In µmoll l <sup>-1</sup>	Urea In µmoll l <sup>-1</sup>
12	500	7,53	2,62	0,43	,103	,013	8	11,920	,105	,028	1	26,7	265	,209
	40	13,24	3,48	,12	,112	,014	8	7,510	205	,034	1	30,2	181	1,583
	20	11,55	2,88	,55	,135	,017	8	16,910	,100	,037	1	27,6	180	1,478
	10	11,16	3,50	,56	,135	,016	8	12,680	,110	,031	1	22,7	174	,991
	5	10,85	3,30	,64	,148	,016	9	10,060	,120	,027	1	17,9	173	1,130
12.a	500	10,06	2,80	,49	,109	,013	9	11,080	,100	,024	1	22,4	225	1,148
	40	10,82	3,28	,43	,094	,012	8	9,480	,120	,025	1	26,6	201	1,287
	20	10,90	2,94	,38	,080	,010	8	13,170	,070	,020	1	25,4	200	1,426
	10	12,04	2,76	,39	,400	,052	8	14,580	,080	,026	3	6,4	197	1,200
	5	10,48	3,58	,75	,476	,043	11	10,420	206	,047	5	9,9	198	,591
12.c	500	10,41	2,98	,42	,230	,029	8	13,090	295	,085	2	36,9	205	1,443
	40	10,63	2,24	,33	,169	,016	11	14,020	285	,088	2	52,0	223	1,426
	20	9,52	2,70	,46	,109	,009	12	12,110	260	,069	1	63,5	217	1,687
	10	10,43	2,72	,42	,182	,019	10	13,190	,170	,049	1	27,1	217	1,426
	5	7,86	6,55	,81	,219	,023	10	15,990	250	,088	3	40,2	215	1,252
23	500	9,88	3,92	,23	,156	,015	10	2,390	,570	,030	2	19,2	301	1,078
	40	9,70	3,78	,68	,175	,018	10	15,540	310	,106	2	60,6	283	1,600
	20	7,09	3,58	,67	,139	,012	11	13,580	,405	,121	2	87,0	167	1,287
	10	12,36	4,00	,84	,146	,014	11	10,770	398	,094	1	64,6	168	,974
	5	18,41	16,09	,72	,178	,017	11	8,230	225	,041	1	22,9	169	1,670
23.a	500	6,91	1,62	,72	,176	,017	10	18,690	305	,125	3	71,3	188	1,043
	40	10,96	3,74	,79	,142	,013	11	12,620	335	,093	1	65,5	166	,713
	20	8,55	2,94	,71	,165	,015	11	13,110	155	,045	2	27,1	159	,643
	10	9,94	3,18	,84	,163	,016	10	12,680	235	,066	2	40,2	151	1,009
	5	12,71	5,82	,98	,185	,019	10	11,340	265	,066	1	35,7	184	,730
23.c	500	7,00	2,62	1,01	,147	,014	10	9,240	,440	,089	2	60,8	298	,626
	40	9,46	3,22	1,43	,146	,013	11	11,420	300	,075	2	51,6	307	1,061
	20	9,57	3,06	1,48	,175	,014	12	9,670	300	,064	2	36,5	185	,887
	10	8,26	2,94	1,21	,152	,012	12	12,830	290	,082	2	53,9	167	,713
	5	16,02	4,16	3,68	,185	,017	11	9,440	,150	,031	1	16,8	167	,800

Tab. 7.4.: Zusammenstellung der Rohdaten aus den Bodenwasserschöpferuntersuchungen im November 1993

Station	Höhe ü. Grund In cm	TPM in mg l <sup>-1</sup>	TCM in mg l <sup>-1</sup>	Chlor. Äquiv. in µg l <sup>-1</sup>	POC in mg l <sup>-1</sup>	PON in mg l <sup>-1</sup>	C:N	Bakt. Abund. ml x 10 <sup>5</sup>	Bakt. Vol in µm <sup>3</sup>	mg BOC l <sup>-1</sup>	POC: TPM in %	BOC: POC in %	O <sub>2</sub> in µmoll l <sup>-1</sup>	Urea in µmoll l <sup>-1</sup>
12	500	521	185	149	460	070	6	6,7	18	027	9	6	n.d.	908
	40	12,56	3,45	51	210	027	8	5,9	24	031	2	15	n.d.	1816
	20	n.d.	n.d.	33	n.d.	n.d.	n.d.	9,3	19	039	n.d.	n.d.	n.d.	389
	10	n.d.	n.d.	86	n.d.	n.d.	n.d.	6,6	16	023	n.d.	n.d.	n.d.	303
	5	n.d.	n.d.	102	220	027	8	7,1	26	040	n.d.	18	n.d.	951
12.a	500	380	56	33	350	051	7	8,8	13	025	9	7	12	1,535
	40	n.d.	n.d.	28	n.d.	n.d.	n.d.	7,8	17	028	n.d.	n.d.	10	1,016
	20	621	124	24	270	050	5	5,3	14	016	4	4	4	1,061
	10	76,60	23,58	32	160	023	7	13,8	22	067	2	42	5	497
	5	9,08	3,57	1,52	1,000	122	023	8	13,6	16	048	10	1	1,449
12.c	500	680	1,59	1,18	230	036	7	2,6	17	009	3	4	5	1,151
	40	5,58	1,36	26	130	023	5	7,3	15	024	2	19	5	1,151
	20	4,10	1,03	29	120	022	5	4,8	17	017	3	15	7	2,259
	10	4,56	1,11	2,60	110	017	6	1,4	20	006	2	6	33	1,730
	5	5,27	2,05	3,12	110	015	n.d.	4,5	38	038	2	2	6	7,78
23	500	433	90	3,60	430	065	7	13,0	18	051	10	12	40	2,032
	40	5,13	1,27	1,52	290	056	5	9,6	18	038	6	13	16	3,68
	20	5,92	1,60	1,64	380	086	4	6,7	21	031	5	8	22	3,46
	10	5,32	1,46	1,65	250	048	5	8,0	21	037	5	15	45	0,065
	5	5,59	1,99	1,33	290	063	5	4,3	20	019	5	7	15	0,065
23.a	500	491	57	36	310	051	6	17,1	35	132	6	42	74	1,173
	40	5,88	99	36	230	033	7	5,1	38	042	4	18	0	3,03
	20	5,59	1,00	33	240	036	7	3,3	30	022	4	9	0	5,19
	10	5,80	1,23	4,89	1,900	244	8	9,8	20	043	6	2	15	3,42
	5	6,10	2,78	4,90	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	n.d.
23.c	500	3,58	24	2,99	320	054	6	6,4	13	018	9	6	82	389
	40	3,89	1,02	2,08	n.d.	n.d.	n.d.	15,4	25	085	n.d.	n.d.	0	7,35
	20	4,72	1,24	1,75	270	047	6	15,6	26	088	6	32	30	4,54
	10	4,79	1,90	4,18	500	099	6	14,5	17	054	10	11	17	3,46
	5	4,43	1,98	4,89	n.d.	n.d.	n.d.	5,8	22	028	n.d.	n.d.	36	5,41





Tab. 7.7.: Zusammenstellung der Rohdaten aus den Bodenwasserschöpferuntersuchungen im November 1994

Station	Höhe ü. Grund	TPM in mg l <sup>-1</sup>	TCM in mg l <sup>-1</sup>	Chlor. Äquiv. in µg l <sup>-1</sup>	POC in mg l <sup>-1</sup>	PON in mg l <sup>-1</sup>	C:N	Bakt. Abund. ml <sup>-1</sup> × 10 <sup>5</sup>	Bakt. Vol in µm <sup>3</sup>	mg BOC l <sup>-1</sup>	POC: TPM in %	BOC: POC in %	O <sub>2</sub> in µmol l <sup>-1</sup>	Urea in µmol l <sup>-1</sup>
12	500	6,83	1,26	2,69	205	,026	8	5,64	,098	,012	3	6	266	,198
	40	13,26	2,30	2,21	,455	,058	8	9,51	,077	,016	3	4	213	204
	20	12,70	2,28	1,71	,550	,085	6	10,24	,088	,020	4	4	210	,186
	10	13,57	2,32	2,17	,504	,061	8	9,63	,037	,008	4	2	213	,258
	5	37,87	5,67	4,01	1,976	,235	8	15,38	,123	,042	5	2	208	,258
12.a	500	5,69	1,10	3,59	358	,051	7	2,34	,054	,003	6	1	258	,348
	40	13,38	2,44	1,96	,499	,066	8	6,23	,954	,131	4	26	219	,192
	20	11,42	2,00	1,68	,763	,098	8	8,56	,893	,168	7	22	227	246
	10	19,71	3,36	2,27	1,865	,225	8	7,36	,154	,025	9	1	224	240
	5	31,72	9,55	6,58	,946	,117	8	16,38	,123	,044	1	5	221	354
12.c	500	4,90	1,19	3,04	244	,041	6	2,35	,054	,003	5	1	155	,414
	40	10,04	2,07	2,97	,410	,069	6	5,28	,098	,011	4	3	218	,174
	20	9,20	1,88	3,07	,349	,055	6	6,24	,136	,019	4	5	221	210
	10	12,29	2,40	3,53	,452	,065	7	7,63	,138	,023	4	5	215	,168
	5	25,64	4,65	4,92	1,398	,183	8	13,54	,221	,066	5	5	215	210
23	500	5,64	1,21	4,13	274	,046	6	3,96	,187	,016	5	5	214	216
	40	9,68	2,02	4,58	,514	,095	5	6,32	,268	,037	5	7	196	252
	20	12,23	2,84	4,88	,686	,138	5	8,56	,241	,045	6	7	195	228
	10	14,44	3,16	5,08	,559	,114	5	9,24	,168	,034	4	6	198	228
	5	17,27	3,89	8,54	1,137	,194	6	12,61	,225	,062	7	5	192	234
23.a	500	7,09	1,24	4,39	364	,055	6	4,02	,097	,009	5	2	216	,198
	40	10,75	2,00	4,17	,514	,070	6	6,32	,125	,017	4	4	206	204
	20	10,20	2,44	4,82	,452	,097	5	5,22	,185	,021	5	4	201	,192
	10	10,76	2,13	4,73	,452	,070	6	6,93	,337	,051	4	11	207	,198
	5	12,92	2,44	5,13	,550	,044	12	10,24	,306	,069	4	13	202	204
23.c	500	4,84	1,26	4,99	383	,068	6	2,37	,021	,001	8	1	260	234
	40	9,82	2,23	4,02	,313	,049	6	5,61	,096	,012	3	4	260	234
	20	9,95	2,32	3,78	,388	,067	6	5,93	,078	,010	4	3	257	,150
	10	11,10	2,55	3,53	,370	,061	6	7,89	,098	,017	3	5	255	,198
	5	10,17	2,64	3,82	,334	,053	5	8,66	,135	,026	3	8	253	204

# Danksagung

Prof. Dr. Gerhard Graf danke ich für die Betreuung und die Vergabe dieser Arbeit. Die stete Gesprächsbereitschaft und die Gewährung eines wissenschaftlichen Freiraumes hat sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Dr. Laurenz Thomsen verdanke ich die Probennahmegeräte, die unter seiner Federführung entwickelt wurden. Durch viele Ratschläge, Anregungen und Gespräche hat er es oft verstanden, mich zum 'Roten Faden' zurückzuführen.

Barbara Springer für die gute Zusammenarbeit im Institut und während der Fahrten. Ihr gutes Zureden brachte „unseren kleinen Freund“ dazu, sein Bestes zu Geben.

Andreas, Jarmila, Susanne T., Susanne W., Wolfgang P., Wolfgang K., Silke und Juliane danke ich dafür, daß sie, insbesondere in der Zeit, in der ich durch die Geburt meiner Tochter ausfiel, meine Arbeit auf den Schiffen mit übernommen haben und dadurch eine durchgehende Probennahme ermöglichten.

Ich möchte mich weiterhin bedanken bei:

Wolfgang Queisser für die stete Bereitschaft, psychologische Hilfestellung zu leisten und seine Freundschaft

Bettina Dohmeyer für ihre Geduld, mich in die C-N Analysen einzuweisen,

Birgit Franzen und Mario Müller für die Hilfe beim Bakterienmessen und der Auswertung der Videoaufnahmen,

allen Kollegen bei GEOMAR und im SFB 313 für ihre fachübergreifende Gesprächsbereitschaft und Kollegialität,

und dem Bundesministerium für Forschung und Technik, die es mir im Rahmen des Projektes MOST ermöglichten zu promovieren.

Mein Dank gilt meinen Eltern, die mir in jeder Situation Rückhalt boten und mich unterstützt haben. Meinem Vater danke ich besonders für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Der größte Dank gilt jedoch meinem Mann Heiko für seine Geduld und unserer Tochter Hanna für ihre Gegenwart.