ABSCHLUSSBERICHT ANHANG BD2

KFKI-VORHABEN : Verhalten von Schlick und Schwebstoffen in Ästuaren

BMFT-Vorhabennummer : 524-3891-MF 0296 2

Projektleitung

: Dr.-Ing.H.Christiansen

Bearbeitet von

: Dipl.Biol.N.Greiser

1 28432 2+-5



KURATORIUM FÜR FORSCHUNG IM KÜSTENINGENIEURWESEN POSTFACH 44.67 - TEL. (04.31) 385 - 1 2300. KIEL 1

2 1. Jan. 1988

ABSCHLUSSBERICHT ANHANG BD2

KFKI-VORHABEN : Verhalten von Schlick und Schwebstoffen in Ästuaren

BMFT-Vorhabennummer : 524-3891-MF 0296 2

Projektleitung : Dr.-Ing.H.Christiansen

Bearbeitet von

1

: Dipl.Biol.N.Greiser

3328432-5

Zur Dynamik von Schwebstoffen und ihren biologischen Komponenten in der Elbe bei Hamburg

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades des Fachbereichs Biologie der Universität-Hamburg

> vorgelegt von NORBERT GREISER aus Hamburg

Hamburg 1987

Inhalt:

Se	i	te
SC		CC.

1.	Einleitung	1
2.	Material und Methoden	9
2.1.	Probennahme und Aufarbeitung	9
2.2.	Probenbearbeitung	12
2.3.	Laboranalysen	13
2.3.1.	Trockengewicht und Glühverlust	16
2.3.2.	Proteinbestimmung	17
2.3.3.	ATP, Gesamtadenylat, Energy Charge (EC)	18
2.3.4.	Chlorophyll und Phaeopigmente	19
2.3.5.	Ammonium (NH ₄), Nitrit (NO ₂), Nitrat (NO ₃)	20
2.3.6.	Mikroskopische Analyse	21
2.4.	Laborexperimente	23
3.	Ergebnisse	25
3.1.	Selektion der Meßwerte	26
3.2.	Beziehungen zwischen Oberwasser- und Schwebstoffdynamik	31
3.3.	Biogene Einflüsse auf die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik	42
3.3.1.	Zusammenhang zwischen Biomasse und Schwebstoffkonzentration	43
3.3.2.	Veränderungen der Schwebstoffstruktur und -zusammensetzung	50
3.3.2.1.	Biochemische Parameter	52
3.3.2.2.	Fluoreszenzmikroskopische Schwebstoffanalyse	54
3.4.	Ergebnisse der ATP-Messungen an Schwebstoff- mikroflora-Batch-Kulturen	73
3.4.1.	Ableitung des Meßprinzips	75
3.4.2.	Temperatureinfluß auf den Wachstumsverlauf	83
3.5.	Zusammenfassung der Ergebnisse	88
3.5.1.	Modellhafte Beschreibung der jahreszeitlichen Schwebstoffdynamik	92

Seite

4.	Diskussion	105
4.1.	Jahreszeitliche Dominanz unterschiedlicher Schwebstoffpools	110
4.1.1.	Das Phytoplankton	110
4.1.2.	Allochthones Material	115
4.2.	Die Schwebstoffpartikel-Genese: Einflußfaktoren und Prozesse	118
4.2.1.	Adsorption und Koagulation	120-
4.2.2.	Hydrografisch/hydrodynamische Einflußfaktoren	123
4.3.	Mikrobielle Dekomposition von Phytodetritus	127
4.3.1.	Biomasse-Produktion und Dekompositionsverlauf	129
4.3.2.	Mikrobielle Schleimproduktion	137
4.3.3.	Partikelbeschaffenheit und Schwebstoff- konzentration	138
4.4.	Wertung der Kulturexperimente (ATP-Methode)	142
5.	Zusammenfassung und Ausblick	147
6.	Literaturverzeichnis	151

i

1. Einleitung

In den vergangenen dreißig Jahren wurde zunehmend die Bedeutung der suspendierten Substanzen für den Stofftransport in Flüssen, Ästuaren, Küstengewässern und Ozeanen erkannt. So erfolgt z.B. der Nahrungs- und Nährstofftransport in die Tiefsee durch den beständigen Eintrag von Partikeln, die z.T. Größen von über 0,5 mm erreichen können (TRENT 1985). Derartige Makroaggregate wurden von SUZUKI und KATO (1953) in hohen Konzentrationen beobachtet und deshalb als 'marine snow' bezeichnet. Besonders hohe Konzentrationen können z.T. in bestimmten Wassertiefen gemessen werden (SILVER und ALLDREDGE 1981, MC CAVE 1983).

1 -

Die marine-snow-Aggregate stellen nach neueren Erkenntnissen über ihre Entstehung, Zusammensetzung und ihr Sinkverhalten ein wichtiges Bindeglied zwischen der marinen Primärproduktion und der Sekundärproduktion in den aphotischen tieferen Wasserschichten und den benthischen Lebensgemeinschaften dar (GORDON 1970, RILEY 1970, MC CAVE 1975, ALLDREDGE und COX 1982, THIEL 1982, PFANNKUCHE 1985).

Derartige ökologische Zusammenhänge gelten prinzipiell auch für Ästuare. Jedoch üben zusätzlich z.B. die Gezeitenströmungen und die wechselnden Abflußmengen der Flüsse über hydromechanische Prozesse einen bedeutenden Einfluß auf die Partikelzusammensetzung und -konzentration in der Wassersäule aus (LUCHT 1964, GöHREN 1971, PETERS 1978, DYER 1979, DUINKER et al. 1982, CHURCH 1986). Die dadurch hervorgerufene ständige Neu- und Umverteilung der Feststoffe im Ästuar zeigt ihre weitere Bedeutung als geomorphologischer Faktor.

Stellen im marinen Bereich und in stehenden Gewässern

die Phyto- und Zooplankter selbst einen großen Anteil am partikulären Material dar, so werden die Menge und Zusammensetzung der Feststoffe in Flüssen in erster Linie durch die Charakteristik ihres Wassereinzugsgebietes hinsichtlich Geomorphologie, mineralischer Zusammensetzung der terrestrischen Böden und fluviatilen Sedimente sowie Vegetation und Klima bestimmt.

Die jährlich in die Ozeane eingetragenen Feststoffmengen sind regional sehr unterschiedlich. So transportieren allein der Hwang Ho und der Ganges/Brahmaputra 50 % der geschätzten weltweiten jährlichen Feststoff-Fracht, alle nordamerikanischen und europäischen Flüsse zusammen dagegen nur 7 % (MILIMAN 1979). Allein die große Bandbreite der Feststoffkonzentrationen von 10 mg/l (St. Lawrence-River) bis 10.000 mg/l (Hwang Ho) (s. MILIMAN 1979) zeigt. daβ in erster Linie hydrodynamische Prozesse wie Sedimentation und Erosion diesen Feststofftransport bestimmen. Vor allem in den Ästuaren findet ein stetiger jahreszeit- und tideabhängiger Wechsel in der Dominanz von Sedimentation und Erosion statt (NOTHLICH 1972a, CHRISTIANSEN 1974, WELLERSHAUS 1983).

Der ständige Wechsel von Resuspendierungs- und Sedimentationsvorgängen führt lokal zu einem intensiven Materialaustausch zwischen Sediment und Wassersäule. Damit lassen sich genaue Erkenntnisse über die Herkunft und Entstehung der zu einer bestimmten Zeit in der Wassersäule suspendierten Feststoffe nur durch eine parallele Erfassung der hydrodynamischen Prozesse am Beobachtungsort gewinnen.

Vor allem eine lokal auftretende starke Sedimentation partikulärer Substanzen bedeutet z.B. für die Elbe, daß ein erheblicher Aufwand erforderlich ist, um die Schiffbarkeit des Flußlaufes und des Hamburger Hafens ständig durch Unterhaltungsbaggerungen zu gewährleisten.

Schadstoffe Unterbringung dieses durch stark Die belasteten Baggerguts stellt ein zusätzliches Problem dar (CHRISTIANSEN et al. 1982. TENT 1982, FÖRSTNER et Schweb-Diese und andere wichtige mit der 1985). al. stoffproblematik verknüpften Fragen sind in Form einer Übersicht in Abbildung 1.1. dargestellt.



Abbildung 1.1.: Übersicht zu wichtigen mit der Schwebstoffproblematik verknüpften Fragestellungen

Entwicklung gezielter Maβnahmen z.B. zur Verringe-Die Schlickanfalls und der Schadstoffbelastung des rung über die Prozesse genaue Kenntnisse der erfordert und den des Feststofftransportes Schlickbildung, Insbeondere die Bedeutung der Feststoffe. Ursprung

biogener Einflußgrößen ist dabei noch weitgehend unbekannt. Die Tatsache, daß die verschiedenen hydrodynamischen, physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse sich z.T. gegenseitig beeinflussen - aber auch häufig auf unterschiedlichen Zeitskalen ablaufen (WOLLAST und DUINKER 1982) - erfordert zudem gerade beim Studium der 'Feststoffdynamik in Tideästuaren' einen interdisziplinären Forschungsansatz. LUCHT wies bereits 1964 in seiner ausführlichen Abhandlung über die 'Hydrografie des Elbe-Ästuars' auf diese Notwendigkeit

hin. Für ihn bestand die "Ursache für oft nicht vergleichbare Ergebnisse und sehr unterschiedliche Beurteilung des Gewässers im beziehungslosen Nebeneinander der verschiedenen Wissenschaften".

interdisziplinäres Forschungsvorhaben zum umfassen-Ein den Studium des 'Verhaltens von Schlick und Schwebstoffen in Tideästuaren' wurde in den Jahren 1981 bis 1986 realisiert. Dieses bezeichnete Forschungsprojekt führte eine Projektgruppe des Kuratoriums für Forschung im Küsteningenieurswesen (KFKI) unter finanzieller Förderung des Bundesministeriums für Forschung und Technologie (BMFT) durch. Mit Beginn der eigentlichen Meßphase im Bereich der Elbe oberhalb Hamburgs bei Oortkaten im Jahre 1984 begannen dort auch die Untersuchungen zur 'Charakterisierung der biologischen Komponenten der Schwebstoffe in der Elbe und ihres Einflusses auf die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik', deren Ergebnisse die Grundlage dieser Arbeit darstellen. Eine Beschreibung des gesamten Forschungsvorhabens findet sich bei CHRISTIANSEN (1985).

Bereits 1901 berichtet VOLK über den Transport großer Mengen an suspendierten organischen Stoffen (Detritus) in der Oberelbe. Der Schwerpunkt der biologischen Untersuchungen lag in den kommenden Jahren jedoch nie bei der biologischen Analyse der Feststoffkomponenten, sondern bei der Beschreibung der planktischen und benthischen Lebensgemeinschaften, wie sie für die Oberelbe z.B. von KOTHÉ (1961) und GRIMM (1968) durchgeführt wurde.

Bei derartigen Untersuchungen ging es vor allem auch um die Analyse der Auswirkungen der Abwassereinleitungen von Hamburg auf das Flußökosystem bzw. um die saprobielle Einstufung des Elbelaufes (HENTSCHEL 1916, ROY 1937, CASPERS und SCHULZ 1962, NöTHLICH 1972b, TENT 1978, RIEDEL-LORJE 1981).

Ein weiterer biologischer Forschungsschwerpunkt war die ökologische Charakterisierung der Brackwasserzone im Elbmündungsbereich (CASPERS 1958, CASPERS 1959). In einzelnen Arbeiten wurde jedoch auch eine differenzierte Analyse des suspendierten partikulären Materials, von dem die planktischen Organismen lediglich einen Teil darstellen, versucht (THIEL 1923, SCHULZ 1961). THIEL charakterisierte den Schwebstoff in bezug auf seinen Nahrungsgehalt für Sphaereiden (eine bestimmte Muschel-Gattung) und beschrieb den hohen Anteil verwertbarer im Detritus. SCHULZ differenzierte bereits Biomasse Tripton (totes organisches Material) und zwischen Plankton und berichtete von einer hohen Bakterienanzahl auf "Detritus-Brocken".

Aus den zahlreichen mikrobiologischen Arbeiten von RHEINHEIMER (s. 1965, 1977, 1979) geht dagegen ein derartiger enger Zusammenhang zwischen der jährlichen Bakterioplankton- und Feststoffdynamik (soweit diese überhaupt untersucht wurde) nicht hervor.

Differenzierte Beobachtungen über die jahreszeit- und ortsabhängige Feststoffdynamik bezüglich der Zusammenhänge zwischen der Hydrodynamik des Elbe-Ästuars und der Feststoffverteilung und -zusammensetzung finden sich bei NöTHLICH (1972a). Entsprechende Untersuchungen wurden in

- 5 -

der Weser von WELLERSHAUS (1981) durchgeführt. Mit Hilfe von qualitativen und quantitativen Feststoffanalysen konnten wichtige Erkenntnisse über das Transportverhalten und die Herkunft der Feststoffe gewonnen werden. So leitete bereits auch SCHULZ (1961) aus einer mikroskopischen Begutachtung der Feststoffzusammensetzung eine Bestätigung für die von POSTMA und KALLE (1955) aufgestellte Hypothese zur Entstehung der Trübungszone im Elbmündungsgebiet ab.

Ursachen für die bei derartigen Untersuchungen Die festgestellten deutlichen Unterschiede in der Menge und Zusammensetzung der Feststoffe konnten jedoch vor allem im Zusammenhang mit jahreszeitlichen Veränderungen noch nicht vollständig analysiert und verläßlich guantifiziert werden (SCHULZ 1961, NöTHLICH 1972a, HINRICH 1973). So ergaben z.B. für die Elbe bei Hamburg langjährige Messungen der Feststoffkonzentrationen jeweils in den Sommermonaten (CHRISTIANSEN 1985, 1987). Maxima Ergebnisse widersprachen jedoch vergleichbaren Diese im Mündungsgebiet der Elbe (CHRISTIANSEN Messungen 1974); dort lagen die Feststoffkonzentrationen im Winter deutlich höher.

Da sich der bezeichnete Widerspruch nicht aus den hydrographischen Unterschieden der beiden Untersuchungsgebiete ableiten ließ, ist es möglich, daß z.B. biologische Produktionsvorgänge für die erhöhten Feststoffkonzentrationen im Sommer verantwortlich sind.

Diese Hypothèse war u.a. die Grundlage der vorliegenden Arbeit; im einzelnen wurde sie in bezug auf folgende Fragen differenziert und erweitert:

- Besteht trotz der starken Trübung und damit ungünstigen Lichtverhältnisse in der Elbe eine kausale Beziehung zwischen der Feststoffmenge und der Phytoplanktondynamik?
- Ist die heterotrophe mikrobielle Biomassevermehrung

- 7 -

ursächlich an der 'Feststoffproduktion' beteiligt? Finden diese Prozesse vorwiegend an den Feststoffpartikeln oder im freien Wasser statt?

- Inwieweit trägt allochthones Material zum Feststoff-Transport bei?
- Lassen sich die beobachteten Prozesse im Zusammenhang mit der Hydrodynamik des Untersuchungsgebietes, insbesondere der Sedimentations- und Erosionsvorgänge, quantifizieren?

Die Einbindung der biologischen Komponenten in ein vereinfachtes schematisches Modell der Schwebstoffdynamik ist in Abbildung 1.2. entsprechend der o.g. Fragestellungen dargestellt.



Abbildung 1.2.: Systemzusammenhang zwischen den für die Schwebstoffbildung und den Schwebstofftransport wesentlichen Einflußgrößen allochthoner Eintrag, Mikroorganismen, Resuspendierung und Sedimentation

Für die wissenschaftliche Beantwortung dieser Fragen war es notwendig, Parameter zu verwenden, mit denen eine differenzierte Analyse der Struktur, Zusammensetzung und Morphologie der Feststoffe möglich war und zugleich eine verläβliche Quantifizierung des organisch/biogenen

Feststoffanteils erfolgen konnte. Dies gelang durch die Kombination herkömmlicher Feststoffparameter, wie Trockengewicht und Glühverlust, mit biochemischen Summenparametern und einem für die Schwebstoffanalytik weiterentwickelten fluorenszenzmikroskopischen Verfahren.

Auf der Grundlage einer für den untersuchten Elbequerschnitt bei Oortkaten repräsentativen Meßstrategie (s. Abschnitt 2.1.) konnten so erstmals für den oberen Bereich der Elbe wesentliche Kausalbeziehungen in der jahreszeitlichen Schwebstoffdynamik nachgewiesen und quantifiziert werden. Aus diesen Ergebnissen wurden die wichtigsten Einzelprozesse abgeleitet und modellhaft beschrieben.

- 8 -

- 9 -

2. <u>Material und Methoden</u>

Das System 'Schwebstoff-Flocke' stellt einen nicht beschreibbaren Komplex dar, der sich generell aus den Komponenten Mineralstoffe, Detritus, Organismen (Phyto-, Zooplankton, Bakterien, Pilze) und schleimartigen Substanzen (z.B. Ausscheidungen von Bakterien) zusammensetzt. Die Komposition aus diesen Bestandteilen ändert sich mit der Veränderung diverser Umweltbedingungen, und damit gewinnen Faktoren Einfluß auf die Schwebstoffe, die sich mit den Jahreszeiten ändern.

Zum Verständnis der Schwebstoffproblematik muß die Schwebstoffdynamik erfaßt werden, die sich ihrerseits aus der Dynamik der einzelnen Komponenten und ihrer gegenseitigen Einflüsse ergibt.

2.1. Probennahme und Aufarbeitung

1

Aussagekraft biologischer Parameter hängt Die in besonderem Maße von den Randbedingungen der jeweiligen Probennahme ab. So wird über die Wahl des Probenvolumens, des Probennahmeortes und der Probennahmefrequenz entschieden, wie gut die zu untersuchenden Einzelphänomene räumlich und zeitlich aufgelöst werden. Eine korrekte Abschätzung der zeitlichen und räumlichen Inhomogenität des biologischen Probenmaterials ist besonders dann wichtig, wenn die entsprechenden Parameter (über Transportberechnungen) bilanziert werden sollen.

Besondere Anforderungen an eine repräsentative Probennahme ergeben sich aufgrund der komplizierten Hydrodynamik in Tideästuaren. Zumeist kann jedoch aus Zeit- und Kostengründen für die Analyse zahlreicher Parallelproben sowie aufgrund fehlender technischer Voraussetzungen nur auf einzelne Schöpfproben zurückgegriffen werden. Dies bedeutet i.d.R. die Inkaufnahme erheblicher Meßfehler (LUCHT 1964, GöHREN 1971, DOERFER 1979, WOLLAST und DUINKER 1982, CHRISTIANSEN 1974, 1985, 1987).

Durch die Einbindung meines Forschungsvorhabens in das Projekt 'Verhalten von Schlick und Schwebstoffen in Tideästuaren' konnte die Probennahme durch die Automatische Meβstation Oortkaten (AMO; NEUMANN 1985a, Abbildung 2.1.) erfolgen. Die Feststoffprobennahme und die parallele Messung physikalischer und chemischer Parameerfolgte nach dem von NEUMANN (1985b) ter entwickelten morphologieund strömungsadäquaten Meβverfahren (MOSTRA-METHODE). Dabei wurden sowohl die Werte der



Abbildung 2.1.: Schematische Zeichnung vom Aufbau der Automatischen Meßstation Oortkaten und ihrer Verankerung in der Elbe (aus L.J.R. NEUMANN: 'Aufbau und erste Ergebnisse einer Dauermeßstation bei Oortkaten/Elbe' – Vortrag am 8.11.1984 anläßlich des Sprechtages der Hafenbau-Technischen Gesellschaft)

- 10 -

verschiedenen Meßsonden (Trübung, Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit) sowie die kontinuierliche Entnahme von Wasserproben entsprechend der jeweiligen Wassertiefe, der Stromquerschnittsbreite und der ständig registrierten Strömungsgeschwindigkeit gewichtet.

Für die Entnahme der Wasserproben bedeutete dies, daß sie zu einem isokinetisch erfolgte, d.h. die geförderte Wasser- und Schwebstoffmenge richtete sich nach der aktuellen Strömungsgeschwindigkeit und zum anderen nach dem für jeden Meßpunkt im Tiefenprofil gegebenen Durchflußquerschnitt.

Diese auf die Morphologie des Elbequerschnitts bei Oortkaten bezogene Repräsentativität der Probennahme wurde durch eine jeweils festgelegte Haltezeit bei den einzelnen Meßpunkten erreicht. Die Steuerung des gesamten Meß- und Probennahmeablaufs sowie die Speicherung der Meßdaten erfolgte über einen Computer, der mit einer speziell dafür entwickelten Software versehen worden war.

Das Probenmaterial wurde jeweils über eine Halbtide in einem Tank gesammelt, wobei die Feststoffe durch ein Rührwerk ständig in Suspension gehalten wurden. Jeweils beim Kenterpunkt von Flut- oder Ebbstrom oder bei Erreichen der Tankfüllgrenze von 180 l wurde der Tank über eine Zentrifuge entleert. Die abgeschiedenen Feststoffe wurden automatisch in Probenflaschen gespült, die sich auf einem Transportband befanden. Während dieser Vorgänge wurde bereits ein zweiter Tank mit befüllt. Die Kapazität der Flaschenbahn Elbwasser reichte für eine Woche, dann mußten die auf +4°C Proben gekühlten entnommen und die Probenflaschen ersetzt werden. Eine Analyse der Schwebstoffproben auf Trockengewicht, Glühverlust, Korngrößenverteilung und Schwermetalle erfolgte anschließend durch das GKSS-Forschungszentrum Geesthacht.

NEUMANN (1985a,b) liefert eine ausführliche Beschreibung der Meßstation und des Meßprinzips.

Um möglichst unverfälschtes Probenmaterial aus der Elbe untersuchen zu können, habe ich jeweils vor der Zentrifugation über einen Bypass 5 1 aus dem Tankinhalt abgefüllt. Für die mikroskopische Begutachtung der Feststoffpartikel wurde parallel dazu eine Schöpfprobe direkt aus der Elbe genommen. Von diesem Feststoffmaterial wurden ebenfalls Trockengewicht und Glühverlust bestimmt (s. Abschnitt 2.3.). Dies diente als grobe Uberprüfung der Übereinstimmung in bezug auf die Zusammensetzung des Tank- und Schöpfprobenmaterials.

Auf die Analyse von Parallelproben konnte bei dem vorliegenden Meßverfahren verzichtet werden, da der Tankinhalt bereits eine repräsentative Mischprobe aus praktisch unendlich vielen Einzelproben darstellt. Aus diesem Grunde entfällt auch die Angabe von Probennahmebezogenen statistischen Streuungsmaßen für die einzelnen Parameter.

Die Probennahmefrequenz betrug im Durchschnitt einmal wöchentlich. Während der Eisgangsperiode im Winter und der damit verbundenen Außerbetriebnahme der Meßstation, wurden jeweils bei Ebbstrom Schöpfproben am Anleger gegenüber Bunthaus gezogen. 1986 wurden zur genaueren Erfassung des Frühjahrs(schmelz)hochwassers sowie der sommerlichen Bioproduktion während der entsprechenden Zeiträume tägliche bzw. zwei- bis dreitägige Probennahmefrequenzen gewählt.

2.2. Probenbearbeitung

Zur selektiven Betrachtung biogener Veränderungen an den Schwebstoffpartikeln mußte zunächst eine Methode gefunden werden, mit der es möglich war, reproduzierbar Schwebstoffpartikel von freien Bakterien zu trennen. Nach mehreren Vorversuchen erwies sich dafür eine 'fraktionierte Zentrifugation' als geeignet, d.h. eine in Auftrennung einzelne Partikelspezies aufgrund unterschiedlichen Sedimentationsverhaltens. Aus Vorversuchen ging hervor, daß bei einer Zentrifugationszeit von 20 Minuten mit 200 x g, 400 x g und 1000 x g bei einer oberen Grenze von 4000 x g jeweils ein wesentlicher Anteil des suspendierten Materials sedimentiert. So enthielten bei einem Probenvolumen von 50 ml die 200und 400-g-Fraktionen alle größeren Schwebstoff-Flocken und die 4000-g-Fraktion lediglich freie Bakterienzellen, kleinzellige Algen und Mikroflocken bis zu einer Größe von ca. 5 µm. Die biochemischen und mikroskopischen Analysen wurden daraufhin jeweils an diesen Feststoff-Fraktionen vorgenommen. Von einer alternativen Abtren-

nung der Schwebstoff-Flocken über ein Filtrationsverfahren wurde abgesehen, da sich je nach Beladung der Filter mit Schwebstoffmaterial durch Verklebung von Partikeln und Zusetzen der Filterporen eine nicht reproduzierbare Trennschärfe ergeben kann (DANIELSSON 1982).

2.3. Laboranalysen

1

Die Auswahl der zu messenden Parameter erfolgte zum einen im Hinblick auf ihre mögliche Eignung als integrative Summenparameter, mit denen z.B. Meßgrößen wie Biomasse und Bioaktivität im Jahreslauf quantifiziert werden können und zum anderen im Hinblick auf ihre Eignung zur Dokumentation qualitativer Veränderungen innerhalb der biogenen Schwebstoffkomponenten.

Neben der Bestimmung des Trockengewichtes und des

aschefreien Trockengewichtes (Glühverlust) am Gesamtschwebstoff, wurden an den jeweiligen Schwebstoff-Fraktionen die folgenden Parameter gemessen:

- Der Proteingehalt zur Quantifizierung der lebenden und toten Biomasse (PACKARD und DORTCH 1976, CHRISTENSEN und PACKARD 1977, SETCHELL 1981)
- Der ATP-, ADP-, AMP- und Gesamtadenylatgehalt (Σ ATP, ADP, AMP) (ATKINSON 1968, 1971; CHAPMAN und ATKINSON 1973) als Indikator für die biologisch aktive organische Substanz am Schwebstoff und damit als wesentlicher Indikator für qualitative Veränderungen der biogenen Schwebstoffkomponenten
- Der Chlorophyll- und Phaeopigmentgehalt (MANUELS et al. 1973, SHUMAN und LORENZEN 1975, PARSONS et al. 1984) zur Bestimmung des möglichen Einflusses jahreszeitlicher Phytoplanktonblüten auf die Schwebstoffkonzentration und Zusammensetzung
- Ein fluoreszenzmikroskopisches Verfahren zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse (PITAL et al. 1966, BABIUK und PAUL 1969, PAUL und JOHNSON 1977) innerhalb der verschiedenen organischen und anorganischen Schwebstoffbestandteile

Zusätzlich wurden der Ammonium-, Nitrit- und Nitratgehalt des Elbwassers als mögliche Indikatoren für mikrobielle Stoffumsetzungen und Aktivitäten (Nitrifikation, Phytoplanktonentwicklung) bestimmt.

Einen Überblick über die Probenaufarbeitung und die durchgeführten Analysen zeigt Abbildung 2.2. Abbildung 2.3. faßt die Hauptindikatoreigenschaften der einzelnen Parameter für qualitative Veränderungen am Schwebstoffmaterial zusammen. Weitere Einzelheiten zu den einzelnen Meßmethoden können den folgenden Kapiteln entnommen werden.



15 -





Abbildung 2.3.: Hauptindikatoreigenschaften der gewählten Meßparameter für die qualitative und quantitative Erfassung der verschiedenen Schwebstoffkomponenten. Das in dieser Abbildung wegen der Übersichtlichkeit nicht berücksichtigte fluoreszenzmikroskopische Verfahren ermöglicht eine weitere Differenzierung innerhalb der Biomasse- und Detrituskomponenten, z. B. die Quantifizierung mikrobieller Schleime

2.3.1. Trockengewicht und Glühverlust

Die Vakuumfiltration erfolgte über Glasfaserfilter der Fa. SARTORIUS, die zuvor in Aqua dest. gespült, bei

- 16 -

- 17 -

500°C zwei Stunden geglüht und anschließend gewogen Mit diesem Filtertyp werden Partikel größer als werden. 0,5 μ m erfaßt. Der Vorteil bei der Verwendung von Glasfaserfiltern liegt vor allem darin, daß diese nicht hygroskopisch sind und daher dementsprechende Wägefehler nicht auftreten. Zur verläßlichen Bestimmung des Trockengewichts und Glühverlusts der Schwebstoffe genügte bei guter Durchmischung der Probe (Magnetrührer!) ein Filtrationsvolumen von 0,5 l bei drei Parallelproben. Das Trocknen der Filter erfolgte bei 60°C über 12 Stunden, das Glühen der Filter bei einer Temperatur von 500°C über eine Zeitdauer von zwei Stunden. Zur Wägung wurde eine auf -0,01 mg genaue Analysenwaage der Fa. SARTORIUS benutzt.

2.3.2. Proteinbestimmung

;

Die Bestimmung erfolgte photometrisch nach BRADFORD (1976). Einer Proteinlösung wird dazu der Farbstoff "Coomassie Brilliant Blue" zugesetzt. Bei der Bildung des Farbstoffkomplexes Coomassie Brilliant Blue-Protein tritt proportional zur eingesetzten Proteinmenge eine Blaufärbung mit einem Absorptionsmäximum bei 595 nm auf. Diese Bestimmungsmethode ist über einen weiten Konzentrationsbereich von 1-1400 μ g Protein/ml anwendbar und als Standardmethode mit entsprechenden Reagenziensätzen entwickelt (BIO RAD LABORATORIES 1976). Modifikationen der Methode zur Steigerung der Nachweisempfindlichkeit sind möglich (BEARDEN 1978, SPECTOR 1978).

Zur Gewinnung der Proteine wurde das Pellet einer zentrifugierten Teilprobe (s. Abschn. 2.1.) von 50 ml mit 1 ml 0,5 n NaOH zwei Stunden bei 60°C extrahiert. Nach dem Abzentrifugieren der Partikelreste wurden je Probe (4 Parallelen) 0,5 ml des Überstandes (Proteinlösung) mit 2 ml der Farbstofflösung versetzt. Nach fünf Minuten Inkubationszeit wurde die Extinktion im Photometer (λ = 595 nm) gegen die reine Farbstofflösung gemessen.

Diese Proteinbestimmungsmethode liefert gut reproduzierbare Ergebnisse. ist einfach zu handhaben, zeitsparend und weitgehend automatisierbar. Sie ist ebenfalls für Sedimentproben geeignet (FRAUENHEIM 1984).

2.3.3. ATP, Gesamtadenylat, Energy Charge (EC)

Diese Parameter dienen häufig bei Freilanduntersuchungen zur Bestimmung der Biomasse und -aktivität in Sedimentund Planktonproben (BREZONIK et al. 1973, WITZEL 1979, GRAF et al. 1982). Die Interpretation der erhaltenen Werte ist aufgrund zahlreicher Faktoren, die auch in der Probennahme- und Analysentechnik begründet liegen, schwierig und kann daher nur bei genäuer Kenntnis der möglichen Störquellen sinnvoll erfolgen (GREISER 1982).

Die Vorteile der Bestimmungsmethode, ihre hohe Nachweisempfindlichkeit und relativ einfache Handhabung rechtfertigen jedoch ihren Einsatz bei biologischen Untersuchungsprogrammen.

Grundlage des Verfahrens ist die Möglichkeit, mit Hilfe von Biolumineszenz-Enzymsystemen Adenosintriphosphat (ATP) quantitativ zu bestimmen (STREHLER 1968). Am häufigsten wird für derartige Messungen ein Enzymextrakt (Luciferin-Luciferase-Enzymsystem) aus den Leuchtorganen des Leuchtkäfers <u>Photinus pyralis</u> verwendet. Das hier eingesetzte Präparat (FLE-50, Firefly-Lantern-Extract) stammt von der Fa. SIGMA CHEMIE CO. Die Messung der Biolumineszenz erfolgte in einem Luminometer der Fa. LKB.

- 18 - ·

Zur Gewinnung des Adenylatextraktes wurde das Pellet einer zentrifugierten Probe (s. Abschnitt 2.1.) von 10 ml (4 Parallelen) mit 3 ml Glycinpuffer 15 Min. bei 90°C extrahiert (KALBHEN und KOCH 1967). ATP kann dann direkt gemessen werden, während die übrigen Adenylate, Adenosindiphosphat (ADP) und Adenosinmonophosphat (AMP) zunächst enzymatisch in ATP umgewandelt werden müssen. Dies geschah nach der Methode von PRADET (1967). modifiziert nach EIGENER (1975) und SUNDERMEYER (1979). Zur reproduzierbaren ATP-Messung genügt ein Probenextraktvolumen von 0,1 ml. Diese Menge wurde in die mit 1 Arsenatpuffer gefüllten Meßküvetten gegeben und 15 ml Sek. nach der anschließenden Firefly-Enzym-Zugabe gemessen.

Der EC-Wert (ATKINSON und WALTON 1967, ATKINSON 1968) errechnet sich aus den erhaltenen Mengen von ATP, ADP und AMP wie folgt:

$$EC = \frac{ATP + \frac{1}{2} ADP}{ATP + ADP + AMP}$$

Der Gesamtadenylatwert ist die Summe aus ATP + ADP + AMP.

2.3.4. Chlorophyll und Phaeopigmente

1

Die Extraktion der Proben-Pellets erfolgte mit 5 ml 90 % Aceton bei 5°C über zwei Stunden entsprechend der Methode von SHUMAN und LORENZEN (1975). Da diese Werte für die Schwebstoffanalyse in erster Linie Begleitparameter darstellen, erfolgte eine Differenzierung des Probenmaterials hier nur nach zwei Sedimentationsklassen, der 200 + 400-g-Fraktion und der 4000-g-Fraktion.

Die Messung der Probenextrakte wurde mit einem TURNER Fluorometer durchgeführt. Die fluorometrische Bestimmung hat im Vergleich zur photometrischen Bestimmung den Vorteil, daβ bereits kleine Mengen Probenmaterial, in diesem Fall eine Teilprobe von 10 ml (4 Parallelen),

genügen, um reproduzierbare Meβergebnisse zu erhalten. Der Chlorophyllgehalt wird direkt aus dem Acetonextrakt

nach dem Abzentrifugieren des extrahierten suspendierten Materials gemessen, der Phaeopigmentgehalt aus dem gleichen Extrakt nach Zugabe von einem Tropfen 1 n HCl. Bei hohen Chlorophyllgehalten muß der Extrakt zuvor mit 90 % Aceton verdünnt werden.

2.3.5. Ammonium (NH4), Nitrit (NO2), Nitrat (NO3)

Die Bestimmung erfolgte jeweils photometrisch. Zum NH₄-Nachweis wurden 0,1 ml Neßler's Reagenz + 0,1 ml K-Na-tartrat-Lösung (50 g in 100 ml Aqua dest. + 0,5 ml Neßler's Reagenz) mit 5 ml filtriertem Elbwasser versetzt und die Extinktion bei 425 nm gemessen. Der NO_{2} -Nachweis erfolgte ebenfalls nach einem Standardverfahren (mit Sulfanilamid- und N-[Naphthyl]-ethylendia-min-dihydrochlorid-Lösung) bei einer Wellenlänge von 540nm (DREWS 1983). NO_{3} wurde mit einem Diphenylamin-Schwefelsäure-Reagenz (DREWS 1983) nachgewiesen und bei 324 nm gemessen.

Die Umrechnung der Extinktionswerte erfolgte über Eichkurven. Die Standardkurven für NH4 und NO₂ sollten jeweils nach dem Neuansetzen der Nachweisreagenzien neu bestimmt werden. Für den störanfälligeren NO₃-Nachweis empfiehlt es sich, parallel zur Probe einen Eichstandard mitzumessen.

2.3.6. Mikroskopische Analyse

Zur differenzierten Analyse der Schwebstoffpartikel-Morphologie und -Zusammensetzung wurde ein fluoreszenzmikroskopisches Verfahren ausgewählt. Als Färbereagenz wurde Fluorescein-Isothiocyanat (FITC) verwendet. Der Farbstoff bindet an Proteine und macht somit direkt die biologisch-organische Substanz sichtbar. Anorganische Partikel werden nicht gefärbt (BABIUK und PAUL 1969). Mit der FITC-Technik können u.a. auch die quantifizierten Proteine (s. Abschnitt 2.3.2.) definierten Strukturen zugeordnet werden.

Üblicherweise werden die mikroskopischen Präparate im Fluoreszenz-Wellenlängenbereich des jeweils benutzten unter der Verwendung entsprechender Fluorochroms Sperrfilter (Bandpaßfilter) betrachtet. Dies erlaubt zwar bei der FITC-Fluoreszenz eine genaue Identifizierung der angefärbten Objekte bzw. Unterscheidung von mineralischen Partikeln (BABIUK und PAUL 1969), es gehen aber nach eigenen Beobachtungen auch wertvolle Informationen über die weitere Zusammensetzung des Probenmaterials verloren. Eine Betrachtung der Schwebstoffpräparamit anderen Sperrfiltern (Langpaßfiltern), die te zusätzlich zur FITC-spezifischen Fluoreszenz im Grün-Bereich des Spektrums auch längerwelliges Licht (gelb/ roter Spektralbereich) zum Betrachter durchlassen, ermöglicht z.B. zusätzlich die optische Identifizierung mikrobieller Schleime sowie von Algenzellen und Phytodetrituspartikeln. Bei den Algen kann sogar aus der spezifischen Färbung auf den physiologischen (Alters-)-Zustand der Zellen geschlossen werden.

Die von mir für die Schwebstoffproben modifizierte FITC-Technik wird im einzelnen wie folgt durchgeführt:

- 21 -

- 1. Herstellung eines Trockenpräparates:
 - Wasserprobe je nach gewünschter Partikelfraktion mit niedriger oder hoher Drehzahl zentrifugieren. (Der Vergleich von zentrifugierten mit nichtzentrifugierten Schwebstoffproben ergab, daß dieser Vorgang und die spätere Resuspendierung des Schwebstoffpellets die ursprüngliche Partikelstruktur nicht verändert)
 - Überstand absaugen und Schwebstoffpellet mit definierter Menge (1 ml) Leitungswasser resuspendieren.
 (Dies bedeutet zugleich, daß die Partikeldichte auf dem Objektträger weitgehend die relativen Unterschiede in den Feststoffkonzentrationen bei den einzelnen Proben wiedergibt (GREISER 1985))
 - Suspensionstropfen auf einem Objektträger bei 40°C eintrocknen lassen (Trockenschrank).
 - Trockenpräparat vorsichtig durch zwei- bis dreimaliges Hindurchziehen durch eine Bunsenbrennerflamme hitzefixieren.
 - 2. Färbevorgang:
 - Trockenpräparat mit Färbereagenz bedecken und ca.
 3 Minuten einwirken lassen.
 - Färbereagenz mit Na₂CO₃-Puffer abspülen, anschließend mit Pufferlösung bedecken und ca. 3 Minuten einwirken lassen – Vorgang zweimal wiederholen.
 - Na₂CO₃-Puffer mit K₂HPO₄-Puffer abspülen, anschlieβend Präparat mit Pufferlösung bedecken und ca. 3 Minuten einwirken lassen.
 - Pufferlösung mit Aqua dest. abspülen und das Präparat trocknen lassen.
- 3. Konservieren des Präparates:
 - zur längeren Aufbewahrung das Präparat mit Glycerin bedecken (+ Deckglas) und in einem luftdicht verschlossenen Behälter (Petrischale) kühl lagern.
 (Die Präparate bleiben so mindestens 2 Wochen lang haltbar)

- 4. Vorbereitung zum Mikroskopieren:
 - Deckglas vorsichtig entfernen und das Glycerin mit Aqua dest. abspülen.
 (Das Abspülen des Präparates ist notwendig, da sonst der während der Aufbewahrungszeit herausgelöste Farbstoff als kontrastminderndes 'Hintergrundleuchten' stört)
 - unter Verwendung eines Langpaßfilters (z.B. LP 520, ZEISS) mikroskopieren nachdem das Präparat erneut mit Glycerin (pH 9,6) bedeckt worden ist (+ Deckglas).
- 5. Reagenzien:

Färbereagenz: 0,25 ml 0,5 M Na₂CO₃-Puffer (pH 9,6) 1,10 ml 0,01 M K₂HPO₄-Puffer (pH 7,2) 1,10 ml 0,85% NaCl-Lösung + 1,0 mg FITC

(Das Färbereagenz sollte täglich frisch angesetzt werden)

Waschlösungen: $Na_{2}CO_{3}$ -Puffer (s.o.) $K_{2}HPO_{4}$ -Puffer (s.o., jedoch pH 9,6)

2.4. Laborexperimente

1

Aufgrund der Variabilität essentieller Bezugsparameter, wie Biomasse, Nährstoffkonzentrationen und physikalisch/ chemischer Umweltparameter im Probenmaterial, ist eine selektive Quantifizierung der Stoffwechselaktivitäten einzelner Gruppen von Mikroorganismen in situ prinzipiell nicht möglich. Entsprechende Abschätzungen müssen daher aus in situ- oder Laborexperimenten gewonnen werden.

Zu diesem Zweck wurde eine Meßmethode entwickelt, mit der es möglich ist, über Batch-Kulturen den Einfluß variabler Standortfaktoren auf die Aktivität bzw. das - 24 -

Wachstum von Bakterien zu guantifizieren. In zahlreichen Arbeiten (FORREST 1965, KNOWLES und SMITH 1970, EIGENER 1975, SUNDERMEYER und BOCK 1981; weitere Angaben finden sich bei GREISER 1982) wurde die prinzipielle Eignung von ATP-Messungen zum Nachweis der Stoffwechselaktivität Mikroorganismen beschrieben. Eine quantitative von Beziehung derartiger Meßwerte zu den in Kulturexperimenten variierten Einflußgrößen lieβ sich bisher jedoch nicht befriedigend herstellen. Dies liegt z.T. an den erheblichen methodischen Unwägbarkeiten der Probenaufarbeitung und eigentlichen ATP-Messung (GREISER 1982). Mit der im folgenden dargestellten Meβmethode ist es möglich, summarisch die Stoffwechselaktivität von Bakterienpopulationen in Abhängigkeit verschiedener Kulturbedingungen reproduzierbar zu erfassen.

In dieser Arbeit werden im einzelnen die Ergebnisse zum Einfluß der Temperatur auf die Bioaktivität der heterotrophen Schwebstoffmikroflora dargestellt.

Das Schwebstoff-Inokulum für die Kulturansätze enthielt jeweils die gleiche Menge an Protein-Biomasse. Die dafür abzuzentrifugierende Probenmenge wurde aus den Proteinwerten der Schwebstoffanalyse ermittelt. Die Inkubationsdauer umfaßte je nach Inkubationstemperatur einen Zeitraum von Stunden bis Tagen. In regelmäßigen Abständen wurde Probenmaterial zur Bestimmung des ATP-Gehaltes der Kultur entnommen. Anhand von Trübungsmessungen konnte der Verlauf der Zellzahlvermehrung verfolgt werden und die ATP-Werte später definierten Wachstumsphasen zugeordnet werden. Zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wurden jeweils drei Parallelkulturen angesetzt. Als Nährmedium diente Standard I-Nährbouillon (MERCK).

- 25 -

3. Ergebnisse

Die kontinuierlichen Messungen der verschiedenen Schwebstoffkomponenten wurden von Oktober 1984 bis September 1986 durchgeführt, einzelne Voruntersuchungen bereits in den Monaten Juli und August 1984. Dabei wurden zunächst die einzelnen Methoden auf ihre Anwendbarkeit für das Feststoffmaterial der Elbe überprüft. Ein wichtiger Aspekt war dabei die Ermittlung der richtigen Volumina für die Unterproben, aus denen sich bei den einzelnen Parametern reproduzierbare Meßwerte oberhalb der methodischen Nachweisgrenzen deutlich ergaben.

Für die Bestimmung der Adenylate erwies sich ein Probenvolumen von 5 ml als ausreichend, für die Proteinbestimmung ein Volumen von 10 ml. Da zunächst die Schwankungsbreite der Meßwerte im Jahreslauf unbekannt war, habe ich, wie in Kapitel 2. angegeben, die Adenylate aus Unterproben von 10 ml, die Proteingehalte aus Unterproben von 50 ml bestimmt.

In der Einleitung wurde bereits darauf hingewiesen, daß die jeweils aktuell meßbare Schwebstoffkonzentration und -zusammensetzung in Tideflüssen entscheidend von der die Hydrodynamik abhängt. Ich vermutete daher, daß der Schwebstoffzusammensetzung durch Veränderungen jahreszeitabhängige biologische Prozesse zumindest zeitweilig z.B. durch den Oberwassereinfluß überdeckt werden können. So ist es u.a. denkbar, daß die durch höhere Strömungsgeschwindigkeiten auftretenden Turbulenvermehrt Sedimentmaterial in die Wassersäule zen eintragen. Deshalb habe ich versucht, für die Analyse der biogenen Vorgänge nur diejenigen Μeβwerte zu die durch das Oberwasser wenig beeinflußt verwenden, Dazu mußten die 'Oberwasser-dominanten' schienen. Meßwerte herausgefiltert werden (s. Abschnitt 3.1.).

- 26 -

3.1. Selektion der Meßwerte

Betrachtet man die Jahresgangkurve der Schwebstoffkonzentrationen (Abbildung 3.1.1.), so läßt sich zunächst eine eindeutige Abhängigkeit der jahreszeitlichen Schwebstoffdynamik von der Oberwasserführung (Abbildung 3.1.2.)Schwebstoffproduktion oder eine vermehrte bei hohen Wassertemperaturen (Abbildung 3.1.3.)nicht Über ein Selektionsverfahren gelang es jedoch, belegen. diejenigen Meßwerte, bei denen entweder Oberwassereinflüsse oder temperaturgesteuerte biogene Prozesse dominierten, getrennt zu erfassen.



Abbildung 3.1.1: Schwebstoffkonzentrationen (Trockengewicht) bei Oortkaten von Oktober 1984 bis September 1986. Aufgrund der starken Abhängigkeit einzelner Werte von der Oberwasserführung der Elbe, lassen sich aus diesen 'Rohdaten' noch keine jahreszeitabhängigen Veränderungen bei den Konzentrationswerten ableiten.



Abbildung 3.1.2.: Oberwasserabfluß bei Neu Darchau während des Untersuchungszeitraums. Die jeweils ersten Maxima in den Jahren 1985/86 traten während kurzfristiger Tauwetterperioden auf. Im Jahr 1986 folgt, im Gegensatz zu 1985, auf das Frühjahrshochwasser (Schneeschmelze) eine weitere niederschlagsbedingte Oberwasserwelle



Abbildung 3.1.3.: Wassertemperaturen bei Oortkaten von Oktober 1984 bis September 1986. Vergleicht man die Temperaturkurve mit derjenigen der Schwebstoffkonzentration (Abb. 3.1.1.), so kann man erkennen, daß Schwebstoffmaxima sowohl im Bereich hoher als auch niedriger Wassertemperaturen auftreten.

Einzelmessungen gebildeten wurden die aus allen Dazu Monatsmitteln verglichen, bei Monatsmittelwerte mit Meßwerte aus der Anstiegsphase einer Hochdie denen wasserwelle ausgegliedert worden waren. Abbildung 3.1.4. dies beispielhaft für die Schwebstoffkonzentrazeigt Die auf diese Weise erhaltenen unterschiedlichen tion. dann dahingehend bewertet, ob Jahresgangkurven wurden sich unter Ausschluß der Hochwasser-Werte die jeweiligen (> 50einzelnen Parameter stark %). Monatsmittel der oder nicht signifikant (< 10 %) (10 % - 50 %)schwach

- 28 -



Abbildung 3.1.4.: Vergleich der mittleren Schwebstoffkonzentrationen (Monatsmittel) unter Einbeziehung (*----*) und Nicht-Einbeziehung (o---o) oberwasserdominierter Einzelwerte. Ein derartiger Vergleich wurde bei allen Schwebstoffparametern vorgenommen, um diejenigen Meßwerte herauszufiltern, die parallel zur Anstiegsphase von Oberwasserwellen kurzfristig deutlich von den davorliegenden und den nachfolgenden Meßwerten abweichen. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abbildung 3.1.5. zusammengefaßt.

3.1.5.). Durch Ausklammern veränderten (Abbildung derjenigen Meßwerte, die einen deutlichen Oberwassereinfluß implizierten. ließen sich so zur Ermittlung und Quantifizierung Einflüsse für der biogenen jeden 'Oberwassereinfluβeinzelnen Parameter gewissermaβen bereinigte' Jahrgangskurven erstellen.

Das Auftreten möglicher Veränderungen in der Feststoffzusammensetzung und -konzentration im Verlauf einer



ZEIT (Monate)

Abbildung 3.1.5.: Konzentrationsveränderungen (%) bei den verschiedenen Schwebstoffparametern unter dem Einfluß des Oberwassers: verglichen wurden jeweils die Monatsmittel aus allen Meßwerten mit denjenigen unter Ausschluß derjenigen Einzelwerte, die in die Anstiegsphase einer Oberwasserwelle fielen. Es wird deutlich, daß die aufgezeigten Konzentrationsveränderungen in keiner quantitativen Beziehung zu den absoluten Oberwasserwerten stehen (vergl. August 1985, Juni 1986)

Oberwasserwelle wurde von mir durch eine gesonderte Probenserie überprüft. Als Probennahmezeitraum habe ich dafür die erste Anstiegsphase des Frühjahrshochwassers 1986 ausgewählt. Nähere Einzelheiten dazu sind im folgenden Abschnitt dargestellt.

- 30 -

;
3.2. Beziehungen zwischen Oberwasser- und Schwebstoffdynamik

Aus Abbildung 3.1.5. geht hervor, daß Hochwasserereignisse bedeutende Konzentrationsänderungen bei einzelnen Schwebstoffkomponenten hervorrufen können. Diese Veränderungen traten in der Regel als Konzentrationserhöhungen vor allem während der Anstiegsphase von Oberwasserwellen auf. Es zeigt sich weiterhin, daß schon relativ schwache Hochwasserwellen, wie z.B. im August 1985, die Meßwerte der einzelnen Parameter stark verändern können, während relativ starke Hochwasserwellen, wie im Juni 1986, keine vergleichbare Wirkung zeigen müssen.

Es besteht somit keine feste quantitative Beziehung zwischen den durch die wechselnde Oberwasserführung der Elbe ausgelösten Feststoffkonzentrationsänderungen und den absoluten Oberwasserwerten.

Im Vergleich mit den Variationen bei den Feststoffkonzentrationen ergaben sich unterschiedliche Veränderungen bei den einzelnen Feststoffkomponenten. Das bedeutet: Hochwasserereignisse beeinflussen auch die Zusammensetzung der Schwebstoffe. Über eine durch häufige Probennahmen genauere zeitliche Auflösung der Anfangsphase des Frühjahrshochwassers im März 1986 ließen sich dazu beispielhaft die folgenden Veränderungen dokumentieren:

Die Oberwasserkurve aus dem Zeitraum Februar bis März 1986 (Abbildung 3.2.1.) zeigte im März den ersten steilen Anstieg mit einem kleinen relativen Maximum zur Monatsmitte, bevor dann die Abflußmenge in der Elbe gleichförmiger weiter anstieg. Während dieser in Abbildung 3.2.1. markierten Zeiträume traten bei allen



Abbildung 3.2.1.: (A) Oberwasserabfluß bei Neu Darchau von Februar bis April 1986 – auf diesen Zeitraum wird in Abb. 3.2.2. bezug genommen (B) Oberwasserabfluß bei Neu Darchau im März 1986 – auf diesen Zeitraum wird in den Abbildungen 3.2.3. bis 3.2.7. bezug genommen.

- 32 -

Parametern Konzentrationsverschiebungen auf. Abbildung 3.2.2. zeigt dies für den prozentualen Anteil der mineralischen und organischen Substanz am Schwebstofftrockengewicht, für den Proteinanteil und für die Konzentration der einzelnen Adenylate, dokumentiert durch die Veränderungen im Energy Charge-Wert.

Die Schwebstoffkonzentrationskurve (Abbildung 3.2.3.) zeigt im Monat März drei Maxima. Das erste wird von Feststoffen mit einem relativ hohen organischen Anteil gebildet, während bei den folgenden Maxima der organische Anteil im Verhältnis zu den mineralischen Komponenten deutlich verringert ist (Abbildung 3.2.4.). Dies belegen auch die relativ niedrigeren Protein- und ATP-Werte der Schwebstoffe (Abbildung 3.2.5.).



ZEII (Tage)

zu Abbildung 3.2.2.

1





Abbildung 3.2.2.: Qualitative Veränderungen am Schwebstoff während der Oberwasserwelle im März/April 1986, dokumentiert durch den Glühverlust/Mineralstoffanteil (Bild A) sowie den Proteinanteil am Schwebstofftrockengewicht (Bild B). Die Variationen des Energy Charge Wertes (Bild C) zeigen an, daß sich ebenfalls im Verhältnis der einzelnen Adenylate (Indikatoren für den Anteil der lebenden Biomasse) zueinander deutliche Verschiebungen ergeben haben. Anhand der Markierungen kann abgelesen werden, daß diese sprunghaften Veränderungen in der Schwebstoffzusammensetzung vor allem in der ersten Anstiegsphase des Oberwassers erfolgen.



Abbildung 3.2.3.: Schwebstoffkonzentrationen im März 1986. Im Verlauf der Oberwasserwelle (Markierungen entspr. Abb. 3.2.1.) treten 3 Zwischenmaxima (I., II., III.) auf, die, wie aus den folgenden Abbildungen dieses Kapitels hervorgeht, unterschiedlich zusammengesetztes Feststoffmaterial repräsentieren.



ZEIT (Tage)

Abbildung 3.2.4.: Veränderungen des organischen (Glühverlust; o ---o) und Mineralstoffanteils (*---*) im Schwebstoff im März 1986: Konzentrationen (Bild A) und prozentuale Anteile (Bild B). Die Mineralstoffkonzentrationskurve weist ebenfalls die für die Schwebstoffkonzentration gefundenen drei Maxima auf. Beim Glühverlust fehlt das Maximum Nr. II.. Bild B zeigt, daß sich beim Einsetzen des Hochwassers der mineralische Anteil im Schwebstoff kontinuierlich erhöht bzw. der Glühverlustanteil entsprechend verringert. Das bedeutet zugleich eine Erhöhung des Anteils schwerer Partikel im Feststoff. Zur Bedeutung der einzelnen Markierungen in der Abbildung s. Abb. 3.2.1. und 3.2.3.





ZEIT (Tage)

Abbildung 3.2.5.: ATP- und Proteingehalt der Schwebstoffe im März 1986. Im Verlauf der 1. Anstiegsphase der Oberwasserwelle tritt bei beiden Parametern ein ausgeprägtes Maximum auf. Dies bedeutet eine vorübergehende Erhöhung des Anteils biomassereicher Partikel im Schwebstoff. Im Bereich des 2. Feststoffmaximums sind für beide Parameter die Werte deutlich niedriger, um dann parallel zur Erhöhung der Mineralstoffkonzentration (Max. III., s. Abb. 3.2.4.) erneut ein relatives Maximum zu erreichen.

März

!

Diese Meßwerte weisen auf die Existenz unterschiedlich zusammengesetzter 'Schwebstoffwolken' in der Wassersäule und damit auf verschiedene Feststoffquellen hin. Als wahrscheinliche Feststoffquellen kommen resuspendierbarer Schlick und durch Niederschläge und Schmelzwässer erodiertes und eingespültes terrestrisches Material in Betracht. Der wesentliche gualitative Unterschied zwischen beiden Feststoffkompartimenten besteht darin, daß in den weitgehend anoxischen Schlicksedimenten der Elbe erhebliche Mengen organischen Materials angereichert werden können, während eine derartige Akkumulation in den stärker durchlüfteten terrestrischen Böden nicht erfolgt, weil hier aerobe mikrobielle Zersetzungsvorgänge dominieren, die den Anteil der organischen Substanz gering halten.

Nur im Bereich des ersten Schwebstoffmaximums ist auch der AMP-Gehalt als Indikator für den Anteil inaktiver bzw. abgestorbener Biomasse deutlich erhöht (Abbildung 3.2.6.). Somit spiegelt das erste Glühverlust-Maximum eine Konzentrationserhöhung aller gemessenen biogenen Komponenten wieder. Das zweite Glühverlust-Maximum repräsentiert demgegenüber nur eine Erhöhung des Anteils derjenigen biogenen Komponenten, die vor allem ein Indikator für die Menge an 'aktiver' Biomasse (ATP, Protein) sind.

Betrachtet man weiterhin die Verteilung der organischen Komponenten auf die grob- und feinpartikuläre Schwebstoff-Fraktion, so lassen sich ebenfalls zwei 'Schwebstoffwolken' unterschiedlicher Beschaffenheit identifizieren. Abbildung 3.2.7. zeigt, daß nur das erste Glühverlust-Maximum gleichermaßen auf grob- und feinpartikuläres Feststoffmaterial zurückzuführen ist. Das zweite Maximum wird dagegen allein durch an große Partikel gebundenes organisches Material repräsentiert.



Abbildung 3.2.6.: AMP-Konzentrationen im März 1986. Gegen Ende der ersten Anstiegsphase des Oberwassers ergibt sich bei I. (1. Feststoffmaximum) ein ausgeprägtes Konzentrationsmaximum. Dies ist ein Hinweis auf den kurzfristigen Eintrag von inaktiver bzw. abgestorbener (zuvor in den Schlicksedimenten konservierter) Biomasse in die Wassersäule. Bei den weiteren Feststoffmaxima (II. u. III.) ist dies nicht der Fall.



ZEIT (Tage)

Abbildung 3.2.7.: Vergleich der Konzentrationen von ATP und Protein in der grob- (o---o) und feinpartikulären (o---o) Schwebstoff-Fraktion. Aus den Kurvenverläufen kann entnommen werden, daß während dieses Hochwasserereignisses die Werte für die grobpartikuläre Schwebstoff-Fraktion die stärkeren Variationen aufweisen. Demnach werden durch das Oberwasser vor allem kompakte (große) Partikel in die Wassersäule eingetragen. - 41 -

Im Zusammenhang betrachtet, ergibt sich aus diesen Meßwerten in bezug auf die Zusammensetzung des Feststoffmaterials eine starke Dominanz der biogenen Komponenten mit einem erhöhten Anteil abgestorbener Biomasse im Bereich des ersten Schwebstoffmaximums. Dies gilt gleichermaßen für die grob- und feinpartikulare Schwebstoff-Fraktion. Während das zweite Schwebstoffmaximum, wie aus Abbildung 3.2.4. hervorgeht, allein auf eine Mineralkonzentrationserhöhung zurückgeht. zeichnet sich das dritte Maximum sowohl durch einen erhöhten Mineralstoff-Anteil als auch durch einen erhöhten relativen Anteil aktiver Biomasse aus, die zudem fast ausschließlich an grobe Partikel gebunden ist. Diese unterschiedliche qualitative Zusammensetzung (abgestorbene/aktive Biomasse) der organischen Schwebstoffkomponenten zeigt sich deutlich an einer entsprechenden änderung des Energy Charge mit zunächst abfallenden und dann ansteigenden Werten (Abbildung 3.2.8.). Im Hinblick auf die eingangs postulierten qualitativen_ Unterschiede zwischen Schlick- und Bodenpartikeln, schien die erste 'Schwebstoffwolke' überwiegend aus resuspendiertem Schlickmaterial zu bestehen, während das zweite und dritte Schwebstoffmaximum vermutlich auf eine vermehrte niederschlagsbedingte Einspülung terrestrischen Materials zurückzuführen war.

Bis hierher wurde die Variabilität und Komplexität der Schwebstoffdynamik deutlich, die allein auf hydromechanische Einflüsse zurückzuführen ist. Die biogenen Einflüsse sollen im folgenden Kapitel eingehend beschrieben werden.



Abbildung 3.2.8.: Energy Charge Werte (EC) während der Oberwasserwelle im März 1986. Je niedriger der EC, desto höher ist vor allem der AMP-Gehalt und damit der Anteil inaktiver Biomasse im Schwebstoff. Der relative Anteil an aktiver Biomass (ATP) wird demnach im Verlauf der 1. Anstiegsphase des Oberwassers zunehmend geringer, während zu Beginn der 2. Anstiegsphase diese Biomassekomponente wieder einen höheren Anteil am Adenylatpool stellt.

<u>3.3. Biogene Einflüsse auf die jahreszeitliche Schweb-</u> stoffdynamik

Durch die Herausfilterung der überwiegend oberwasserdominierten Meßwerte (siehe Abschnitt 3.1.) ergaben sich für die Schwebstoff-Fracht und Schwebstoffkonzentration Jahresgangkurven, aus denen sich jahreszeitliche

- 42 -

Abschnitte mit deutlichen Maxima und Minima ableiten ließen (Abbildung 3.3.1.). Relativ hohe Werte traten jeweils in den Monaten April, Mai, Juni (Frühsommer) und in den Monaten Oktober und November (Herbst) auf, während jeweils zum Jahresbeginn und im Spätsommer niedrige Werte dominierten.

Bezieht man diese Werte auf die jeweilige Wassertemperatur (Abbildung 3.3.2.), so findet man hohe Schwebstoffkonzentrationen sowohl im Bereich steigender als auch sinkender Wassertemperaturen. Dies bedeutet, daß eine mögliche temperaturbedingte Erhöhung der Schwebstoffkonzentration durch biogene Produktionsvorgänge nicht nur durch die hier weitgehend herausselektierten Hochwasser-Ereignisse, sondern noch von mindestens einer weiteren Einflußgröße überlagert wurde, die den Feststofftransport ebenfalls maßgeblich beeinflußt.

Legt man beiden jahreszeitlichen Maxima biogene Einflußgrößen zugrunde, so ließe sich nur das Frühsommer-Maximum aus einer temperaturbedingten erhöhten mikrobiellen Produktion organischen Feststoffmaterials erklären, das Herbst-Maximum dagegen z.B. durch den jahreszeitlich bedingten Eintrag abgestorbenen Pflanzenmaterials, beispielsweise aus Schilfbeständen.

<u>3.3.1.</u> Zusammenhang zwischen Biomasse und Schwebstoffkonzentration

Die Jahresgangkurve des organischen Schwebstoffanteils (Glühverlust) zeigt ebenfalls den für die Feststoff-Konzentration gefundenen Verlauf. Die Abbildung 3.3.3. belegt zugleich, daß die Einzelwerte in keiner erkennbaren quantitativen Beziehung zur jeweiligen Wassertemperatur stehen. Das gleiche gilt für den Verlauf der Protein-Jahresgangkurve (Abbildung 3.3.4.), in der sogar

;



ZEIT (Monate)

Abbildung 3.3.1.: Jahreszeitliche Änderungen der Schwebstoffkonzentration (A) und Schwebstoff-Fracht (B) unter Ausschluß oberwasserdominierter Einzelmessungen. Die Kurven zeigen einen vergleichbaren Jahresgang. Hohe Werte treten vor allem im Frühjahr und im Herbst auf.



Abbildung 3.3.2.: Jahreszeitliche Änderungen der Schwebstoffkonzentration (*---*) und Wassertemperatur (•---•). Hohe Schwebstoffwerte treten sowohl zu Zeiten ansteigender (A) als auch absinkender (B) Wassertemperaturen auf.



Abbildung 3.3.3.: Jahreszeitliche Änderungen des organischen Anteils (Glühverlust; Konzentrationswerte) am Schwebstoff. Die Werte, bei denen die jeweilige Wassertemperatur > 15°C war, sind mit (*) gekennzeichnet; diejenigen, bei denen die Wassertemperatur < 15°C war, mit (°). Die Jahresgangkurve belegt, daß keine feste quantitative Beziehung zwischen den Glühverlustwerten und der jeweiligen Wassertemperatur besteht.



Abbildung 3.3.4.: Jahreszeitliche Änderungen des Proteinanteils (Konzentrationswerte) am Schwebstoff (X = Proteinwerte bei Wassertemperaturen > 15°C, o = Proteinwerte bei Wassertemperaturen < 15°C). Die Proteinwerte zeigen keine ausgeprägten Sommer – Maxima. Besonders hohe Werte treten im Spätherbst 1985 auf, parallel mit einem hohen Anteil von Makrophytendetritus im Schwebstoff (nachgewiesen durch mikroskopische Analysen der Schwebstoffproben).

deutlich ausgeprägte Sommer-Maxima fehlen. Abbildung 3.3.5. zeigt, daß dies gleichermaßen für die grob- und feinpartikuläre Proteinfraktion gilt.

Das sommerliche Schwebstoff-Maximum läßt sich also nicht quantitativ auf eine temperaturbedingte Vermehrung der feststoffgebundenen Biomasse zurückführen, zumal dieser Anteil, gemessen als Protein, maximal lediglich ca. 10 % vom Schwebstofftrockengewicht beträgt.



Abbildung 3.3.5.: Jahreszeitliche Änderungen im Proteinanteil (Konzentrationswerte) der grob- (200+400 x g-Fraktion) und feinpartikulären (4000 x g-Fraktion) Schwebstoff-Fraktion. Die Meßwerte, die innerhalb des Bereiches von Wassertemperaturen > 15°C liegen, sind mit (*) gekennzeichnet, diejenigen im Bereich < 15°C mit (•). Aus diesen Kurven wird die größere Dynamik der partikelgebundenen biogenen Schwebstoffkomponenten im Vergleich zu der überwiegend aus Mikroflocken (5 µm Partikelgröße) und freien Bakterienzellen bestehenden feinpartikulären 'Biomassefraktion' deutlich. Ebenfalls geht aus dieser Abbildung hervor, daß der Hauptanteil der 'Proteinbiomasse' im Schwebstoff an die größeren Feststoffpartikel gebunden ist. Das im Herbst 1985 auftretende Konzentrationsmaximum (s. a. Gesamtproteinwerte in Abb. 3.3.4.) ist bei der feinpartikulären Schwebstoff-Fraktion nur schwach ausgebildet. Dies ist zugleich eine Bestätigung für den Befund, daß die Schwebstoffe im Herbst zu einem hohen Anteil aus biomassereichen Makrophytendetritus-Partikeln bestehen.

In die Bestimmung des Schwebstofftrockengewichts gehen demgegenüber die mineralischen Bestandteile aufgrund ihres hohen spezifischen Gewichts quantitativ besonders Nach dieser Berechnungsgrundlage enthält der stark ein. Schwebstoff im Jahreslauf zwischen 40 % und 63 % mineralisches Material. Die Jahresgangkurve der Mineralstoffkonzentration (Abbildung 3.3.6.) zeigt daher im wesentlichen auch den für die Feststoffkonzentration gefundenen Verlauf (siehe Abbildung 3.3.1.).



Abbildung 3.3.6.: Konzentrationen der mineralischen Schwebstoffkomponenten (Aschegewicht/Glührückstand) im Jahreslauf unter Ausschluß oberwasserdominierter Einzelwerte (* = Werte bei Wassertemperaturen > 15°C, o = Werte bei Wassertemperaturen < 15°C). Der Kurvenverlauf folgt weitgehend demjenigen der Schwebstoffkonzentration (Abb. 3.3.1.). Dies zeigt zugleich, daß die Trockengewichtsbestimmung am Feststoff im wesentlichen die mineralischen Komponenten erfaßt und nicht die stark wasserhaltigen das Feststoffvolumen bestimmenden biogenen Komponenten. Auffällig sind weiterhin die trotz der niedrigen Oberwasserführung auftretenden hohen Mineralstoffkonzentrationen in den Frühjahrsund Sommermonaten (s. a. Abbildung 3.3.7.). Offen bleibt zunächst jedoch die Frage, wodurch gerade Zeiten niedriger Oberwasserführung, z.B. im auch zu mineralische Partikel in derartig erhöhten Sommer 1985, Konzentrationen in die Wassersäule gelangen, 50 daß Werte erreicht werden, wie sie sonst nur bei extremen auftreten (Abbildung 3.3.7.). Eine Oberwasserabf lüssen dafür könnten Faktoren liefern, die einen Erklärung Einfluß auf das Sinkverhalten der Schwebmaßgeblichen Veränderungen in der Struktur und stoffe ausüben, z.B. Zusammensetzung der einzelnen Schwebstoffmateriellen partikel.



Abbildung 3.3.7.: Jahresgang der Mineralstoffkonzentration und Oberwasserwerte (bei Neu Darchau; durchgezogene Linie). Aus den beiden Kurven geht → hervor, daß sehr hohe Mineralstoffgehalte im Schwebstoff sowohl im Verlauf von Hochwasserwellen als auch bei niedriger Oberwasserführung der Elbe auftreten.

<u>3.3.2.</u> <u>Veränderungen</u> <u>der</u> <u>Schwebstoffstruktur</u> <u>und</u> <u>-zusammensetzung</u>

t

Im Abschnitt 3.2. konnte gezeigt werden, daß die organischen Schwebstoffbestandteile im Verlauf von Hochwasserwellen in ihrer Zusammensetzung stark variieren können. Derartige Veränderungen zeigten sich auch beim Vergleich von Schwebstoffproben, die bei hohen und niedrigen Wassertemperaturen gewonnen wurden. Die Tabelle 3.1. zeigt das Ergebnis eines solchen Differenzierungsversuchs.

Die > 15°C-, > 20°C-Schwebstoffproben werden im folgenden als 'Sommer-Schwebstoffe', die < 15°C, < 5°C-Schwebstoffproben als 'Winter-Schwebstoffe' bezeichnet. Desweiteren wurden alle Schwebstoffproben aus den Zeitabschnitten Mitte September bis Mitte Dezember, ohne oberwasserdominierte Einzelwerte, zusammengefaßt, um mögliche Variationen in der Feststoffzusammensetzung durch den vermehrten allochthonen Eintrag (z.B. Phytodetritus) im Herbst abschätzen zu können. Außerdem wurden alle Proben aus der Anstiegsphase von Oberwasserwellen gesondert betrachtet.

Aus Tabelle 3.1. geht hervor, daß die Streubreite der Einzelmessungen, trotz der Vermeidung probennahmetechnisch bedingter Inhomogenitäten des Probenmaterials (Variabilität von Parallelproben), zumeist zwischen 20 % und 50 % der jeweiligen Mittelwerte beträgt. Erste Auswertungen der Schwebstofftrockengewichts- und Glühverlust-Daten von den in der GKSS analysierten AMO-Proben (s. Abschnitt 2.1.) haben ergeben, daß auch eine von mir enger gewählte Probennahmefrequenz nicht zu einer wesentlichen Verringerung der Streubreite geführt hätte: Die Streubreite zwischen den einzelnen Halbtidenwerten eines Wochenzyklus liegt innerhalb der gleichen Größenordnungen (NEUMANN, pers. Mittlg.). Tabelle 3.1.: Versuch einer Unterscheidung von Schwebstoffmaterial aus verschiedenen jahreszeitlichen Abschnitten anhand seiner qualitativen Zusammensetzung. Es wurden jeweils die Meßwerte aus den Zeiten hoher (>15°C, >20°C) und niedriger (<15°C, < 5°C) Wassertemperaturen gemittelt sowie die Werte von jeweils Mitte September bis Mitte Dezember als Herbst-Eintrag und die Meßwerte aus den Anstiegsphasen aller Hochwasserwellen (Hochwasserwerte). Trotz der hohen Streuung der Meßwerte lassen sich aus dieser Tabelle deutliche Veränderungen in der Schwebstoffqualität ablesen. So ist z.B. bei den biologischen Komponenten der Proteingehalt im Schwebstoff zur Zeit des Herbst-Eintrags (Makrophytendetritus!) besonders hoch, im Sommer dagegen der Gesamtadenylatanteil als Indikator für die mikrobielle Biomasse. Nähere Erläterunegn finden sich im Text.

KONZENTRATIONEN:		Sommer		Winter			
		>15°C	>20°C	<15°C	< 5°C	Herbst-Eintrag	Hochwasserwerte
Schwebstoff- trockengewicht	(ma/1)	26.2 ± 23%	27.3 ± 15%	19.3±42%	16.2 ± 31%	21,9 ± 39%	29,1±47%
Glühverlust	(mg/1)	10.8 ± 20%	10,8 ± 19%	8,6 ± 38%	7,6 ± 40%	9,8±34%	10,1±43%
Aschegewicht)(ma/1)	15 4 + 21%	16.5 ± 16%	10.7 ± 40%	8.6 ± 37%	12.1±37%	19.0 ±45%
Protein	(ma/1)	1.3 ± 26%	1.1 ± 28%	1.4 ± 44%	1.1 ± 47%	1.8 ± 35%	1.6 ± 31%
Frotein Gosamt -	(119/1)	1,5 - 200					
Adenylat	(µg/l)	30,0 ± 28%	30,8 ± 33%	22,4 ± 42%	19,7 ± 57%	25,5 ± 32%	26,4 ± 31%
ATP	(µg/l)	6,9 ± 44%	7,6±27%	7,1±31%	8,1 ± 28%	6,3±27%	7,0±36%
ADP	(µg/l)	6,5 ± 49%	7,5±55%	4,8±37%	4,7±41%	5,2 ± 31%	6,1±40%
AMP	(µg/l)	16,6±17%	15,7±22%	9,9±49%	6,9±89%	14,0 ± 33%	13,3±37%
PROZENTUALE AN	TEILE:						
Glühverlust	(%)	41,8±13%	39,4±11%	46,2 ± 19%	45,4±17%	46,3±21%	38,9±14%
Aschegewicht (Glührückstand) (%)	58,2±11%	60,6±10% ·	53,8±16%	54,6±14%	53,7±19%	61,6 ± 12%
Protein am Schwebstoff Glühverlust	(%) (%)	4,8±34% 10,9±18%	4,0 ± 25% 10,2 ± 27%	7,2±46% 16,3±27%	6,8±28% 14,5±26%	8,2 ± 24% 18,4 ± 43%	2,7±95% 19,4±43%
GesAdenylat Glühverlust Protein	am (ዬ) (ዬ)	2,8±51% 23,1±39%	2,9±34% 28,0±36%	2,6±46% 16,0±38%	2,6±68% 17,9±45%	2,6 ±53% 14,2±42%	2,6 ± 49% 16,5 ± 37%
ATP am Glühverlust Protein	(23) (28)	0,6±43% 5,4±44%	0,7±43% 6,9±46%	0,8±46% 5,1±49%	1,1±45% 7,4±36%	0,6±49% 3,5±36%	0,7 ± 51% 4,4 ± 37%
ADP am Glühverlust Protein	(52) (52)	0,6 ± 43% 5,0 ± 47%	0,7±38% 6,8±52%	0,6±51% 3,4±49%	0,6±67% 4,3±50%	0,5±46% 2,9±51%	0,6 ± 34% 3,8 ± 37%
AMP am Glühverlust Protein	(2) (2)	1,5 ± 39% 12,8 ± 41%	1,5 ± 37% 14,3 ± 31%	1,2±54% 7,1±56%	0.9 ± 76% 6,3 ± 84%	1,4±64% 7,8±36%	1,3±51% 8,3±39%

Letztlich integriert eine subjektive Selektion von Naturdaten, z.B. nach den in Tabelle 3.1. angegebenen Auswahlkriterien, immer über die auf verschiedenen Zeitskalen ablaufenden und sich daher in ihrem Einfluß auf die jeweiligen Meßwerte überschneidenden Prozesse 'hinweg', so daß in einem derartig dynamischen System, wie es ein Tidefluß darstellt, vermutlich keine 'besseren' Meßergebnisse zu erhalten sind. Je nach Wahl der Probennahmefrequenz bestimmen entweder die auf engeren oder die auf weiteren Zeitskalen ablaufenden Vorgänge die Variabilität der Meßwerte.

Für die in Tabelle 3.1. bezeichneten Unterschiede zwischen den einzelnen Mittelwerten lassen sich jedenfalls realistische Erklärungen finden, die ausführlich in Abschnitt 4. diskutiert werden. Eine wesentliche Stütze sind in diesem Zusammenhang die Ergebnisse der mikroskopischen Schwebstoffanalyse, da durch sie die gefundenen quantitativen Veränderungen definierten Strukturänderungen innerhalb der Schwebstoffmatrix zugeordnet werden können.

Zunächst sollen die in Tabelle 3.1. aufgeführten quantitativen Unterschiede und ihre möglichen Ursachen kurz dargestellt werden, bevor im anschließenden Kapitel ausführlich auf die Ergebnisse der Fluoreszenzmikroskopie eingegangen wird.

3.3.2.1. Biochemische Parameter

Die aus der Schwebstoffkonzentration-Jahresgangkurve sichtbaren Konzentrationserhöhungen im Sommer und im Herbst werden durch die angegebenen Mittelwerte in Tabelle 3.1. bestätigt. Die im Durchschnitt höchsten Werte wurden im Zuge von Hochwasserwellen erreicht. Wie im Kapitel 3.2. für die erste Anstiegsphase des Frühjahrshochwassers 1986 dargestellt. lassen sich diese Werte maßgeblich auf eine Erhöhung des mineralischen Feststoffanteils zurückführen. Dies wird durch die entsprechenden Werte (Konzentrationsangaben und prozentualen Anteile am Schwebstofftrockengewicht) aus Tabelle 3.1. bestätigt. Offen bleibt zunächst noch die Frage, wodurch demgegenüber die relativ hohen Mineralstoffanteile bei den Sommer-Schwebstoffen zu erklären sind.

Die Gesamtmenge der organischen Substanz am Schwebstoff ändert sich mit der Jahreszeit nur wenig. Dies scheint zunächst der Hypothese eines maßgeblichen biologischen Einflusses auf die Schwebstoffdynamik zu widersprechen. Eine Betrachtung der biochemischen Parameter zeigt aber, daß sich in der Zusammensetzung der organischen Substanz im Jahreslauf qualitative Veränderungen ergeben, die sich auf biogene Prozesse zurückführen lassen.

Die Proteinwerte sind im Herbst besonders hoch. Der durch die Proteinwerte erfaßte Biomasseanteil am Sommer-Schwebstoff ist zugleich, bezogen auf Trockengewicht und Glühverlust, deutlich erniedrigt. Die Proteinwerte scheinen somit vor allem den Phytodetritusanteil (erhöhter Eintrag im Herbst) zu repräsentieren.

Ein umgekehrtes Verhältnis ergibt sich bei den Adenylatkomponenten mit höheren Werten im Sommer als im Herbst. Die Winterwerte sind fast ausnahmslos am niedrigsten. Der prozentuale Anteil des Adenylatpools am Schwebstoff bleibt jedoch bezogen auf den Glühverlust im Mittel konstant. Bezogen auf die Proteinbiomasse liegen dagegen die Werte im Sommer deutlich am höchsten und im Herbst bis auf den Parameter AMP - am niedrigsten.

Geht man davon aus, daß die Adenylate im Schwebstoff ausschließlich Bestandteil lebender Zellen sind, so bedeutet dies eine Erhöhung des relativen Anteils

1

aktiver Biomassekomponenten im Sommer bei gleichzeitiger Verringerung der Gesamtmenge der organischen Komponenten (Glühverlust) im Schwebstoff. Der Herbst/Winter-Schwebstoff enthält zwar weniger aktive Biomasse, dafür aber einen deutlich höheren Anteil organischer Substanz. Danach würden vor allem im Sommer biogene Umbauprozesse an den Schwebstoffpartikeln stattfinden. Eine Bestätigung für diese Annahmen liefert die fluoreszenzmikroskopische Schwebstoffanalyse, deren Ergebnisse im folgenden Abschnitt dargestellt werden.

t

Insgesamt belegen die gemessenen Werte, daß für die betrachteten jahreszeitlichen Abschnitte charakteristische Schwebstoffpools die Zusammensetzung der Feststoffe in der Wassersäule bestimmen.

3.3.3.2. Fluoreszenzmikroskopische Schwebstoffanalyse

Schwebstoff umfaßt alle partikulären Der Begriff organischen Substanzen, die zu einem gegebenen Zeitpunkt in der Wassersäule suspendiert sind. Die Zusammensetzung der suspendierten partikulären Substanzen kann sowohl hinsichtlich der relativen Anteile zwischen den einzelnen Partikelspezies variieren als auch hinsichtlich der 'Zustandsform' eines definierten Partikels. Bei einem biogenen Detrituspartikel kann sich diese z.B. durch mikrobielle Dekompositionsprozesse fortschreitende verändern. Dabei findet jeweils parallel zur biochemischen Zersetzung der Detritusteilchen, z.B. eines Pflanzenfragmentes, eine Auflösung der ursprünglichen Partikelstruktur statt (ODUM und DE LA CRUZ 1967, FENCHEL 1970, GOSSELINK und KIRBY 1974, MORRISON et al. 1977).

Derartige Veränderungen innerhalb und zwischen den einzelnen Schwebstoffkomponenten können bei einer direkten mikroskopischen Betrachtung festgestellt werden. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß die Schwebstoffpartikel bei der Probengewinnung und mikroskopischen Präparation nur unwesentlich verändert werden. Häufig werden dazu die Feststoffe aus Wasserproben abfiltriert und dann auf dem Filter z.B. mit einem Fluoreszenzfarbstoff angefärbt und anschließend mikroskopiert (PITAL et al. 1966, ZIMMERMANN und MEYER-REIL 1974, PAUL und JOHNSON 1977, RHEINHEIMER 1977, KONDRATIEFF und SIMMONS 1985. ALBRIGHT et al. 1986).

Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen derartiger Präparate (DEGENS und KEMPE 1980, SILVER und ALLDREDGE 1981, PEDRóS-ALIó und BROCK 1983) zeigen deutlich, daß die verschiedenen Schwebstoffkomponenten durch die Filtration in mehreren Lagen 'übereinandergestapelt' werden, so daß die ursprüngliche Ausdehnung und Zusammensetzung einzelner Schwebstoff-Flocken nicht mehr identifizierbar ist.

Wie z.B. aus den Untersuchungen von NöTHLICH (1972a) und WELLERSHAUS (1981) hervorgeht, werden die Schwebstoffkonzentrationsveränderungen im Tidezyklus vor allem durch Partikel mit hohen Sinkgeschwindigkeiten bestimmt.

Um diese Partikeleigenschaft auch bei meinen Untersuchungen zu berücksichtigen, habe ich versucht, durch die Zentrifugation (s. Kap. 2.2.) eine grobe Auftrennung der Feststoffe nach ihrer Sedimentationsgeschwindigkeit vorzunehmen. Die getrennte mikroskopische Betrachtung und biochemische Analyse der einzelnen Schwebstoff-Fraktionen ermöglichte dann neben einer differenzierten Analyse der vorhandenen Partikelstrukturen und -komponenten auch eine zuverlässige Quantifizierung der im Jahreslauf auftretenden Partikelspezies.

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse zeigen zugleich, daβ die FITC-Methode anderen Anfärbetechniken in bezug auf die Identifizierung und Quantifizierung der vielfältigen Feststoffkomponenten überlegen ist.

Betrachtet man die Struktur und Zusammensetzung der Schwebstoffpartikel im mikroskopischen Bild, so wird ersichtlich, daß über die gewichtsbezogenen Meßwerte die tatsächliche Bedeutung der biogenen Komponenten nur unzulänglich erfaßt wird. Abbildung 3.3.8. zeigt, wie stark diese tatsächlich an der Zusammensetzung der Schwebstoffe beteiligt sind. Nimmt man als Bezugsgröße das Schwebstoffvolumen, so beträgt der organische Anteil in den Sommermonaten durchschnittlich zwischen 80 % und 95 %. Der Anteil der lebenden Biomasse liegt dabei deutlich über 50 %. Die mineralischen Partikel sind vollständig in die biogene Schwebstoffmatrix integriert, ohne die Morphologie der Partikel wesentlich mitzubestimmen.

Die Abbildungen 3.3.9. bis 3.3.11. zeigen typisches Schwebstoffmaterial der 200-, 400- und 4000 x g-Fraktionen. Während die 200- und 400 x g-Fraktion die großen Schwebstoff-Flocken enthalten, verbleiben in der 4000 x g-Fraktion Mikroflocken bis ca. 5 μ m Durchmesser und freie Zellen von Mikroorganismen. Nach den Proteinwerten für die einzelnen Schwebstoff-Fraktionen sind in den Sommermonaten ca. drei Viertel der Protein-Biomasse an die großen Flocken gebunden, im Herbst verringert sich der Anteil auf ca. zwei Drittel. Dies bedeutet, daß die in der Elbe vorhandenen Mikroorganismen im Jahreslauf zu 50 % - 80 % an die Schwebstoffpartikel gebunden sind. Die mikroskopische Analyse bestätigt diese aus den Proteinwerten erhaltene Abschätzung.

Die Auftrennung des Feststoffmaterials nach Sedimentationsklassen liefert zudem wertvolle Informationen über die für das Sinkverhalten wesentlichen Faktoren. Eindeutig ist, daß in diesem Zusammenhang der Parameter



Abbildung 3.3.8.: Schwebstoffpartikel der grobpartikulären Fraktion. Das obere Foto (A) zeigt die Oberfläche einer Schwebstoff-Flocke aus einer Probe vom 4.3. 1985 mit deutlich sichtbaren dunklen mineralischen Teilchen (s. Markierungen). Der hell fluoreszierende 'Kreis' im oberen Teil der Flocke ist eine (nicht in der Schärfenebene des Mikroskopes liegende) zentrische, lebende Kieselalge. Auf dem länglichen mineralischen Partikel im Zentrum der Flocke sind einzelne sehr kleine (Ø~1 µm) Bakterienzellen als helle Punkte erkennbar. Das untere Foto (B)zeigt eine Ansammlung verschiedener Mikroorganismen an bzw. in einer folienartigen organischen Matrix (möglicherweise der Überrest eines Zooplankters oder Pflanzenteils).

Anm.: Die mikroskopische Vergrößerung ist bei allen Fotos dieser Abbildung und bei den folgenden Abbildungen identisch. Die Länge des Datumsbalkens umfaßt einen Bildausschnitt von ca. 30 μm. Im Vergleich dazu kann jeweils die reale Größe der einzelnen Feststoffbestandteile abgeschätzt werden.



Abbildung 3.3.9.: Schwebstoff-Flocke der 200 x g - Fraktion. Im zentralen Teil der Flocke erkennt man hell fluoreszierende Kieselalgen und Grünalgenzellen. Bakterien sind als deutlich abgegrenzte helle Punkte sichtbar. Sie befinden sich überwiegend in einer schleimigen amorphen Grundmatrix, von der die Flocke vermutlich zusammengehalten wird. Die leere Kieselalgenschale am rechten unteren Rand der Flocke ist ebenfalls von Bakterien (in einer Schleimhülle) besiedelt.



Abbildung 3.3.10.: Schwebstoff-Flocke der 400 x g - Fraktion. Bakterienzellen und Algen heben sich deutlich von der amorphen Grundmatrix ab. Im Gegensatz zu Abb. 3.3.9. ist der Bau dieser Flocke weniger kompakt.



Abbildung 3.3.11.: Schwebstoffpartikel der 4000 x g - Fraktion. Nach der Zentrifugation der Elbwasserprobe mit niedrigen g - Zahlen (200- und 400 x g) verbleiben im Überstand lediglich Mikroflocken und freie Zellen von Mikroorganismen. Durch die fraktionierte Zentrifugation erfolgt somit eine Auftrennung des Schwebstoffmaterials (gemäß des Sinkverhaltens der einzelnen Partikel) in eine grobund eine feinpartikuläre Fraktion. 'Korngröße' keine geeignete Bezugsgroße ist, da die Partikelmorphologie derartig variiert, daß eine definierte Korngröße nicht angegeben werden kann. Genaue Untersuchungen zur Flockengröße wurden nicht durchgeführt, jedoch läßt sich aus den mikroskopischen Schwebstoffpräparaten ableiten, daß ca. 60 % der Flocken einen Durchmesser von 100 - 200 μ m aufweisen.

ţ.

Nach den mikroskopischen Befunden wird die Schwebefahigkeit in erster Linie durch den Anteil mineralischer Partikel und durch das Oberflächen-/Volumenverhältnis der Gesamtpartikel beeinflußt. So sind in die Flocken der 200 x g-Fraktion regelmäßig mineralische Partikel integriert (Abbildungen 3.3.12.A-C), während die Flocken



zu Abbildung 3.3.12.



Abbildung 3.3.12.: Schwebstoff-Flocken der 200 x g - Fraktion mit einem unterschiedlichen Mineralkornanteil. Einige mineralische Flockenbestandteile sind beispielhaft gekennzeichnet.Während die Feststoffpartikel in Bild A und B jeweils recht große Mineralkörner beinhalten, sind in Bild C nur sehr kleine (~1 µm) Mineralkörner erkennbar. - 62 -

der 400 x g-Fraktion fast ausschließlich aus amorphem, biomassereichem Material bestehen. Die Vielfalt in der Partikelmorphologie ist bei beiden Fraktionen vergleichbar. Es zeigt sich jedoch, daß sehr große Partikel i.d.R. einen hohen Anteil fädiger Strukturen aufweisen und damit stark verzweigt sind (Abbildung 3.3.13.).

1



zu Abbildung 3.3.13.



Abbildung 3.3.13.: Stark verzweigte Schwebstoff-Flocke, fotografiert in drei Schärfenebenen. Erst beim 'Durchfokussieren'der Partikel unter dem Mikroskop läßt sich die komplexe dreidimensionale Gestalt der Schwebstoffe erkennen. In diesem Fall wird die Flockenstruktur durch Zellfäden von Mikroorganismen zusammengehalten.

- 63 -

Ein Vergleich von Partikeln aus verschiedenen jahreszeitlichen Abschnitten zeigt, daß im Sommer-Schwebstoff biomassereiches, organisches Material mit einer sehr lockeren Textur dominiert, während im Herbst der Anteil kompakter Detritus-Partikel zunimmt. Im Frühjahr nach der Schnee- und Eisschmelze sowie im Verlauf von Hochwasserwellen bestehen die Schwebstoffe überwiegend aus kompakten mineralstoffreichen Partikeln, bei denen das organische Material gewissermaßen nur noch als Kittsubstanz die einzelnen Mineralkörner zusammenhält (Abbildungen 3.3.14. - 3.3.16.).



zu Abbildung 3.3.14.



Abbildung 3.3.14.: Typische 'Sommer-Schwebstoff-Flocken' der 200 x g -Fraktion. Bei den bis ca. 30 μm großen gelb-grün fluoreszierenden Mikroorganismen handelt es sich jeweils um Grün- und Kieselalgen. Die Textur der Partikel ist stark aufgelockert. In der schwach fluoreszierenden Grundmatrix (vermutlich mikrobielle Schleime) befinden sich zahllose Bakterienzellen, erkennbar als hell fluoreszierende ca. 1 μm große Punkte.



66

zu Abbildung 3.3.15.

;


Abbildung 3.3.15.: Beispiele für Feststoffpartikel aus Herbst-Schwebstoffproben. Bild A zeigt Teile einer Pflanzenfaser (Holz-/Leitbündelfragment). Auffällig ist die fehlende Bakterienbesiedlung. Zumeist ist der Anteil mineralischer Partikel (s. Markierungen, Bild B) im Flockenmaterial im Vergleich zum Sommer sichtbar erhöht. Kompakte Flocken enthalten in der Regel sehr große Mineralkörner (Bild C, s. Markierung).





Abbildung 3.3.16.: Schwebstoffe der 200 x g - Fraktion aus Probenmaterial, daß während einer Hochwasserphase gewonnen wurde.Auffällig ist der kompakte Bau der Flocken und der hohe Anteil z. T. sehr großer mineralischer Partikel (s. Bild A und C) in der Flockenmatrix.Die hell fluoreszierende organische Substanz besteht fast ausschließlich aus amorphem Material, daß zugleich mit zahlreichen Bakterienzellen (hell-fluoreszierende ca. 1 µm große Kokken oder Stäbchen) durchsetzt ist. - 69 -

Mit Hilfe des Fluoreszenzfarbstoffes FITC lassen sich somit differenzierte Aussagen zur Zusammensetzung der einzelnen Schwebstoffpartikel machen. Es kann eindeutig der Fluoreszenzintensität zwischen Detritus, anhand lebenden Zellen und mineralischen Partikeln unterschieden werden. Damit lassen sich im mikroskopischen Bild gleichzeitig die volumenmäßigen Anteile dieser Komponenten guantifizieren. Für das Phytoplankton läßt sich in Kombination mit der Eigenfluoreszenz der Photosynthese-Pigmente zusätzlich der physiologische Zustand der Zellen näher beschreiben. Junge Zellen erscheinen im mikroskopischen Bild gelb bis orange gefärbt, während alte und abgestorbene Zellen rot bis schwach rot-braun fluoreszieren. Bei diesen Zellen läßt sich zugleich eine zunehmende Auflösung der Chromatophoren beobachten.

Im Jahreslauf betrachtet, stellen Algen jedoch nur einen sehr geringen Teil der Schwebstoffbiomasse. Grünalgen finden sich nur in den Monaten Juni bis September regelmäßig im Schwebstoff, wobei sie nur selten integrativer Teil der Schwebstoffpartikel sind. Kieselalgen, wenn vorhanden, sind zumeist Bestandteil großer Flocken (Abbildung 3.3.17.). Auffällig ist, daß sie auch als freie Zellen zumeist von Bakterien besiedelt sind (Abbildung 3.3.18.). Cyanobakterien kommen ebenfalls nur vereinzelt in den Sommermonaten im Schwebstoff vor.

Nach diesen Befunden bestimmen eindeutig die verschiedenen Bakterienspezies die Mikrobiologie der Schwebstoffe, insbesondere die biologische Aktivität. Der mikroskopische Vergleich der Partikelzusammensetzung im Herbst und im Sommer bestätigt den in Abschnitt 3.3.3.1. dargelegten Befund, daß die Sommer-Schwebstoffe einen höheren relativen Anteil aktiver Biomasse besitzen. Der zu dieser Zeit geringe Anteil an kompaktem Detritus legt den Schluß nahe, daß die mikrobielle Biomasseproduktion größtenteils auf Kosten dieses organischen Nährstoff-

1



zu Abbildung 3.3.17.



Abbildung 3.3.17.: Schwebstoff-Flocke mit mehreren Kieselalgenzellen, fotografiert in drei Schärfenebenen. Die Algen lassen sich in der Regel (außer durch ihre typische Zellform und ihren größeren Zelldurchmesser) durch ihre orange/rötliche Fluoreszenz von den Bakterienzellen unterscheiden. Dies zeigt sich besonders an der ca. 50 µm großen Kieselalgenzelle am unteren Rand der Schwebstoff-Flocke.



Abbildung 3.3.18.: Kieselalgen mit Bakterienaufwuchs (s. Markierungen).

pools erfolgt, mit der Folge, daß sich die Textur der Partikel aufgrund des zunehmenden Abbaus dieses Schwebstoffkompartiments stark auflockert. Außerdem kommt es im Zuge des Bakterienwachstums zu einer verstärkten Schleimabsonderung. Die damit einhergehende Erhöhung des Oberflächen-/Volumenverhältnisses führt möglicherweise größeren Schwebefähigkeit der zu einer Feststoffpartikel.

ļ

Der Jahreslauf der Nitritkonzentration (Abbildung 3.3.19.)belegt beispielhaft die deutlich höhere Intensität mikrobieller Umsetzungsprozesse in den



Abbildung 3.3.19.: Nitritkonzentrationen bei Oortkaten von Oktober 1984 bis September 1986. Der Jahresgang zeigt deutlich die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation.

Sommermonaten. Nitrit entsteht in der Elbe durch die Aktivität der ammoniakoxidierenden Bakterien. Die Nitritbildung ist Bestandteil der als Nitrifikation bezeichneten mikrobiellen Umsetzungen innerhalb des Stickstoffkreislaufs in Ökosystemen. Diese Prozesse sind stark sauerstoffzehrend und laufen bei hohen Wassertemperaturen mit großer Intensität ab (RHEINHEIMER 1965a. KARBE 1977. CASPERS 1981, TAKAHASHI et al. 1982, WOLTER et al. 1985). Die physiologische Charakterisierung einzelner Stämme von Ammoniakoxidanten zeigt, daß unterhalb von + 5°C keine Nitritbildung mehr erfolgt (KOOPS et al. 1976, HARMS et al. 1977). Für die Elbe gibt RHEINHEIMER (1965b) eine entsprechende Temperaturgrenze von < 10°C an. Da diese Temperaturgrenze auch für zahlreiche andere Bakteriengruppen zu gelten scheint (RHEINHEIMER 1965b), kann der Jahresgang der Nitritkonzentration als allgemeiner Indikator für die Zeiträume hoher und niedriger mikrobieller Aktivität in der Elbe angesehen werden.

Eine Quantifizierung des Temperatureinflusses auf die heterotrophe Schwebstoffmikroflora konnte im Laborexperiment über ATP-Messungen erreicht werden (s. Abschnitt 3.4.).

Bevor ich auf diese Ergebnisse im einzelnen eingehe, möchte ich im folgenden Kapitel zunächst die theoretischen und experimentellen Grundlagen des von mir dazu neu entwickelten Meßprinzips darstellen.

<u>3.4. Ergebnisse der ATP-Messungen an Schwebstoffmikro-</u> <u>flora-Batch-Kulturen</u>

Die in den Feststoffpartikeln beobachtete hohe Bakteriendichte impliziert, daß das System Schwebstoff-Flocke einen eigenen Mikrokosmos darstellt, in dem vielfältige Stoffumsetzungen stattfinden. Erst die Kenntnis der einzelnen Stoffwechselleistungen der Schwebstoffmikroflora ermöglicht eine genaue Abschätzung darüber, welchen Beitrag die Schwebstoffe zum gesamten Stoffumsatz in der Elbe liefern. Besondere Schwierigkeiten ergeben sich bei dem Versuch, die Dekomposition organischen Materials wie Phytodetritus, in situ zu untersuchen, da dieser Prozeß über eine Sukzession verschiedener Bakterienspezies erfolgt (MORRISON et al. 1977) einer vermutlich engen Verzahnung der einzelnen mit Stoffumsetzungen. Dies macht es erforderlich, entweder Stoffwechselleistungen einzelner Bakterienspezies die oder -gruppen im Labor getrennt zu erfassen oder die Stoffwechselaktivität der Schwebstoff-Flora als Ganzes messen. Ansätze einer summarischen Erfassung von zu Stoffwechselaktivitäten über den Parameter ATP sind aus Untersuchungen von Belebtschlammbiocoenosen bekannt (PATTERSON et al. 1970, WEDLE und JENKINS 1971, KEES et al. 1975, UPADHYAYA und ECKENFELDER 1975).

Grundlage dieses Meßverfahrens ist die Tatsache, daß die den organischen Nährstoffmolekülen gespeicherte in Energie bei den biochemischen Abbauvorgängen in ATP-Moleküle 'transformiert' wird, mit deren Hilfe dann die zelleigenen Brosynthesen durchgeführt werden können. Die in den Zellen erzeugte ATP-Menge ist somit ein Indikator für die Stoffwechselaktivität der einzelnen Zelle und für die vorhandene Anzahl aktiver Zellen ('Biomasse'). Erzeugung von ATP-Energie zum Betreiben des Zell-Die stoffwechsels ist letztlich allen Lebewesen gemeinsam und läßt diesen Parameter daher für integrative Messunvon Stoffwechselaktivitäten besonders geeignet gen erscheinen.

Wie in zahlreichen Untersuchungen nachgewiesen wurde, reagieren Mikroorganismen unter dem Einfluß variierter Umweltbedingungen mit deutlichen Veränderungen im zellulären ATP-Pool (STRANGE et al. 1963, SCHÖN und BACHOFEN 1970, CHAPMAN et al. 1971, BACHI und ETTLINGER 1973, GREISER 1982). Bisher gab es jedoch kein Verfahren, mit dem der Grad der Veränderungen im zellulären ATP-Pool in bezug auf die Intensität des einwirkenden Faktors quantifiziert werden konnte.

Mit dem von mir entwickelten Meßverfahren ist dies erstmals über wenige ATP-Messungen aus Batch-Kulturansätzen möglich.

3.4.1. Ableitung des Meßprinzips

Trägt man die im Verlauf des Wachstums einer Schwebstoffmikroflora-Batch-Kultur gemessenen ATP-Werte grafisch als ATP pro Zeiteinheit (h) gegen die jeweilige ATP-Konzentration auf, so repräsentieren die erhaltenen Funktionswerte eine Gerade, die ein Maß für die Aktivität der Schwebstoffmikroflora darstellt.

Dieser bisher nicht gebräuchlichen Auswertung und Interpretation von ATP-Werten aus Batch-Kulturansätzen liegen folgende Beobachtungen und Denkansätze zugrunde.

Nach MONOD (1949) besteht in einer Batch-Kultur eine definierte mathematische Beziehung zwischen der spezifischen Wachstumsrate μ und der Konzentration einer für das Wachstum essentiellen (organischen) Substanz S (Substrat) im Medium. Dabei ist bei geringen Substratkonzentrationen μ proportional zu S – bis hin zu einem Maximalwert, bei dem letztlich die volle Aufnahmekapazität der Bakterienzellen für das Substrat erreicht ist. Eine weitere Steigerung der Substratmenge im Medium würde also bei gleicher Bakteriendichte keine Steigerung der Wachstumsleistung mehr bewirken.

Hieraus leitet sich die theoretische Möglichkeit ab, in einem Kulturexperiment über die Substratkonzentration das Bakterienwachstum zu steuern. Dies wird bei einem kontinuierlichen Kulturverfahren im Chemostaten realisiert (HERBERT et al. 1956).

t

Ebenso konnte MONOD (1949) zeigen, daß eine Proportionalität zwischen dem Wachstum (Änderung der Zellzahl (x) pro Zeiteinheit) einer Kultur und dem Substratverbrauch (Verringerung der Substratkonzentration (S) pro Zeiteinheit besteht. Der Proportionalitätsfaktor Y ergibt sich rechnerisch aus der pro Mol Substrat gebildeten Bakterienbiomasse:

Y = <u>gebildete Bakterienbiomasse</u> Mol Substrat

Die mathematische Beziehung zwischen dem Bakterienwachstum, gemessen als Änderung der Zellzahl oder Biomasse (x) mit der Zeit, $\frac{(dx)}{(dt)}$ und dem Substratverbrauch, gemessen als Änderung der Substratkonzentration (S) mit der Zeit, $\frac{(ds)}{(dt)}$ in einer Batch-Kultur ergibt sich somit als:

 $\frac{dx}{dt} = -y \frac{ds}{dt}$

Dieser mathematische Zusammenhang kann prinzipiell auch aus ATP-Messungen abgeleitet werden, wenn man pro Mol umgesetzten Substrats eine definierte Menge an produziertem ATP annimmt (GUNSALUS und SHUSTER 1961, STANIER et al. 1978).

Betrachtet man vor diesem Hintergrund die erhaltenen ATP-Konzentrationen in Kulturen der Schwebstoffmikroflora, so wird deutlich, daß die ATP-Werte zunächst im Mittel mit der Zunahme der Bakterienbiomasse ansteigen und dann nach Erreichen eines Maximums mit zunehmender Erschöpfung des Substratpools wieder abfallen (Abbildung 3.4.1.).

Die parallel dazu aufgenommenen Wachstumskurven (Abbildung 3.4.2.) zeigen den theoretisch zu erwartenden



Abbildung 3.4.1.: Typischer Verlauf von 'ATP-Kurven' während des Wachstums von Schwebstoffmikroflora-Batch-Kulturen. Beide Kulturen (A u. B) wurden bei 25°C über 10 Stunden inkubiert.Ein Vergleich mit den dazugehörigen Wachstumskurven (s. Abb. 3.4.2. und 3.4.3.) zeigt, daß die ATP-Konzentrationen in den Kulturen zunächst im Mittel parallel zur Biomassezunahme ansteigen, dann aber nach Erreichen eines Maximalwertes schrittweise auf ein niedrigeres Niveau zurückgehen.Die Ursache dafür kann nur in einer deutlichen Verringerung des zellulären ATP-Pools liegen (z.B. aufgrund der stetigen Abnahme der Substratkonzentration in der Nährlösung), da die Biomasse, wenn auch langsam, weiter zunimmt.



Abbildung 3.4.2.: Biomassezuwachs (Wachstumskurven) in den Schwebstoffmikroflora-Batch-Kulturen aus Abbildung 3.4.1., gemessen als Zunahme der Trübung (optische Dichte = 0.D.) im Kulturmedium. Der Verlauf zeigt jeweils die typischen Wachstumsphasen einer Batch-Kultur: eine Anlaufphase mit einer langsamen Biomassezunahme, einen kurzfristigen starken Biomassezuwachs ('exponentielle' Wachstumsphase) und ein deutliches Abflachen der Kurve zu Beginn der stationären Phase.

Verlauf mit steilen einer Anstiegsphase und einem kurzfristigen Übergang zur stationaren Phase. Dieses Abflachen der Wachstumskurve wird vor allem durch die zunehmende Erschöpfung des Substratpools hervorgeruten. Während des Wachstums mit maximaler Wachstumsrate, repräsentiert durch den steilen Anstieg der Bakterienergeben sich aus den oben zitierten idealisierdichte. ten Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Wachstumsparadie jeweiligen ATP-Werte theoretisch allein metern aus Zunahme der Zellzahl – solange noch der alle Zellen optimal mit Nährstoffen versorgt sind. Unterlegt man der ATP-Kurve den Wachtumsverlauf, so scheint dies auch im Mittel gegeben zu sein (Abbildung 3.4.3.). Im abflachen-



Abbildung 3.4.3.: Vergleich der Biomasse- und ATP-Produktion von Kultur B aus Abbildung 3.4.1.. Der im Mittel gegebene parallele Verlauf der beiden Kurven im Bereich der ansteigenden ATP-Werte dokumentiert die anfängliche Abhängigkeit des ATP-Pools in der Kultur von der Biomasseproduktion.

den Teil der Wachstumskurve spiegeln die ATP-Werte zunehmend die Abnahme der Nährstoffkonzentration wieder, so daβ trotz einer weiteren Zunahme der Zellzahl der ATP-Gehalt in der Kultur stetig abnimmt.

Unter welchen mathematischen Voraussetzungen ergeben sich nun aus den ATP-Werten die eingangs erwähnten linearen Funktionen?

Die beschriebene Auftragungsweise (ATP/Zeiteinheit gegen die ATP-Konzentration) bedeutet mathematisch die Bildung der 1. Ableitung der ursprünglichen ATP-Funktion (f(t)). Diese Ableitungsfunktion muß dann eine Gerade ergeben, wenn f(t) den Verlauf einer Parabel aufweist. Dies gilt, wie aus Abbildung 3.4.2. hervorgeht, näherungsweise für den Wachstumsverlauf bis zur Übergangsphase in den stationären Bereich der Wachstumskurve. Das Wachstum der beobachteten Mikroflora verläuft also nicht exponentiell, wie theoretisch für Reinkulturen unter optimalen Wachstumsbedingungen angenommen, sondern in Form einer 'abgeschwächten' Exponentialfunktion, die hinreichend genau durch eine Parabelfunktion beschreibbar ist.

Wie eine entsprechende Regressionsanalyse zeigt, gilt dies auch für die ATP-Funktion (Abbildung 3.4.4.), wobei der erste Teil der Kurve als aufsteigender Ast, der zweite Teil als der zugehörige absteigende Ast zu betrachten ist. Der letztere Teil verläuft theoretisch proportional zur Substratkonzentrationsabnahme. Dieser Zusammenhang wird durch die Tatsache idealisierte dokumentiert, daß faktisch alle ATP-Werte auf der gleichen Geraden liegen (Abbildung 3.4.5.). Dabei liegen die Werte aus Parallelansätzen der Batch-Kulturen ausnahmslos innerhalb der Fehlergrenzen von 1 - 5 % für die Einzelmessungen. Zwischen den Einzelwerten ergibt sich eine Korrelation von > 99 %, wenn man die Ableitungsfunktion als Regressionsgerade auffaβt. Das bedeutet eine ausgesprochen hohe Reproduzierbarkeit der

1



Polynome Regression 2-ten Grades: R = 0,920 (Werte aus Kultur A, Abb. 3.4.1.)



Polynome Regression 2-ten Grades: R = 0,803 (werte aus Kultur A, Abb. 3.4.1.)

Abbildung 3.4.4.: Regressionsanalyse zur Ermittlung der idealisierten ATP-Funktion, die sich aus den Kulturwerten unter Berücksichtigung ihrer zeitlichen Abhängigkeit ergibt. Die Abbildung zeigt, daß sich die ATP-Werte mit guter Näherung durch Parabelfunktionen mathematisch beschreiben lassen, wobei die Werte bis zum Übergang zur stationären Phase durch den 'ansteigenden' (rechten) Parabelast repräsentiert werden und die Werte im Bereich der stationären Phase durch den 'absteigenden' (linken) Parabelast. Die dazugehörigen Regressionskoeffizienten belegen die hohe Signifikanz dieses Zusammenhanges.



Abbildung 3.4.5.: Funktionswerte der 1. Ableitung der ATP-Kurve aus einer Schwebstoffmikroflora-Batch-Kultur (200 + 400 x g - Fraktion, inkubiert bei 25°C über 18 Stunden). Die einzelnen Werte repräsentieren eine 'Regressionsgerade', deren Steigung ein Maß für die Aktivität (Wachstumsintensität) der Batch-Kultur ist. Aus der in der Grafik angegebenen (zeitlichen) Zuordnung der Meßwerte zu einzelnen Wachstumsphasen wird deutlich, daß dieser Zusammenhang über weite Bereiche des Wachstumsverlaufes gilt. Es genügen somit wenige Messungen, um derartige 'Regressionsgeraden' (1. Ableitungsfunktion) aus den ATP-Werten eines Kulturansatzes zu ermitteln.

Meβergebnisse, selbst bei der Verwendung derartig heterogen zusammengesetzten Probenmaterials, wie es die Elbe-Schwebstoffe darstellen.

Außerdem konnte ich zeigen, daß ein von der Biomasse (Proteinwert) gleiches Inokulum aus der feinpartikulären (4000 x g) Schwebstoff-Fraktion und aus den eigentlichen Schwebstoff-Flocken (200 + 400 x g-Fraktion) im gleichen Nährmedium zu vergleichbaren ATP-Geraden führen, wie dies z.B. aus den Meßergebnissen zum Temperatureinfluß auf die Aktivität der Schwebstoffmikroflora hervorgeht, die im folgenden Abschnitt beschrieben werden.

3.4.2. <u>Temperatureinfluß</u> auf <u>den</u> <u>Wachstumsverlauf</u>

Überwiegend scheint es so zu sein, daß unter in situ-Bedingungen an Partikel gebundene Bakterien die höchste Stoffwechselaktivität aufweisen (GOULDER 1976, HARVEY und YOUNG 1980, PALUMBO et al. 1984, JEFFREY und PAUL 1986). Dies bedeutet, daß über die relativen Biomasseanteile zwischen partikelgebundenen und frei suspendierten Bakterien nicht auf ihren Beitrag für den Stoffumsatz im ökosystem geschlossen werden kann. Eine derartige Schlußfolgerung wird aber z.B. durch die Arbeiten von RHEINHEIMER (1960, 1964, 1965, 1977a,b) impliziert, in denen der durch Keimzahlbestimmungen ermittelte geringe Anteil partikelgebundener Bakterien im Zusammenhang mit summarischen Aktivitätsmessungen herausgestellt wird. Dies bedeutet möglicherweise eine Unterschätzung des Beitrags der Schwebstoffmikroflora zum Stoffumsatz in der Elbe.

Prinzipiell kann mit der angewandten ATP-Methode der Einfluß zahlreicher Umweltfaktoren auf die Aktivität der heterotrophen schwebstoffgebundenen und frei suspendierten Bakterien ermittelt werden. Aus den jeweiligen quantitativen Beziehungen zwischen der Intensität der Einflußfaktoren lassen sich dann möglicherweise die in situ beobachteten Variationen in der mikrobiellen Aktivität erklären.

Aus den Untersuchungen von PALUMBO et al. (1984) geht z.B. hervor, daβ eine Steigerung der bakteriellen Biomasseproduktion auch in situ durch ein erhöhtes

- 83 -

Angebot organischer Nährstoffe und einen Anstieg der Temperatur hervorgerufen wird. Im Zuge dieser Einflüsse nahm die Größe der Bakterienzellen in den untersuchten Proben aus der Georgia Bight und dem Newport River Ästuar deutlich zu.

t

Da Untersuchungen zum Temperatureinfluß auf die Aktivität der Elbe-Mikroflora in der Vergangenheit bereits mehrfach durchgeführt worden sind (s. Abschnitt 3.3.3.2.), war es möglich, die ATP-Methode dahingehend zu überprüfen, ob sie den Einfluß der Wassertemperatur auf die mikrobiellen Umsetzungen im Schwebstoff realistisch wiedergibt. Aus den Ergebnissen könnte dann abgeschätzt werden, ob mikrobielle Umbauprozesse am Schwebstoffmaterial auch im Winter bei niedrigen Wassertemperaturen ablaufen können oder ob die Aktivität Schwebstoffmikroflora auf die Sommermonate beder schränkt ist, wie dies z.B. für die Nitrifikation beobachtet wird.

Abbildungen 3.4.6. und 3.4.7. zeigen die für Die verschiedene Temperaturen ermittelten Aktivitätsgeraden für die 200 x g + 400 x g sowie für die 4000 x g-Schwebstoff-Fraktionen. Der Temperatureinfluß läßt sich über die unterschiedliche Steigung der Geraden exakt quantifizieren. Eine Auswertung der Ergebnisse anhand der Abbildung 3.4.8. ergibt eine lineare Beziehung zwischen jeweiligen -Steigung der Aktivitätsgeraden und der der Temperatur. Aus dieser Abbildung wird zugleich deutlich, daβ die eigentliche Schwebstoffmikroflora (200 + 400 x q-Fraktion) und die nichtpartikelgebundenen Bakterien (4000 x g-Fraktion) gleichermaßen auf die Temperaturänderungen reagieren. Der Schnittpunkt der so erhaltenen Gerade mit der X-Achse gibt theoretisch den Temperaturgrenzwert an, bei dem die mikrobiellen Umsetzungen zum Stillstand kommen. Er liegt für die Elbe-Bakterien bei 6°C.



Abbildung 3.4.6.: Aus den Funktionswerten der 1. Ableitung von ATP-Kurven ermittelte 'Regressionsgeraden' aus Schwebstoff- (200 + 400 x g-Fraktion)-Batch-Kulturen, die bei verschiedenen Temperaturen (10°C, 15°C, 20°C, 25°C) inkubiert worden waren. Die dargestellten Geraden sind aus jeweils 3 Parallelkulturen ermittelt worden. Der 'Korrelationskoeffizient' für die einzelnen Funktionswerte liegt jeweils bei > 0,99. Die unterschiedliche Steigung der Geraden ist ein Maß für den Temperatureinfluß auf die Aktivität der Schwebstofforganismen unter den gegebenen Kulturbedingungen.



ATP (Pmole/100 µl)

Abbildung 3.4.7.: Aus den Funktionswerten der 1. Ableitung von ATP-Kurven ermittelte 'Regressionsgeraden' aus Schwebstoffmikroflora-Batch-Kulturen der feinpartikulären (4000 x g) Schwebstoff-Fraktion. Es wurden jeweils 3 Parallelkulturen bei verschiedenen Temperaturen (10°C, 15°C, 20°C, 25°C) inkubiert. Der 'Korrelationskoeffizient' für die einzelnen Funktionswerte liegt jeweils bei >0,99. Die unterschiedliche Steigung der Geraden ist ein Maß für den Temperatureinfluß auf die Aktivität der Schwebstofforganismen unter den gegebenen Kulturbedingungen.

{



Abbildung 3.4.8.: Steigung der aus den Temperaturversuchen ermittelten ATP-Geraden (s. Abb. 3.4.6. und 3.4.7.) als Funktion der Temperatur. Man erhält eine Gerade, deren Schnittpunkt mit der x-Achse theoretisch denjenigen Temperaturwert angibt, bei dem die Schwebstoffmikroflora im Kulturmedium kein meßbares Wachstum mehr zeigt. In dem gegebenen Fall liegt diese Temperaturgrenze bei 6°C.

1

3.5. Zusammenfassung der Ergebnisse

Die in den vorangegangenen Kapiteln dargelegten Beobachtungen und Schlußfolgerungen lassen sich in ein Denkmodell integrieren, das die Veränderungen in der Schwebstoffdynamik bei Oortkaten aus einer jahreszeitbedingten unterschiedlichen Dominanz der in Kapitel 1. und Abbildung 1.1. bezeichneten Einflußfaktoren erklärt. dort beschriebene jahreszeitliche Verzahnung und Die relative Bedeutung der einzelnen Teilprozesse gilt. meiner Überzeugung nach, nicht nur für den gesamten Lauf Elbe, sondern generell für Flußsysteme mit verder gleichbarer klimatischer, geomorphologischer, hydrodynamischer und biologischer Charakteristik ihres Wassereinzugsgebietes. Die in einem Fluß beobachtbare Schwebstoffdynamik ergibt sich dann aus der relativen Bedeutung der eben genannten Charakteristik in bezug auf den Beobachtungsort und -zeitraum.

Für die Elbe ergibt sich daraus, daβ biologische Prozesse die Zusammensetzung und Struktur der Schwebstoffe entscheidend mitbestimmen. Zum einen sind es mikrobielle Umsetzungen am Schwebstoff selbst. die z.B. über die Änderung der Partikelmorphologie das Transportverhalten der Schwebstoffe verändern, zum anderen ist die allochthone abgestorbene Pflanzenbiomasse ein Bestandteil der Feststoffe und wichtiger häufiges Strukturelement der Schwebstoffmatrix. Der Eintrag von Pflanzenmaterial stellt somit auch eine wesentliche Schwebstoffquelle dar und liefert zugleich in Form von Phytodetritus den organischen Nährstoffpool für die Schwebstoffmikroflora. Ungeklärt ist zur Zeit noch der Ablauf der an der organischen Matrix ablaufenden Dekompositionsprozesse. Zudem fehlt noch eine quantitative Beschreibung der Auswirkungen entsprechender Veränderungen an den Schwebstoffen auf die Adsorptions-

!

und Sinkeigenschaften der Feststoffpartikel.

Zusammenwirken mit hydrologischen und meteorologi-Im schen Prozessen wie Resuspendierung von Schlickablagesowie Erosion von terrestrischem Material ergibt rungen die je nach Jahreszeit unterschiedliche Zusammensich Schwebstoffmaterials. Diese Unterschiede des setzung lassen sich anhand von biochemischen Parametern und mit fluoreszenzmikroskopischen FITC-Technik dokumentieder ren und sinnvoll interpretieren.

In Abbildung 3.5.1. ist zunächst im Überblick modellhaft das jahreszeitlich gewichtete Zusammenwirken der wichtigsten die Schwebstoffzusammensetzung und -konzentration bestimmenden Faktoren dargestellt und beschrieben. Eine differenzierte Betrachtung der Dynamik und funktionellen Zusammenhänge zwischen den vielfältigen Einflußfaktoren erfolgt im anschließenden Kapitel.



Herbst: Der allochthone Eintrag bestimmt im Zusammenhang mit dem ansteigenden Oberwasser die Schwebstoffzusammensetzung und -konzentration durch die Erosion und Resuspendierung von Feststoffmaterial.



90

Winter: Während länger andauernder Vereisungsperioden bei niedriger Oberwasserführung kommt es zu einer beständigen Schwebstoffsedimentation. In der Wassersäule verbleiben vorwiegend an organischer Substanz reiche Kleinpartikel.



Frühjahr: Bei ansteigendem Oberwasser (Schmelzwasser, Niederschläge) wird das im Winter sedimentierte Material resuspendiert. In der Wassersäule lassen sich vermehrt mineralkornreiche, kompakte Feststoffpartikel beobachten.

ż



Sommer: Durch mikrobielle Dekompositionsprozess verändert sich die Schwebstoffbeschaffenheit und -zusammensetzung. Es entstehen leicht resuspendierbare Schwebstoff-Flocken.

Abbildung 3.5.1.: Darstellung und Beschreibung der jahreszeitlichen Gewichtung der Haupteinflußgrößen für die Schwebstoffzusammensetzung und -konzentration in der Elbe im Überblick. Die jeweils in der Elbe vorhandenen tatsächlichen Verhältnisse ergeben sich aus den möglichen 'Zwischenstadien' der abgebildeten Extremzustände in bezug auf die Dominanz der verschiedenen Faktoren im Wirkungsgefüge der Schwebstoffdynamik. Eine differenzierte Darstellung erfolgt im Abschnitt 3.5.1..

1

<u>3.5.1.</u> <u>Modellhafte</u> <u>Beschreibung</u> <u>der</u> <u>jahreszeitlichen</u> <u>Schwebstoffdynamik</u>

Wie aus Abbildung 3.5.1. hervorgeht, wird die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik im wesentlichen von Faktoren bestimmt, die Einfluß auf die Herkunft und Beschaffenheit der Schwebstoffpartikel ausüben. Diese Faktoren umfassen wiederum zahlreiche einzelne Prozesse. wie Verschiebungen im Resuspendierungs- und Sedimentationsgleichgewicht sowie mikrobielle Dekompositionsvorgänge, die in vielen Einzelheiten nicht bekannt sind. Sie laufen gleichzeitig ab, d.h. einzelne Feststoffpartikel befinden sich in unterschiedlichen Phasen ihrer 'individuellen Entwicklung', die zeitweilig im Sediment oder in der Wassersäule ablaufen kann. Die Parallelität der vielen Prozesse läßt sich jedoch nicht gleichzeitig beschreiben. Eine Darstellung dieser Abläufe muß daher einzelne Vorgänge summarisch zusammenfassen und Prozeβgruppen nacheinander erklären. Die Überlagerung der Abläufe mit ihrer zeitlichen Streuung bedingt, daß zu einem bestimmten Zeitpunkt nur Zustandsgrößen der Schwebstoffdynamik als 'gemittelte' Werte aller vorher abgelaufenen Prozesse dargestellt werden können. Die einzelnen Summenprozesse sollen zunächst an Abbildung 3.5.2. beschrieben werden, bevor die jahreszeitbezogene Ableitung der modellhaften Zusammenhänge aus den dieser Arbeit zugrundeliegenden Fakten und Beobachtungen erfolgt.

Die in Abbildung 3.5.2. dargestellten Zusammenhänge lassen sich in drei Hauptkomplexe untergliedern, (1) klimatische, geomorphologische, biologische und anthropogene Faktoren, die im terrestrischen Bereich die Menge und Zusammensetzung des allochthonen Eintrags bestimmen, (2) hydrodynamische Faktoren, wie Oberwasser und Tide, die maßgeblich die Resuspendierung und Sedimentation der Feststoffe bestimmen, (3) biologische Faktoren, die über Veränderungen der Struktur und Zusammensetzung der Schwebstoffpartikel ihre Sinkeigenschaften beeinflussen. Gleichzeitig wird deutlich, daß sich die jeweilige Zusammensetzung des Feststoffpools in der Wassersäule aus den wechselnden Anteilen im Mittel dauernd suspendierter Partikel (organische Schwebstoff-Flocken) und zeitweilig suspendierter Partikel, wie lediglich ergibt. resuspendiertes Sediment und Phytodetritus, Damit läßt sich prinzipiell auch umgekehrt aus der Analyse der Schwebstoffzusammensetzung vor dem Hintergrund elementarer meteorologischer, hydrografischer und biologischer Faktoren, wie Niederschläge, Oberwasserführung, Strömungsgeschwindigkeit, Sedimentzusammensetzung, Makrophytenproduktion und mikrobielle Aktivität, die Ursache für die jeweils beobachtbare Feststoff-Fracht eines Flusses herleiten.

Aus diesem Denkansatz, der die Änderungen am Schwebstoff in den Mittelpunkt der wissenschaftlichen Beobachtung stellt, basieren letztlich die im folgenden im Zusammenhang darzustellenden Erkenntnisse über die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik.

Abbildung 3.5.3. zeigt die Herbstsituation mit dem beginnenden Eintrag von pflanzlichem Detritus. Die mikroskopische Schwebstoffanalyse ergibt, daß derartige Partikel nur gering mit aktiven (stark fluoreszierenden) Mikroorganismen besiedelt sind. Sehr häufig sind zu dieser Jahreszeit faserige Strukturen und folienähnliche Partikel im mikroskopischen Bild zu beobachten. Durch das Einsetzen der Herbstniederschläge gelangen dann auch vermehrt erodierte terrestrische Bodenpartikel in die Elbe. Im Zuge von niederschlagsbedingten Hochwasserwel-Elbsediment zeitweilig resuspendiert, len wird auch so daβ im Spätherbst die Heterogenität im Schwebstoffmaterial besonders ausgeprägt ist. Alle diese Faktoren



Abbildung 3.5.2.: Modellhafte Darstellung der ungewichteten funktionellen Zusammenhänge zwischen wichtigen Summenprozessen, aus denen sich die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik ergibt.



Abbildung 3.5.3.: Darstellung des gewichteten Zusammenhanges zwischen den für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik wesentlichen Einflußgrößen: Herbst-Situation. Es dominieren zu dieser Jahreszeit neben dem allochthonen Eintrag von Pflanzenmaterial vor allem hydrodynamische Faktoren sowie die niederschlagsbedingte Einspülung terrestrischen Materials in die Elbe. führen zu einer erhöhten Feststoffkonzentration in der Elbe.

Wie im Laborexperiment gezeigt, stoppen niedrige Wassertemperaturen die mikrobiellen Umsetzungen. Biologische Prozesse können unter diesen Bedingungen keine Veränderungen im Sinkverhalten der Schwebstoffe mehr bewirken, wie sie z.B. im Sommer durch einen Umbau kompakter Partikel zu biomassereichen Flocken hervorgerufen werden können. Vom Herbst bis zum Frühjahr kann somit das allochthone organische Material keine wesentlichen biogenen Veränderungen mehr erfahren.

Im Winter (Abbildung 3.5.4.) dominieren deshalb nichtbiogene Einflußgrößen. Dies sind je nach Oberwasserführung, Niederschlagsmenge und Eisgang in unterschiedlichem Maße Sedimentations-. Resuspendierungs- und Erosionsprozesse. Eine Erhöhung der Mineralstoffkonzentration und der Menge an organischer Substanz im Schwebstoff ergibt sich dann aus dem wechselseitigen Einwirken dieser Faktoren auf die Schwebstoffquellen 'Sedimente und terrestrische Böden' sowie 'Pflanzendetritus'.

1

Bei einsetzender Eisbedeckung und niedrigen Oberwasserabflüssen beginnt eine Phase erhöhter Sedimentation, die zu einer drastischen Abnahme der Schwebstoffkonzentration führt. Tauwetterperioden bewirken dann kurzfristig durch eine verstärkte Resuspendierung dieses Materials eine starke Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen, wie sie vor allem im Januar/Februar 1985 beobachtet werden konnte. Die in diesem Zeitraum gemessenen hohen Proteinwerte, vor allem in der feinpartikulären Schwebstoff-Fraktion, belegen eine vorangegangene Akkumulation von Phytodetritus und 'leichten' Schwebstoff-Flocken im Sediment (Abbildung 3.5.7.). Dieser Wechsel ausgeprägter Sedimentations- und Resuspendierungsphasen wiederholt sich je nach Dauer weiterer Vereisungsperioden und führt



Abbildung 3.5.4.: Darstellung des gewichteten Zusammenhanges zwischen den für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik wesentlichen Einflußgrößen: Winter-Situation mit Eisbedeckung und niedriger Oberwasserführung. zu dieser Jahreszeit erfolgt eine verstärkte Sedimentation von Schwebstoffmaterial. Aufgrund des hohen Anteils organischer Substanzen im Feststoff können vor allem in den Sedimenten verstärkt biogene Adsorptionsprozesse stattfinden, letztlich im Zuge der Frühjahrshochwasserwellen zu einem beständigen Feststoffeintrag aus den oben bezeichneten Schwebstoffquellen in die Wassersäule.

Diese Phase ist in Abbildung 3.5.5. dargestellt. Auffällig ist zu dieser Zeit der hohe Anteil an Schwebstoffpartikeln, in denen die mineralische und organische Substanz zu kompakten Einheiten miteinander verklebt sind. Vermutlich werden die im Herbst eingetragenen organischen und mineralischen Feststoffkompartimente während der Sedimentationsperioden durch Adsorptionsprozesse weitgehend in derartige Partikel integriert. Die schon im Herbst beobachteten typischen Pflanzendetritus-Partikel lassen sich zu dieser Zeit ebenfalls im Schwebstoffmaterial nachweisen.

Die Schwebstoff-Fracht und -zusammensetzung wird in diesem jahreszeitlichen Abschnitt vor allem durch die oberwasserbedingten hydromechanischen Prozesse bestimmt. Zugleich beginnen mit den schnell ansteigenden Wassertemperaturen die mikrobiellen Produktionsvorgänge in der Elbe und damit möglicherweise eine Phase der intensiven mikrobiellen Kolonisierung des Detritusmaterials.

Im Frühsommer erreichen auch die Chlorophyll_m-Werte ein deutliches Maximum. Die Phytoplanktondynamik erwies sich jedoch als völlig unabhängig von der Schwebstoffdynamik, so daß ihre Bedeutung für die Schwebstoffbildungs- und -umbildungsprozesse bei Oortkaten als gering anzusehen ist. Die jahreszeitliche Dynamik des Phytoplanktons scheint vornehmlich an die Zu- und Abnahme der Globalstrahlung gekoppelt zu sein, wie aus dem Gewässergütebericht Elbe (1984/1985) der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe; 1987) hervorgeht.

Aus der mikroskopischen Schwebstoffanalyse geht hervor, daβ vor allem Kieselalgen über das ganze Jahr regelmäßig Bestandteil großer Feststoffpartikel sind, während



Abbildung 3.5.5.: Darstellung des gewichteten Zusammenhanges zwischen den für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik wesentlichen Einflußgrößen: Frühjahrs-Situation mit einem starken oberwasserbedingten Feststoffeintrag in die Wassersäule durch die Resuspendierung von Sedimentmaterial sowie einem vermehrten niederschlagsbedingten Eintrag terrestrischen Materials in die Elbe. Mit der Zunahme der Wassertemperaturen beginnen am Feststoff mikrobielle Zersetzungsprozesse, die langfristig zu einer stetigen Veränderung innerhalb der organischen Schwebstoffkomponenten führen. Grünalgen vermehrt in den Sommermonaten im Schwebstoff vorkommen. Möglicherweise beschleunigen jedoch die Algen durch die Ausscheidung organischer Substanzen die mikrobiellen Stoffumsetzungen in den Schwebstoff-Flocken, zumal wenn sie dort selbst integrierter Bestandteil sind.

Allgemein bestimmen in den Sommermonaten die mikrobiellen Prozesse (zu denen letztlich auch die Stoffumsetzungen des Phytoplanktons zählen) die Schwebstoffdynamik (Abbildung 3.5.6.). Durch die hohen Wassertemperaturen wird die kompakte Detritusmatrix der Feststoffe zunehmend mineralisiert. Dadurch entstehen im Verlauf des Sommers sehr lockere, biomassereiche Schwebstoff-Flocken. Diese Partikel werden auch bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten in der Wassersäule suspendiert und können so auch bei geringen Oberwasserabflüssen zu den in dieser Zeit beobachteten hohen Schwebstoff-Frachten führen. Eine weitere Bestätigung für die Dominanz biologischer Prozesse zu dieser Jahreszeit ist Abbildung 3.1.5. zu entnehmen: Selbst das extreme Hochwasser vom Juni 1986 verursachte kaum Konzentrationsveränderungen bei den verschiedenen Schwebstoffkomponenten, weil vermutlich nur noch wenig resuspendierbares Material aufgrund vorangegangener Hochwasserwellen in den potentiellen Sediemntationsräumen vorhanden war.



Abbildung 3.5.6.: Darstellung des gewichteten Zusammenhanges zwischen den für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik wesentlichen Einflußgrößen: Sommer-Situation mit der Domonanz biologischer Prozesse. Die mikrobielle Dekomposition der organischen Schwebstoffmatrix und die vermehrte Schleimproduktion der Bakterien führt zur Ausbildung voluminöser, schwebefähiger Schwebstoff-Flocken. Durch die verstärkte Entwicklung des Phytoplanktons in der Elbe erhöht sich zusätzlich der Anteil der biogenen Feststoffkomponenten.



zu Abbildung 3.5.7.


Abbildung 3.5.7.: Proteingehalt der Schwebstoffe während des Untersuchungszeitraums von Oktober 1984 bis September 1986. Es wird deutlich, daß der kurzfristige starke Anstieg im Proteingehalt der Schwebstoffe im Februar 1985 während einer Tauwetterperiode vor allem durch die Resuspendierung von feinpartikulärem organischem Material (Bild B) verursacht wird.

Zusammengefaßt ergibt sich für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik folgendes Bild:

Im <u>Herbst</u> dominieren als wesentliche Prozesse der Eintrag allochthonen Materials und die oberwasserbedingte Resuspendierung von Sedimentpartikeln.

Im <u>Winter</u> wechseln je nach Dauer von Frost- und Tauwetterperioden Phasen erhöhter Sedimentation von Schwebstoffmaterial und Phasen kurzfristiger Resuspendierung von Sedimentmaterial.

1

Im <u>Frühjahr</u> bestimmt der Oberwassereinfluß die Schwebstoffdynamik. Zugleich beginnt die mikrobielle Besiedlung der detritischen Feststoffmatrix.

In den <u>Sommer</u>monaten führen die mikrobiellen Dekompositionsvorgänge am Feststoff zur Entstehung von Schwebstoff-Flocken mit geringen Sedimentationsgeschwindigkeiten. Durch die leichte Resuspendierbarkeit dieser Partikel erfolgt eine Aufkonzentrierung von Feststoffmaterial in der Wassersäule. Aus diesem Vorgang resultieren die bei hohen Wassertemperaturen beobachteten erhöhten Schwebstoffkonzentrationen. Eine umfassende Analyse der Feststoffdynamik in Ästuaren beinhaltet die Berücksichtigung zahlreicher einzelner Prozesse, die sich teilweise gegenseitig beeinflussen aber auch unabhängig voneinander ablaufen. Die daraus resultierenden vielfältigen Kombinationsmöglichkeiten zwischen den verschiedenen Einflußfaktoren ergeben die beobachtbaren räumlichen und zeitlichen Inhomogenitäten in der Zusammensetzung und Konzentration des suspendierten partikulären Materials.

Den hydrodynamischen Faktoren, wie Tide, Oberwasserabfluß und Strömungsgeschwindigkeit kommt dabei eine herausragende Bedeutung zu (WOLLAST und DUINKER 1982). Dies wird besonders deutlich im Bereich der Trübungszone eines Ästuars, wo beim Zusammentreffen des fluviatilen und marinen Wasserkörpers hydromechanische Prozesse in Gang gesetzt werden, die zu einer extremen Aufkonzentrierung von Feststoffmaterial im Wasserkörper führen (weiterführende Literatur zu diesem Thema findet sich bei WELLERSHAUS 1981 und DUINKER et al. 1982). Die Beschreibung der Trübungszone als hydrodynamisches Phänomen zeigt zugleich, daß durch hydromechanische Faktoren hervorgerufene Variabilitäten in der Feststoffzusammensetzung und -konzentration aus einer ständigen Umverteilung des partikulären Materials zwischen Sediment und Wasserkörper resultieren.

Der Ursprung dieses Materials ist zum größten Teil allochthon, denn letztlich entstammen auch die ästuarinen Sedimente dem Wassereinzugsgebiet des jeweiligen Flusses. Es spiegelt damit in seiner Zusammensetzung die geografischen Besonderheiten dieses Raumes hinsichtlich seiner geologischen, vegetationskundlichen und klimatischen Charakteristik wieder. Im Verlauf seines Transportes erfährt das terrestrische Material zahlreiche

Veränderungen: Ursprüngliche Partikelstrukturen werden mechanisch zerstört und erfahren durch chemische, physikalische und biologische Prozesse weitere Veränderungen, so daß sie letztlich Bestandteil der biogeochemischen (Nährstoff-) Kreisläufe und damit Teil des autochthonen Inventars partikulärer und gelöster Substanzen im ästuarinen ökosystem werden. Die zu einer bestimmten Zeit in einem Fluß vorhandenen partikulären Substanzen setzten sich daher aus Partikelspezies zusammen, die entweder erst vor kurzem in das Flußsystem gelangt sind oder schon eine längere Verweildauer (Monate, Jahre, Jahrzehnte) aufweisen. Durch die besondere Charakteristik 'frischen' terrestrischen Materials führt so auch der zumeist saisonal bedingte verstärkte Eintrag allochthonen Materials, z.B. von Makrophytendetritus, zu meßbaren Veränderungen in der Feststoffzusammensetzung und -konzentration (ANDERSON und SEDELL 1979, CUMMINS et al. 1981, PEMPKOWIAK und POCKLINGTON 1983).

Ein weiterer wichtiger Faktor für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik ist das Ausmaß der autotrophen (Phytoplankton) und heterotrophen (Bakterioplankton und Zooplankton) biologischen Produktion in einem Ästuar, da diese Organismen selbst Bestandteil des partikulären Materials sind. Die Phytoplanktonentwicklung hängt stark vom jeweiligen Lichtklima in der Wassersäule ab, bei hohen Feststoffkonzentrationen wird diese unterdrückt (PENNOCK 1984). Da Algen erhebliche Anteile ihrer Photosyntheseprodukte in Form gelöster organischer Stoffe ausscheiden (NALEWAJKO 1966, THOMAS 1971) wird durch ihr Wachstum prinzipiell auch die Bakterienentwicklung gefördert (WOLTER 1982).

Eine entsprechende Kopplung zwischen der Phytoplanktonund Bakterioplanktonentwicklung ist zumeist auch in stehenden Gewässern nachweisbar (LEIGHTON 1981, RIEMANN 1983). In Ästuaren ist dies weniger deutlich (ADMIRAAL et al. 1985). Dies liegt vermutlich auch an der Tatsache, daβ zahlreiche Bakterien an die verschiedenen Feststoffpartikel angeheftet sind und die Verteilung der Bakterienbiomasse daher weitgehend der hydromechanisch bestimmten Schwebstoffdynamik folgt (JOINT und POMROY 1982).

Ein bedeutsamer Einfluß des Zooplanktons auf die Schwebstoffdynamik in Ästuaren ist mir bisher nicht bekannt. Es wäre jedoch denkbar, daß bei Massenentwicklungen des Zooplanktons lokal zumindest kurzfristig die Partikelzusammensetzung in der Wassersäule verändert werden kann, zumal für verschiedenen Zooplankter neben Bakterien und Algenzellen auch Detrituspartikel eine wichtige Nahrungsquelle darstellen (GERBER und MARSHALL 1974, HEINLE et al. 1977).

Neben den beschriebenen Faktoren, die einen direkten Einfluß auf die Partikelzusammensetzung ausüben, sind Faktoren wichtig, die Veränderungen der Partikeleigenschaften hervorrufen können. So resultieren Variationen in der Feststoffkonzentration auch aus den unterschiedlichen Sinkeigenschaften der verschiedenen Partikelspezies. Das Sinkverhalten der einzelnen Schwebstoffpartikel entscheidet darüber, unter welchen hydrodynamischen Bedingungen welcher Teil der Partikel in der Wassersäule verbleibt, wieweit diese transportiert und an welchen Stellen sie abgelagert werden.

Für die Betrachtung der Feststoffdynamik in einem Ästuar ist es deshalb wichtig, das Transportverhalten und die Eigenschaften einzelner Partikelfraktionen getrennt zu untersuchen. So können zum einen durch 'leichte' Partikel Nähr- und Schadstoffe über weite Strecken verfrachtet werden und somit weit von ihrem Entstehungsort andere ökosysteme (Wattenmeer, Küstengewässer) beeinflussen. Die Bedeutung 'schwerer' Partikel liegt u.a. darin, daß sie entscheidend die Sedimentationsraten in einem Ästuar bestimmen und somit wesentlich an der Verschlickung und Versandung der Schiffahrtswege und Hafenanlagen beteiligt sind.

Im marinen Bereich sind Kenntnisse zum Sinkverhalten von Partikeln wichtig, um über die Ermittlung von Sedimentationsgeschwindigkeiten zu verläßlichen Abschätzungen über den Nährstoff- und Nahrungseintrag in die Tiefsee zu gelangen, der zu einem erheblichen Teil in partikulärer Form durch organische Aggregate ('marine snow') erfolgt.

Veränderungen der Partikeleigenschaften betreffen nicht nur die Sinkeigenschaften, sondern auch die Nähr- und Schadstoffverteilung zwischen der gelösten und partikulären Phase. Je nach den physikalischen, geochemischen und biologischen Randbedingungen, wie Salzgehalt, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt (Redoxbedingungen), mineralogische und biologische Zusammensetzung der Feststoffe, wird die Freisetzung und Adsorption von gelösten Stoffen in unterschiedlichem Maße beeinflußt (DUINKER et al. 1982, CHURCH 1986). Auch dabei kommt biologischen Prozessen eine herausragende Bedeutung zu (WANGERSKY 1986). Diese Faktoren bestimmen daher auch die Verteilung der verschiedenen organischen und anorganischen Stoffe auf die abiotischen Kompartimente (wie Wasserphase, suspendierte Feststoffe und Sedimente) sowie über die damit verbundene unterschiedliche Bioverfügbarkeit, auch auf die biotischen Kompartimente des ökosystems.

Aus dieser einleitenden Betrachtung zur Schwebstoffproblematik wird, so denke ich, die enge Verzahnung der einzelnen an der Feststoffdynamik beteiligten Faktoren deutlich. Daher ist es wichtig, Forschungsansätze zur Aufklärung der einzelnen Kausalzusammenhänge so zu wählen, daβ die betrachteten Einzelprozesse quasi 'synoptisch' in den Gesamtablauf einbezogen werden können. Das bedeutet in der Regel Interdisziplinarität bei der Durchführung des Forschungsvorhabens (WOLLAST und DUINKER 1982). Der individuelle Forschungsansatz muß daher zugleich immer partiell deduktiv oder induktiv sein.

In meiner eigenen Forschungsarbeit war er deduktiv in bezug auf die biologischen Teilprozesse an den Schwebstoffen, da die einzelnen mikrobiellen Stoffwechselvorgänge nur summarisch erfaβt oder ihre Wirkungen (auf die Partikelstruktur und -zusammensetzung) beschrieben wurden; er war induktiv in bezug auf die Hydrodynamik der Feststoffe, da über die Änderungen in der Schwebstoffzusammensetzung z.B. lediglich auf die an anderer Stelle abgelaufenen Resuspendierungs- und Sedimentationsvorgänge geschlossen werden konnte. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daβ die gewählten Ausgangspunkte für meine Forschungstätigkeit (1) eine möglichst vielseitige Charakterisierung der Schwebstoffzusammensetzung, (2) eine weitgehend parallele Aufnahme ausgesuchter physikalischer, chemischer und hydrodynamischer Parameter und als Basis, (3) eine repräsentative Probennahme (s. 2.1.), ausreichend waren, Kapitel die wichtigsten Kausalzusammenhänge bei der jahreszeitlichen Schwebstoffdynamik zu beschreiben und letztlich die in Kapitel 1. als Ausgangshypothese formulierten Fragen zu beantworten.

In den folgenden Kapiteln sollen die von mir betrachteten Einzelprozesse noch einmal vor dem Hintergrund weltweiter Forschungsarbeiten dargestellt werden, um die generelle Gültigkeit meiner Ergebnisse und ihre Vereinbarkeit mit anderen Ergebnissen aus der Elbe-Ästuarforschung zu überprüfen.

<u>4.1.</u> Jahreszeitliche Dominanz unterschiedlicher Schwebstoffpools

4.1.1. Das Phytoplankton

Die Beobachtung, daß jahreszeitliche Einflüsse eine meßbare Veränderung in der Schwebstoffzusammensetzung bewirken, wird von zahlreichen Autoren bestätigt. Häufig ist in diesem Zusammenhang der Einfluß von Phytoplanktonblüten auf den Schwebstoffgehalt und auf Partikelbildungsprozesse untersucht worden. ALBRIGHT et al. (1986) konnten für den Howe Sound (Strait of Georgia, Canada) zeigen, daß zu Beginn und am Ende einer Algenblüte der Anteil von bakterienreichen Partikeln im Schwebstoff besonders hoch war. Einen hohen Phytoplanktonanteil im Schwebstoff konnten auch VERLENCAR und QUASIM (1984) für das Mandovi-River-Ästuar (Goa, West außerhalb der Monsun-Zeit nachweisen. Im Indien) Ems-Dollard-Astuar ist das Phytoplankton-ebenfalls nur zeitweilig ein bedeutender Teil des suspendierten partikulären Materials. Die Phytoplanktonentwicklung dort schubweise in Form einzelner kurzer erfolgt Phytoplanktonblüten und ist auf einen Zeitraum von ca. 6 Monaten im Sommer beschränkt (ADMIRAAL et al. 1985). Die Bakterienflora folgt dabei in ihrem Wachstum weitgehend der Phytoplanktondynamik. IRMER et al. (1985) sahen in der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung den entscheidenden Faktor für die zu dieser Jahreszeit in der Elbe deutlich erhöhten Schwebstoffkonzentrationen.

Auch SCHULZ (1961) berichtet von Massenentwicklungen der verschiedenen Phyto- (und Zoo-) plankter im Süßwasserbereich der Elbe oberhalb und unterhalb Hamburgs. Im Winter, bei Wassertemperaturen < 10°C, erfolgt jedoch "ein Absinken der Produktion bis zur Bedeutungslosigkeit". Zu dieser Zeit dominieren verschiedene "Trübstof

(Tripton)", die nach mikroskopischen Befunden aus fe häuslichen Abwässern stammen, wie "Baumwolle, Haare, Wollreste, Muskelfasern, Stärkerkörner u.a.". Nach den Erkenntnissen von SCHULZ bestimmen vor allem das unterschiedliche Sedimentationsverhalten von Tripton und Plankton und die "Selbstreinigungsvorgänge" in der Elbe die Zusammensetzung der partikulären Feststoffe in der Wassersäule. Danach kommt es vor allem während der lokal durch Stauzeiten bei Hamburg tidebedingten verstärkte Sedimentation zu einer erheblichen Verringerung des Trübungsgehaltes während im Elbelauf von Schnackenburg bis Hamburg die Abnahme des Trübungsgehaltes durch die zunehmende Zersetzung der Partikel und den 'grazing-Effekt' des Zooplanktons erfolgt.

Nach NöTHLICH (1972a) bestehen die partikulären Inhaltsstoffe der Elbe im wesentlichen aus Detritus, das Phytoplankton stellt nach seinen Untersuchungen nur einen unwesentlichen Anteil der Feststoffe im oberen (limnischen) Bereich der Elbe und in der (marinen) Außenelbe. Im Bereich der Trübungszone ist z.B. mikroskopisch kein Phytoplanktondetritus in Schwebstoffen nachweisbar.

Umfangreiche Planktonanalysen werden seit 1980 für Wassergütebestimmungen kontinuierlich von der ARGE-Elbe durchgeführt. Aus dem Gewässergütebericht Elbe (1984/ 1985) geht z.B. hervor, daß bei einzelnen Phytoplanktonblüten im Frühjahr und im Sommer Gesamtindividuenzahlen von über 10.000 Ind./ml auftreten können. Weiterhin ist allgemein eine deutliche Abnahme der Individuenzahlen bei den verschiedenen Phytoplanktern von Hamburg bis zur Elbmündung feststellbar. Dies wird auf den zunehmenden Salzgehalt und die durch den zunehmenden Tideeinfluß erhöhten Trübungswerte (Verschlechterung des Lichtklimas) zurückgeführt. Die große Bedeutung des Lichtklimas für die Algenentwicklung kann auch den Untersuchungen von RIEDEL-LORJE (1981) entnommen werden: Ab 1 m Wassertiefe war keine Entwicklung von Aufwuchsalgen mehr feststellbar. Vergleichbare Werte ergaben sich auch bei Messungen der Produktion des Phytoplanktons im Hamburger Hafen (STADIE 1982).

Die zitierten Ergebnisse von IRMER, SCHULZ und der ARGE-Elbe implizieren, daß die Schwebstoffkonzentration zumindest in den Sommermonaten stark durch einen hohen Phytoplanktonanteil bestimmt wird.

Derartige Abhängigkeiten zwischen den Feststoffkonzentrationswerten und der jahreszeitlichen Phytoplanktondynamik konnten durch die eigenen Forschungsergebnisse nicht bestätigt werden. Die von mir gemessenen Chlorophyll_m-Werte von 20 - 50 μ g/l im Winter und 100 - 500 $\mu g/l$ im Sommer liegen zwar in der gleichen Größenordnung wie die von der ARGE-Elbe (1987) und IRMER et al. (1985) gemessenen Werte, jedoch sind zu keiner Zeit die bei Oortkaten gemessenen Schwebstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen (gemessen als Chlorophyll_a) positiv miteinander korreliert. Nach der mikroskopischen Schwebstoffanalyse beträgt der Phytoplanktonanteil im Probenmaterial maximal lediglich 10 % vom Schwebstoffvolumen. Die entsprechenden Individuenzahlen können aus den mikroskopischen Präparaten nur nachträglich grob abgeschätzt werden: Bei einem durchschnittlich mikroskopierten Probenvolumen von 100 μ l ergibt eine 'Hochrechnung' aus einer August-Probe Individuenzahlen bis zu 3.000 Ind./ml. Dies entspricht durchaus den im ARGE-Elbe Bericht (1987) für 1984/1985 dokumentierten Durchschnittswerten für die Sommermonate.

÷

Trotz der Übereinstimmung mit den Chlorophyll_m-Werten von IRMER et al. (1985) komme ich entgegen ihrer Interpretation dieser Daten im Zusammenhang mit Schwebstoffkonzentrationsmessungen zu dem Ergebnis, daβ die Phytoplanktondynamik in bezug auf die Schwebstoffkonzentrationen in der Elbe bei Hamburg keinen mengenmäßig erfaßbaren Einfluß ausübt. Bei einem nachgewiesenen Volumenanteil am Feststoff von maximal 10 % würden selbst große Mengen an Kieselalgen keine meßbare Erhöhung des Schwebstofftrockengewichts bewirken (ich verweise dazu auf das in Kapitel 4.3.3. auf den Angaben von SHELDON et al. (1973) basierende Rechenbeispiel).

Ein direkter Einfluß des Phytoplanktons auf die Schwebstoffbildung in Ästuaren konnte auch von anderen Autoren nicht nachgewiesen werden. PENNOCK (1984) fand für das Delaware Ästuar (USA) zu jeder Jahreszeit eine negative Korrelation zwischen den Chlorophyll, – und den jeweiligen Schwebstoffkonzentrationen. Er führte dies u.a. auf die bei hohen Feststoffkonzentrationen auftretenden ungünstigen Lichtverhältnisse für das Phytoplankton zurück. POSTMA und DIJKEMA (1982) geben für das Ems-Dollard-Ästuar den Anteil des Phyto- und Zooplanktons am partikulären organischen Kohlenstoff der Schwebstoffe mit 0,5 bis 7,5 % an. Desgleichen beschreibt WELLERSHAUS (1981) den Phytoplanktonanteil in Schwebstoffen des Weser-Ästuars als gering.

Allgemein scheint es so zu sein, daß in Gewässern, in denen der Wasserkörper einer ständigen turbulenten Durchmischung ausgesetzt ist. das Schwebstoffregime nicht entscheidend durch Phytoplanktonblüten verändert wird. Auch der oben erwähnte von ALBRIGHT (1985) gefundene Zusammenhang zwischen biologischen Produktionsvorgängen und Schwebstoffbildungsprozessen bezieht sich auf ein Astuar mit einer geringen Vertikaldurchmischung des Wasserkörpers, also quasi auf ein Ästuar 'Binnenseecharakter'. Bei mit derartigen zumindest temporär auftretenden hydrografischen Bedingungen kommt zu einer fortschreitenden Sedimentation es großer Schwebstoffpartikel, so daß im Schwebstoffpool zumal

1

während einer Phytoplanktonblüte im wesentlichen die langsam absinkenden Algenzellen dominieren. Nach GRAF et (1984) und MEYER-REIL (1984) konnte für die Kieler al. Bucht im Verlauf einer Frühjahrs-Phytoplanktonblüte ein erhöhter Eintrag organischen Materials (sedimentierte Algenzellen) in das Sediment nachgewiesen werden. Jedoch stellt auch für das ökosystem Ostsee der allochthone Eintrag partikulärer und gelöster Substanzen durch Flüsse eine wesentliche Quelle für das organische Material dar (MEYER-REIL 1983, POCKLINGTON 1986), sö daß anderen Jahreszeiten vermutlich auch andere Schwebzu stoffpools dominieren. In der Bay of Fundy (Canada) mit einem mittleren Tidenhub von 10 m wird die Zusammensetzung und Menge der partikulären Substanzen vor allem durch die Dynamik von Resuspendierung und Sedimentation bestimmt. Eine Beziehung zwischen Feststoffdynamik und Phytoplanktonentwicklung konnte dort ebenfalls nicht nachgewiesen werden (CAMMEN und WALKER 1986).

Für die Elbe und vergleichbare Ästuare kann daher abschließend festgestellt werden, daß die im Sommer beobachtete Veränderung in der Schwebstoffzusammensetzung und in der Schwebstoffkonzentration nicht durch die Phytoplanktondynamik verursacht wird. Derartige Zusammenhänge lassen sich eindeutig nur für stehende (MOSS 1970, LEIGHTON 1981, OTSUKI et al. 1983. KONDRA-TIEFF und SIMMONS 1985) und marine Gewässer nachweisen. Dort bestehen die Schwebstoffe (z.B. 'marine-snow') ZUM größten Teil aus Phytoplanktonorganismen und Phytodetritus (GORDON 1969, RILEY 1970, SILVER und ALLDREDGE 1981, ALLDREDGE und COX 1982). Jedoch muß auch hier, wie allgemein in stehenden Gewässern, berücksichtigt werden, daß die Partikelkomposition erheblich durch Zooplankton-Grazing verändert werden kann (MC CAVE 1983, TAYLOR et al. 1986, WILLIAMS und POULET 1986).

4.1.2. Allochthones Material

Aus den eigenen Ergebnissen geht hervor, daß neben einem Sommer-Maximum ebenfalls zum Jahresende über einen längeren Zeitraum deutlich erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in der Elbe bei Oortkaten nachweisbar sind. Vor allem die mikroskopische Partikelanalyse zeigt, daß dies durch einen starken Eintrag von Makrophytendetritus hervorgerufen wird. Aus den biochemischen Meßergebnissen läßt sich ebenfalls erkennen, daß ein Wechsel in der Zusammensetzung des Schwebstoffmaterials zu dieser Jahreszeit stattfindet.

POCKLINGTON und TAN (1983) beschreiben für den St. Lawrence River (Canada) ein vergleichbares Schwebstoffmaximum für die Monate Oktober bis Januar. Sie weisen ausdrücklich darauf hin, daß kein Zusammenhang zum Oberwasserabfluß besteht. Der Vergleich im C/N-Verhältnis der Frühjahrs- und Herbst-Schwebstoffe ergab deutlich höhere Werte im Herbst, was die Autoren unter anderem mit einem erhöhten Anteil von Makrophytendetritus erklärten. Ebenso war im Herbst der Anteil des partikelgebundenen organischen Kohlenstoffs im Vergleich zum Sommer deutlich erhöht. Weiterhin zeigte zu dieser Jahreszeit der Anteil des partikulär gebundenen Stickstoffs ein ausgeprägtes relatives Maximum.

Zu vergleichbaren Schlußfolgerungen im Hinblick auf die jahreszeitlichen Variationen in der Schwebstoffzusammensetzung gelangen auch PEMPKOWIAK und POCKLINGTON (1983) für die Weichsel und die Danziger Bucht. Als Indikator für den vermehrten Eintrag von terrestrischem Material und Phytodetritus im Herbst und während der Schneeschmelze dienten ihnen entsprechende Veränderungen in den Huminstoffbestandteilen. In der Kieler Bucht ist nach MEYER-REIL (1983) im Herbst und Winter der Eintrag von Pflanzendetritus über die Biomasse- und Aktivitätswerte der sedimentgebundenen Bakterienflora ebenfalls nachweisbar. Eine Dominaz von allochthonem Detritus im Schwebstoff trat in einem tropischen Astuar während der Regenzeit auf (VERLENCAR und QUASIM 1984).

Für die Elbe stellen vor allem ausgedehnte Schilfgürtel eine potentielle Quelle für die Bildung detritischer Schwebstoffpartikel dar. Erste Untersuchungen des Instituts für Angewandte Botanik (Universität Hamburg) im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 327 'Tide-Elbe' stützen diese Vermutung. Nach groben Abschätzungen gelangen praktisch 70 - 90 % der jährlichen Makrophytenproduktion im Herbst und Winter in den Wasserkörper (SEELIG, pers. Mittlg.). Dieses würde auch den im Herbst und Winter vorhandenen hohen organischen Anteil an Schwebstoffmaterial erklären.

Auch NöTHLICH (1972a) fand in seinen Schwebstoffproben einen hohen Anteil Makrophytendetritus und zwar "Pflanzenfasern in verschieden starkem Abbauzustand, Blattreste, erkennbar an ihren Spaltöffnungen, Pollenkörner, ... und div. Holzstückchen".

Für die Schwebstoffbildung steht mit dem Makrophytendetritus ein sich jährlich erneuernder Pool biogenerorganischer Substanz zur Verfügung. Die beobachteten Partikelstrukturen, vor allem im Herbst und Frühjahr, belegen eindeutig die Genese einzelner Schwebstoffbestandteile aus Makrophytendetritus (Abbildung 4.1.). Nach ANDERSON und SEDELL (1979) wird der größte Teil des in einen Fluß getragenen Detritusmaterials in Form von Partikeln mit einem Durchmesser von < 1 mm transportiert. Im allgemeinen ist der Eintrag von organischem Material in Flüsse größer als derjenige auf eine vergleichbare Fläche Waldboden (HYNES 1975, ANDERSON und SEDELL 1979). Der Eintrag von Makrophytendetritus bestimmt nach CUMMINS et al. (1981) weitgehend die



Abbildung 4.1.: Fragment eines Makrophytenblattes, erkennbar an den in der Schärfenebene des Mikroskopes liegenden bohnenförmigen Schließzellen einer Spaltöffnung. Bei dem an das Blattfragment angehefteten Zellfäden handelt es sich möglicherweise um Pilzhyphen.

jahreszeitliche Schwebstoffdynamik und als entscheidende Nährstoff- bzw. Nahrungskomponente die biologische Produktion in einem Fließgewässerökosystem.

Dies bestätigen die eigenen Abschätzungen, nach denen Struktur der Schwebstoffe in der Menge und Elbe entscheidend durch den biogenen allochthonen Eintrag mitbestimmt werden. Überwiegend stellen die Elbeschwebstoffe jedoch eine integrierte Matrix aus detritischen, mikrobiellen und mineralischen Komponenten dar. Die

Mechanismen der Bildung derartiger Partikelstrukturen sollen im folgenden Abschnitt diskutiert werden.

<u>4.2. Die Schwebstoffpartikel-Genese: Einflußfaktoren und Prozesse</u>

Die Entstehung von Schwebstoffen muß als dynamischer Prozeß aufgefaßt werden, der durch zahlreiche physikageochemische und biologische Einzelfaktoren lische. gesteuert wird. Der momentane Zustand eines Partikels resultiert daher immer aus der Summe bereits abgelaufener Veränderungen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten die verschiedenen Partikelkomponenten eingewirkt auf haben. Die relative Bedeutung der an der Partikelbildung und -umbildung beteiligten Faktoren ist daher nicht immer erkennbar. Im allgemeinen lassen sich also diese abiotischen biotischen Prozesse in situ nicht und getrennt beobachten, sondern müssen einzeln im Labor studiert werden. Die Kenntnis der prinzipiell möglichen Vorgänge erlaubt es jedoch, aus den in situ beobachteten Partikelmerkmalen auf ihre Ursachen rückzuschließen.

Die Experimente von RILEY (1963), SUTCLIFFE et al. sowie LUSH und HYNES (1973) (1963)zeigen, daß aus gelösten organischen Stoffen bereits durch einfache mechanische und chemische Einflüsse, wie Wasserturbulenzen und die Anwesenheit von Ionen im Medium, mikroskopisch identifizierbare Partikel entstehen können. Desgleichen werden aus derartigen Substanzen durch die Einwirkung von Mikroorganismen größere detritusähnliche Aggregate gebildet (ROBERTSON et al. 1982). Die biotischen Prozesse scheinen im allgemeinen zu dominieren, jedoch können vor allem im Brackwasserbereich von ausgelöst durch Veränderungen im Salzgehalt, Ästuaren, auch abiotische Prozesse wesentlich an der Entstehung

partikulärer Substanzen beteiligt sein (EISMA et al. 1980, GIBBS 1986).

Für die Schwebstoffgenese in der Elbe bei Oortkaten sind natürlicherweise derartige Vorgänge ohne Bedeutung. Allein die beobachtbare Größe der Partikel und ihre hohe strukturelle Stabilität ist, im Gegensatz zu den leicht zerfallenden marine-snow-Flocken (RILEY 1963, HAMNER et 1975, TRENT et al. 1978), ein Indiz für ihren al. Ursprung aus einer festen Grundmatrix, die nicht aus Flockungsvorgängen entstanden sein kann. Die übergroße Menge der Schwebstoffe bei Oortkaten stellen nach den eigenen mikroskopischen Befunden Partikel mit einem Durchmesser von > 50 μ m dar. Die zumeist starke Besiedlung dieser Partikel mit Mikroorganismen und die häufig Strukturen einer detritischen Matrix. erkennbaren belegen die primär biogene Genese der Feststoffe. Abiotische Faktoren bestimmen aber mit Sicherheit. gewissermaßen als Sekundäreffekte, z.B. die Stabilität der Schwebstoffpartikel. So entscheiden die Adsorptionseigenschaften der verschiedenen biogenen Feststoffkomponenten u.a. über den Anteil mineralischer Teilchen in den einzelnen Partikelspezies (s. Kapitel 4.2.3.).

Den entscheidenden Anteil an der Schwebstoffgenese stellen jedoch die mikrobiellen Stoffumsetzungen an der Detritusmatrix dar. Das bedeutet zugleich eine ständige Umbildung der einzelnen Partikel durch (1) die fortschreitende Mineralisierung der organischen Komponenten. (2) die Bildung mikrobieller Biomasse und (3) die Absonderung von Schleim- und Kapselmaterialien. Diese Vorgänge unterliegen einem jahreszeitlich bedingten Wechsel in der Intensität, z.B. durch die Änderungen der Wassertemperaturen und den erneuten Eintrag 'frischen' organischen Materials während der Vegetationsperiode.

Die Tatsache, daß erhebliche Mengen Schwebstoffmaterials

1

in geeigneten Sedimentationszonen der Elbe (z.B. im 'Mühlenberger Loch') zeitweilig abgelagert werden, dann aber wieder, z.B. durch Hochwässer resuspendiert und erneut Bestandteil des Feststoffpools in der Wassersäule werden, führt zu einem ständigen 'Nebeneinander' von Partikeln, die sich in unterschiedlichen Phasen ihrer Entstehung befinden. Die Schwebstoffbildungsprozesse können daher nur aus Einzelbeobachtungen abgeleitet und 'im Mittel' richtig wiedergegeben werden. Die wesentlichen Teilprozesse werden in den folgenden Kapiteln im einzelnen beschrieben, wobei ich zugleich den Versuch unternehme, diese sukzessiv zu einem Gesamtbild der zeitlichen Abläufe zusammenzufügen.

4.2.1. Adsorption und Koagulation

÷

Die eigenen mikrospopischen Analysen belegen, daß vor allem organische Bestandteile die Partikelstruktur der Elbe-Schwebstoffe bestimmen (s. Kapitel 3.3.3.2.). Zu vergleichbaren Ergebnissen gelangte WELLERSHAUS (1981) für Partikel aus dem Weser-Ästuar. Danach werden verschiedene Flockenbestandteile, mineralische Stoffe und organische Struktursubstanzen, durch die adsorptiven Eigenschaften organischer Kolloide und Schleime in einer gemeinsamen Partikelmatrix zusammengehalten. Diese Aussage wird von EISMA et al. (1980, 1983) für Feststoffpartikel aus dem Rhein- und Ems-Ästuar bestätigt.

Die organischen Schwebstoffbestandteile sind demzufolge nicht nur als abgrenzbare Partikel (z.B. Makrophytendetritus) wesentliches Strukturelement der Feststoffe, sondern sie bilden vor allem auch die Kittsubstanz zwischen den einzelnen Feststoffkomponenten. Derartige 'klebefähige' organische Stoffe bilden in situ auch Überzüge ('coatings') auf verschiedenen mineralischen

Teilchen und fördern so z.B. die Ausflockung von Karbonaten (CHAVE 1965) und Tonmineralien (LODER und 1985). Kompakte Molekülstrukturen, wie derartige LISS coatings, entstehen z.B. aus monomolekularen Filmen an Luftblasen im Wasser (SUTCLIFFE et al. 1963). Diese aggregationsfähigen Substanzen gelangen z.B. in kolloidaler und gelöster Form auch mit dem allochthonen Eintrag von Pflanzenbestandteilen und Bodenpartikeln in die Wassersäule (LUSH und HYNES 1973). Im einzelnen machten diese Autoren die Beobachtung, daß sich aus gelösten organischen Stoffen aus Blattauszügen auch ohne den Einfluβ von Mikroorganismen Partikel bis zu einer Größe von mehreren Millimetern bilden können. Derartige Partikel erscheinen unter dem Mikroskop als flache strukturlose Gebilde. Diese abiotische Partikelbildung wurde vor allem bei Anwesenheit von Ca2+-Ionen und durch turbulente Wasserbewegungen (intensives Homogenisieren der Probe mit einem Mixer) ausgelöst. Erst im weiteren Verlauf Partikelgenese entstanden dann der durch mikrobielle Prozesse unstrukturierte, bräunliche Flocken. Diese Flocken entsprachen in ihrem Erscheinungsbild und ihrer Zusammensetzung weitgehend marinen organischen Aggregaten und dem amorphen organischen Material aus terrestrischen Böden. Parallel ließen sich die gleichen Flockenbildungsprozesse auch mit Filtraten aus Algenkulturen im Laborversuch simulieren.

Eine abiotische in situ-Partikelgenese beobachtete JANNASCH (1972) in tropischen Gewässern. Die von ihm untersuchten amorphen kolloidalen Schwebstoff-Flocken waren häufig nur spärlich oder gar nicht von Mikroorganismen besiedelt. Dies deutete nach seiner Einschätzung auf eine frische Entstehung dieser Partikel hin. Nach RILEY et al. (1964) wird die Entstehung derartiger Partikel durch das Phytoplankton gefördert. Sie stellten in ihren Proben aus den tropischen und subtropischen Gewässern des Nord Atlantiks eine enge Korrelation zwischen der Phytoplanktonmenge und der Häufigkeit organischer Aggregate fest. Das Phytoplankton fördert durch seine Ausscheidungsprodukte (Exudate) die Aggregation und ist selbst Bestandteil der Schwebstoffe. Es stellt damit im marinen Bereich die wichtigste Quelle für das partikuläre Material dar (RILEY 1970).

Für das Untersuchungsgebiet vor Long Island (New York) fand RILEY (1963) eine mit der Elbe vergleichbare jahreszeitliche Abhängigkeit in der Flockenbildung mit Maxima im Sommer und Winter. Das winterliche Maximum wurde mit dem Auftreten stärkerer Wasserturbulenzen und niedriger Wassertemperaturen in Verbindung gebracht. Die Wasserturbulenzen führen danach zu einer gesteigerten Adsorption und Koagulation organischer Partikelbestandteile, während gleichzeitig aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen der mikrobielle Abbau der Partikel unterdrückt ist. Die verstärkte Flockenbildung in den Sommermonaten wurde mit der erhöhten Produktion adsorptiver organischer Stoffe während einer Algenblüte erklärt.

Eine vergleichbare Bedeutung gelöster organischer Substanzen für die Flockenbildung in der Elbe kann direkt nicht bestätigt werden, da keine entsprechende Korrelation zwischen Phytoplankton- und Feststoffdynamik festgestellt werden konnte (s. Kapitel 4.1.1.) und keine größeren (> 5 μ m) strukturlosen, amorphen "Koagulationsflocken" im Mikroskop nachweisbar waren. Derartige Strukturen fanden sich jedoch als organische coatings in den Feststoffpartikeln wieder. Die mögliche Genese dieser coatings aus gelösten organischen Stoffen läßt sich für die Elbe jedoch im Zusammenhang mit dem verstärkten Eintrag allochthonen Materials im Herbst erklären. Nachweislich gelangen zu dieser Jahreszeit große Mengen abgestorbenen Pflanzenmaterials kontinuierlich in die Elbe. Durch die mechanische Zersetzung und chemische Autolyse größerer Pflanzenfragmente werden, wie LUSH und HYNES (1973) nachgewiesen haben, ständig adsorptive organische Substanzen gebildet.

Damit stehen vor allem im Winter genügend Substanzen als potentielle coating-Bildner zur Verfügung. Unter Berücksichtigung der niedrigen Wassertemperaturen und der zumeist fehlenden Bakterienbesiedlung dieser Partikel läßt diese Beobachtung den Schluß zu, daß mikrobielle Einflüsse zu dieser Jahreszeit keinen maßgeblichen Einflüß auf die Partikelbildung ausüben und daß daher abiotische Adsorptionsprozesse dominieren. Aufgrund der besonderen hydrodynamischen Bedingungen im Winter finden diese Vorgänge vor allem in den Schlicksedimenten der Elbe statt. Darauf soll im anschließenden Kapitel eingegangen werden.

4.2.2. Hydrografisch/hydrodynamische Einflußfaktoren

In der Elbe kann, begünstigt durch lange Frostperioden, zu Zeiten niedriger Oberwasserführung ein großer Teil des Herbst-Detritus, vor allem auch organische Kleinstpartikel, beständig sedimentieren. Indirekt wird dies durch den außergewöhnlich hohen Anteil feinpartikulärer organischer Substanz am Schwebstoff zwischen zwei Vereisungsperioden im Februar 1985 bestätigt (Abbildung 3.5.7.). WILKEN und WEILER (1984) führten derartige Schwebstoffmaxima auf durch das Oberwasser resuspendierten Schlick - z.B. aus Buhnenfeldern - zurück. Analog dazu konnten ANDERSON und MEYER (1982) in der Bucht von Lowers Cove (Maine) zeigen, daß bei der Resuspendierung von Sedimenten der Anteil kleiner, an organischem Material reicher Partikel im Schwebstoff deutlich ansteigt.

1

Im Zuge einer längeren Verweildauer derartiger Partikel Sediment und der tidebedingten kurzfristigen Resusim pendierung bei einsetzendem Ebb- und Flutstrom kommt es vermutlich zu einer ausgeprägten Vermischung des detritischen Materials mit den vorwiegend mineralischen Sedimentpartikeln. Die adsorptiven organischen coatings bewirken dann zugleich eine 'Verklebung' der verschiedenen Sedimentkomponenten. Dadurch kann zugleich eine intensive 'Beimpfung' des Detritus mit sedimentgebundenen Mikroorganismen erfolgen. Aus den Untersuchungen von BOTT und KAPLAN (1985) über die mikrobielle Besiedlung von verschiedenen Flußsedimenten geht hervor, daß bis auf wenige Ausnahmen alle Bakterien an Sedimentpartikel gebunden sind. -Das Vorhandensein organischer Substanzen im Sediment bewirkt nachweislich eine deutliche Erhöhung der Bakterienbiomasse und -aktivität (MEYER-REIL 1984. CAMMEN und WALKER 1986).

Demnach könnte die Integration mineralischer Sedimentpartikel in das Detritusmaterial guasi die spätere Kolonisierung der organischen Schwebstoffmatrix einleiten. Die zuvor beschriebenen abiotischen Adsorptionsvorgänge würden dann dazu die Voraussetzung liefern, indem sie einen stabilen Kontakt zwischen den unbesiedelten Detritusteilchen und den Sedimentpartikeln herstellen.

Dies läßt den Schluß zu, daß während längerer Sedimentationsperioden aus dem Phytodetritus zunächst über abiotische Prozesse Partikel entstehen können, bei denen feste Dteritusteile, Tonmineralien und Mikroorganismen in eine amorphe organische Grundsubstanz integriert werden. Dieses Material wird vermutlich an geeigneten Stellen in der obersten Sedimentschicht konzentriert und stellt wahrscheinlich zunächst eine dem 'Fluid Mud' (s. HÜLSEMANN 1982) vergleichbare Sedimentauflagerung dar. Nach EISMA et al. (1980) besteht Fluid Mud aus dem Rhein-Ästuar aus sehr labilen bis einige Millimeter

groβen Flocken, die bei mechanischer Beanspruchung in kleinere Flocken von wenigen µm bis 50 µm-Durchmesser zerfallen. Derartige Fluid Mud-Auflagerungen bilden sich nach den Beobachtungen dieser Autoren vor allem nach Sturmfluten und im Zuge von Baggeraktivitäten. Auch WELLERSHAUS (1981) beschreibt ausführlich die mögliche Akkumulation von feinen, an organischer Substanz reichen Schwebstoffpartikeln durch hydrografisch bedingte Aussonderungsprozesse. Für den Bereich der Elbe bei Oortkaten konnten derartige Aussonderungsprozesse im Zuge von Hochwasserwellen über Veränderungen in der qualitativen Zusammensetzung des partikulären Materials beobachtet werden (s. Kapitel 3.2.). Die Hauptablagerungsstellen für Schlickpartikel stellen vermutlich im oberen Bereich der Elbe die zahlreichen Buhnenfelder, vor allem im Staubereich der Staustufe Geesthacht, dar (GRIMM 1968, CHRISTIANSEN 1987, WILKEN und POSSKE 1987).

Ein wesentlicher Aspekt für die Schwebstoffgenese in der Elbe ware damit die mit der Schwebstoffsedimentation einhergehende Akkumulation von Detritus und organischen Kleinstpartikeln zu Zeiten niedriger Oberwasserführung im Winter. An geeigneten Orten - z.B. in Buhnenfeldern entstehen so Fluid Mud-ähnliche Schichten, in denen organische und mineralische Feststoffe zusammen mit Mikroorganismen zu potentiellen Schwebstoff-Flocken zusammengelagert werden. Dabei spielen mit Sicherheit die Tätigkeiten der Bodenorganismen eine bedeutsame Rolle. Nach GRIMM (1968) ist in den Buhnenfeldern im oberen Bereich der Elbe eine arten- und individuenreiche Schlammfauna vorhanden. Allein die Tubificiden (Schlammröhrenwürmer) erreichten dort lokal Individuenzahlen von über 10.000 pro m².

Die einzelnen an der Sedimentbildung und -umbildung beteiligten biologischen Prozesse sind ausführlich von THIEL et al. (1984) am Beispiel der Fauna im Büsumer Watt beschrieben worden. Wichtige Vorgänge sind danach (1) die Biodeposition (das aktive Einbringen von Schwebeteilchen in das Sediment, z.B. durch filtrierende Organismen), (2) die Bioturbation und Bioresuspension (eine z.B. durch mechanisches Umarbeiten des Sedimentes hervorgerufene Umlagerung der verschiedenen Sedimentkomponenten und die gleichzeitige Freisetzung von Schwebeteilchen aus dem Sediment) und (3) die Biostabilisätion (eine z.B. durch Wohnröhren-bauende Organismen und durch die Schleimabsonderungen von Kieselalgen und anderen Mikroorganismen hervorgerufene Sedimentverfestigung).

Der Einfluß dieser Prozesse auf die Schwebstoffgenese kann jedoch zur Zeit noch nicht quantifiziert werden, da entsprechende Untersuchungen für die Elbe bisher nicht durchgeführt worden sind. Während der Sedimentationsperiode im Winter vermute ich jedoch eine jahreszeitbedingte geringe Aktivität der Benthosorganismen, zumal wenn bei längerer Eisbedeckung neben niedrigen Temperaturen auch niedrige Sauerstoffgehalte die Tätigkeiten der Organismen hemmen.

Nach den Beobachtungen von GRIMM (1968) werden bei Hochwässern fast alle Schlammgründe ausgeräumt, so daβ eine nennenswerte Biostabilisation durch die Benthosorganismen dort nicht erfolgt war.

Während der Frühjahrshochwässer können daher vor allem die durch ihren hohen organischen Anteil gekennzeichneten Fluid Mud-Teilchen in die Wassersäule resuspendiert werden. Zusätzlich erfolgt ein Eintrag von durch Eisschollen erodierten Pflanzen- und Bodenbestandteilen in die Elbe. Weiterhin führen die Schmelz- und Regenwässer zu verstärkten Einspülungen terrestrischer Feinstpartikel.

Im Frühjahr ist demzufolge die Heterogenität in der Zusammensetzung der Schwebstoffe, vergleichbar mit der

Herbstsituation, besonders groß. Nur in dieser Jahreszeit konnten zudem im mikroskopischen Bild auch freie mineralische Kleinstpartikel (\approx 1 μ m-Durchmesser) nachgewiesen werden. Da die Resuspendierung von Schlickablagerungen vor allem während der Anstiegsphase von Hochwasserwellen erfolgt (s. Kapitel 3.2.), liegt es nahe anzunehmen, daß auch bei einem gleichförmigen weiteren Anstieg des Oberwassers die Sedimentationsraten wieder zunehmen und es so lediglich nur zu einer stromabwärts gerichteten Verlagerung von Schlick-/ Schwebstoff-Partikeln kommt. Weiterhin kommt hinzu, daß bei hohen Oberwasserabflüssen in weiten Bereichen der Elbe kein Wechsel zwischen Ebb- und Flutstrom mehr stattfindet und die Gezeiten so als ein wesentlicher und regelmäßiger Resuspendierungsfaktor wegfallen.

Erst bei geringen Oberwasserabflüssen werden dann vor allem die an organischen Stoffen reichen, leichten Schlickpartikel im Tidebereich der Elbe beständig durch den Ebb- und Flutstrom aus den Sedimenten mobilisiert. Mit dem Anstieg der Wassertemperaturen beginnen dann an ihnen die eingangs postulierten mikrobiellen Abbau- und Umbauprozesse.

4.3. Mikrobielle Dekomposition von Phytodetritus

Ein wesentlicher Aspekt der von mir entwickelten Modellvorstellungen zur jahreszeitlichen Schwebstoffdynamik (s. Kapitel 3.5.1.) beruht auf der Hypothese, daß die am Schwebstoff im Sommer beobachteten Veränderungen durch mikrobielle Dekompositionsprozesse hervorgerufen worden sind. Die mikrobiell bedingte Umformung von Detrituspartikeln im Schwebstoff soll dazu führen, daß in dieser Jahreszeit voluminöse, an mikrobieller Biomasse reiche Flocken entstehen, die sich durch eine hohe Schwebefähigkeit auszeichnen.

gefundenen jahreszeitlichen Unterschiede in der Die Struktur und Zusammensetzung der Feststoffe (s. Kapitel 3.3.2.) belegen, daß entsprechende Umbauprozesse an den einzelnen Schwebstoffpartikeln stattgefunden haben. Der zeitliche Ablauf der einzelnen daran beteiligten Vorgänge konnte jedoch nicht dokumentiert werden, da dazu die individuelle Entwicklung einzelner Partikelspezies kontinuierlich verfolgt werden muß. Dies läßt sich aber nur mit gezielten Experimenten im Labor und im Freiland durchführen.

Für die Elbe stellt der allochthone Eintrag von Makrophytendetritus nach den eigenen Beobachtungen eine wesentliche Quelle für die organischen Struktursubstanzen im Feststoff dar. Dies scheint zudem generell für Fließgewässerökosysteme mit einer vergleichbaren geographischen und klimatischen Charakteristik so zu sein.

LUSH und HYNES (1973) verweisen in diesem Zusammenhang auf die große Bedeutung des herbstlichen Phytodetritus-Eintrags für den Nährstoffhaushalt von Fließgewässerökosystemen. Dabei übersteigt der Nahrungseintrag durch allochthones Material die autochthone Primärproduktion deutlich (ANDERSON und SEDELL 1979, VANNOTE et al. 1980, CUMMINS et al. 1981).

So enthalten vor allem die im Winter sedimentierten Detrituspartikel aufgrund der geringen mikrobiellen Aktivität zu dieser Zeit noch einen hohen Anteil leicht abbaubarer organischer Komponenten, die als Nährstoffpool für die im Frühjahr 'reaktivierte' Mikroflora zur Verfügung stehen. Nach BOTT (1975) ist die Wachstumsrate von Fließgewässerbakterien bei 16,5°C - 21°C acht- bis sechszehnfach höher als bei Wassertemperaturen von 0°C -5°C. Bei Wassertemperaturen über 10°C erfolgt somit vermutlich sehr schnell eine mikrobielle Verwertung der leicht abbaubaren Detritusbestandteile und damit eine umfangreiche Besiedlung der Detritusmatrix. Der mögliche Ablauf der sich daran anschließenden Dekomposition der Detrituspartikel soll im folgenden Abschnitt beschrieben werden.

4.3.1. Biomasse Produktion und Dekompositionsverlauf

Bei Dekompositions-Studien an Schilf-Detritus (<u>Phragmi-tes communis</u>) konnte HARGRAVE (1972) nur während der ersten drei Tage im Verlauf einer 40-tägigen Inkubation eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität nachweisen. Der organische Anteil im Detritus-Material stieg demgegenüber kontinuierlich von 94,3 % auf 98 % an. Dies erklärte sich aus der zunehmenden mikrobiellen Besiedlung des Detritus, die jedoch im Verhältnis zu der zur Verfügung stehenden Besiedlungsfläche als 'sehr gering' angegeben wurde.

Ein Anstieg der mikrobiellen Aktivität konnte auch während eines Inkubationsexperiments mit Eichenlaub-Detritus (Quercus virginiana) beobachtet werden. WHITE al. (1977) führten entsprechende Versuche in der et Apalachicola Bay (Florida) durch. ROBINSON et al. (1982) kamen bei Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von Laminaria-Detritus zu dem Ergebnis, daß ca. 10 % des Detritus in Bakterienbiomasse umgesetzt wird. Ungefähr 50 % der partikulären Detritus-Fraktion bleiben dabei als schwer abbaubare organische Partikel-Matrix erhalten. Dieser Dekompositionsablauf wird in Abbildung 4.2. Zu vergleichbaren Größenordnungen wiedergegeben. gelangen OTSUKI und HANYIA (1972a,b) bei Dekompositionsstudien an Grünalgenbiomasse (Scenedesmus spec.).



Abbildung 4.2.: Mikrobieller Abbau von Laminaria-Detritus. Die Prozentzahlen geben jeweils die relativen Anteile bei den einzelnen Detritusfraktionen bzw. Abbaukomponenten wieder. Gemessen wurde jeweils der Kohlenstoffgehalt der Probe (nach ROBINSON et al. 1982).

;

GOSSELINK und KIRBY (1974) fanden für Seegras-Detritus (Spartina alterniflora) eine deutliche Abhängigkeit der mikrobiellen Produktion von der Partikelgröße. Sie stieg mit abnehmender Größe an, vermutlich durch die sich dabei vergrößernde Angriffsfläche für die bakteriellen Exoenzyme. Nach Berechnungen dieser Autoren wurden im Verlauf von 30 Tagen bei 30°C 28 % - 60 % des Detritus-Materials in bakterielle Biomasse eingebaut.

Vergleichbare Ergebnisse finden sich bei FENCHEL (1970),

wobei nach seinen Beobachtungen die Aktivitäten verschiedener Flagellaten, Ciliaten, Diatomeen und detrivorer Amphipoden die Dekomposition der Detrituspartikel erheblich beschleunigen.

Besonders deutlich ist der Anstieg der mikrobiellen Aktivität zu Beginn der Kolonisierung von Detritus (HARGRAVE 1972). WHITE et al. (1977) berichten, daß sich im Verlauf einer einwöchigen in situ-Inkubation von Eichenblättern in ästuarinen Gewässern von Florida die mikrobielle Aktivität (gemessen als Lipid-Biosyntheserate) um den Faktor 100 steigerte. Dies ist vermutlich auf den anfänglich noch hohen Anteil leicht abbaubarer organischer Stoffe zurückzuführen.

Der Abbau schwer mineralisierbarer Detritus-Bestandteile, wie Cellulose und Lignin, erfolgt in einem beobachtbaren Ausmaß nur bei höheren Wassertemperaturen (RHEINHEIMER 1965, KORMONDY 1968) und wird durch das Vorhandensein anorganischer Stickstoffverbindungen, wie Nitrat, begünstigt (AUMEN et al. 1983). Die Intensität des bakteriellen Abbaus ist ebenfalls abhängig von der Herkunft des Lignocellulose-Detritus. Während Buchenholz (<u>Fagus sylvatica</u>) ausgesprochen stark kolonisiert wird, erweist sich Kiefernholz (<u>Pinus sylvestris</u>) als deutlich ungünstigeres Substrat (HOLT und JONES 1983).

Nach BENNER et al. (1986) wird in aquatischen Lebensräumen der Lignocellulose-Abbau fast ausschließlich von Bakterien geleistet – im Gegensatz zur dominaten Rolle der Pilze in terrestrischen ökosystemen. Dabei wurden zwischen 5 % – 20 % dieses Materials in die bakterielle Biomasse eingebaut.

Aus diesen Beobachtungen läßt sich ableiten, daß eine deutliche mikrobielle Biomasse-Produktion an den Elbe-Schwebstoffen nur kurzfristig im Frühsommer erfolgen kann, solange der Pool an leicht abbaubarer organischer

1

- 132 -

Substanz noch nicht erschöpft ist. Im Verlauf des Sommers kann das mikrobielle Wachstum dann nur noch über den Abbau der pflanzlichen Gerüststoffe erfolgen. So trat auch beim Abbau des Laminaria-Detritus (ROBINSON et al. 1982) nur in den ersten Tagen ein steiler Anstieg in der mikrobiellen Produktion auf, während im weiteren Verlauf des Experiments (Dauer 36 Tage) die Bakterienbiomasse konstant blieb. Parallel dazu verringerte sich mit dem zunehmenden Anteil schwer abbaubarer Substanzen im Detritus kontinuierlich die durch die Bakterienbiomasse umgesetzte Detritusmenge.

Für die Elbe-Schwebstoffe erscheint es damit wahrscheinlich, daß die mikrobielle Besiedlung in Form einer bakteriellen Sukzession erfolgt. Als gesichert kann in jedem Fall angenommen werden, daß die Stoffumsätze in der Elbe nicht nur von der Temperatur gesteuert werden, sondern auch von der je nach Jahreszeit unterschiedlichen 'Nahrungsqualität' des Detritus. Da Proteine eine relativ leicht mineralisierbare organische Komponente darstellen, könnte ein Indiz für die sinkende Nahrungsqualität des Schwebstoffmaterials im Sommer der im Vergleich zum Herbst und Frühjahr deutlich niedrigere Proteinanteil im Schwebstoff sein.

Eine Bestätigung für die anzunehmende Artensukzession der Bakterienbesiedlung der Elbe-Schwebstoffe bei stellen u.a. die Untersuchungen von MORRISON et al. (1977) dar. Sie beobachteten über sechs Wochen die mikrobielle Sukzession beim Abbau von <u>Quercus</u> virginiana und Kiefernnadeln-Detritus (Pinus elliottii). Aus rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen ging hervor, daß die Detrituspartikel zunächst von diversen coccoidalen und stäbchenförmigen Bakterien besiedelt werden. Im weiteren Verlauf entwickelt sich dann eine komplexe Mikroflora mit zahlreichen nicht näher identifizierten Organismen. Für den Verlauf der biologischen Aktivität

wurden zum einen Kinetiken gefunden, die den bisher zitierten Aktivitätsverläufen entsprechen, aber auch Kinetiken mit einem eher kontinuierlichen Anstieg der Aktivitätswerte (siehe dazu auch OTSUKI und HANYIA 1972a,b). Während der Inkubationsexperimente verlor der Quercus-Detritus ca. 20 % und der Pinus-Detritus ca. 40% seiner Trockenmasse. Die mikrobielle Biomasse (kalkuliert über die Zunahme des Muraminsäure- und ATP-Gehaltes im Detritus) erreichte aber in diesem Zeitraum nur einen Zuwachs von 5 % - 50 %, entsprechend den in dieser Arbeit angegebenen Werten von 0,001 % - 0,11 % Biomassezuwachs pro zwei Stunden.

Mit den eigenen Meßergebnissen können derartige Dekompositionsprozesse im Jahreslauf ebenfalls nachgewiesen werden. Durch die Proteinwerte lassen sich, wie die FITC-Fluoreszenzmikroskopie belegt, sowohl die mikrobielle als auch Teile der Detritus-Biomasse erfassen. Frischer Detritus von verschiedenen Makrophytenarten (Salzwiesengräser) enthält nach DE LA CRUZ und POE (1970) zwischen 20 % und 50 % Protein. Dieser relativ hohe Proteingehalt spiegelt sich deutlich in den im Herbst und Winter gemessenen Werten in der Elbe wieder. Der Proteingehalt im Schwebstoff lag, bezogen auf den Glühverlust, zur Zeit des Haupteintrags von Pflanzenmaterial bei duchschnittlich 20 % und damit in der Nähe der oben zitierten Größenordnungen. Die Proteinwerte repräsentieren aufgrund dieser Tatsache vermutlich in erster Linie den Detritus-Anteil im Schwebstoff.

In den Monaten Juni bis August betrug demgegenüber der Proteinanteil am Glühverlust nur durchschnittlich 10 %. Zu dieser Zeit repräsentieren die Proteinwerte vermutlich vor allem die Bakterienbiomasse, zumal nach eigenen Messungen, im Februar angeschwemmtes Schilfmaterial nur noch einen Proteingehalt von ca. 3 % aufweist. Parallel zum Proteingehalt verringert sich in diesen Monaten der

gesamtorganische Schwebstoffanteil von ca. 50 % auf 39 %. Diese Ergebnisse unterstützen meine Annahme, daß in der Elbe bei höheren Wassertemperaturen die Schwebstoffpartikel mikrobiellen Abbauprozessen unterliegen, die zu einer deutlichen Veränderung ihrer Zusammensetzung und Struktur führen. Die in diesem Kapitel zitierten Werte zur Produktion mikrobieller Biomasse im Verlauf derartiger Dekompositionsprozesse bestätigen dabei den eigenen Befund, daß die Erhöhung der Schwebstoffmenge in den Sommermonaten nicht durch einen Biomassezuwachs an Bakterien erklärbar ist. Der in Abbildung 4.2. dokumentierte Befund von ROBINSON et al. (1982) über die Verluste an organischer Substanz aus dem Detritusmaterial (durch Lösungseffekte und mikrobielle Respiration) müßte sogar zu einer stetigen Verringerung der Schwebstoffmenge im Sommer führen. Die Glühverlustwerte des Elbedetritus zeigten zwar im Sommer kurzfristig den oben angebenen Rückgang, berücksichtigt man jedoch die Streubreite der Einzelmessungen, so blieb der relative Anteil des organischen Schwebstoffpools über das ganze Jahr innerhalb der gleichen Größenordnung.

Dies läßt den Schluß zu, daß im Mittel der Verlust an mineralisierter Detritus-Biomasse im Schwebstoff durch die Inkorporation und Adsorption gelöster und kolloidaler Substanzen ausgeglichen wird. PAERL (1974) konnte in seinen Untersuchungen derartige Vorgänge bei der Partikelgenese beobachten. Allgemein wird zudem festgestellt, daß Mikroorganismen die in aquatischen Lebensräumen vorhandenen gelösten organischen Stoffe mit großer Effektivität aus dem Medium entfernen können (SEKI et al. 1981, HöFELE 1984, VAN WAMBEKE und BIANCHI 1985).

Ein weiteres Indiz für den fortschreitenden Abbau des Detritusmaterials im Schwebstoff während der Sommermonate sind die Variationen im Adenylat-Pool. Nach VAN WAMBEKE und BIANCHI (1985) repräsentieren vor allem die Adenylate den biologisch aktiven Anteil ('energetic phase') am Schwebstoff und damit die Effektivität mikrobieller Abbauvorgänge. Nach ihren Untersuchungen stellt in natürlichen Lebensräumen AMP die Hauptkomponente des Adenylat-Pools - im Gegensatz zu ATP in Bakterienkulturen. Dies bedeutet zugleich, daß sich der physiologische Zustand der Schwebstoffbiomasse über den Energy Charge-Wert nicht sinnvoll beschreiben läßt, was ebenfalls von BOTT und KAPLAN (1985) bestätigt wird. Sie konnten zudem nachweisen, daß ihre hohen AMP-Werte nicht durch extrazelluläres AMP im Probenmaterial hervorgerufen wurden. Für freies ATP wiesen AZAM und HODSON (1977) nach, daß es sofort von Bakterien aufgenommen und damit in die partikuläre Biomasse eingebaut wird.

Die eigenen Meßwerte bestätigen die Bedeutung des AMP als Hauptadenylatkomponente im Probenmaterial von mikrobiellen Lebensgemeinschaften aus natürlichen Standorten. Es entspricht im Schwebstoff in etwa der Summe aus ATP und ADP. Betrachtet man den Adenylat-Anteil als Indikator für die 'energetic phase' der Schwebstoffbiomasse, so müßte sich die unterschiedliche biologische Qualität der Herbst- und Sommerschwebstoffe vor allem auch an diesem biochemischen Parameter deutlich zeigen.

Bezogen auf die Proteinbiomasse ist der Adenylatanteil im Sommer deutlich erhöht. Die Herbst-/Winter-Werte betragen für die Schwebstoff-Flocken-Fraktion 14 °/-und für die feinpartikuläre Fraktion 18 °/--. Im Frühjahr und Sommer liegen die Adenylatanteile entsprechend bei 19 °/-- und 28 °/-- (s. Tabelle 3.1.). Dies bedeutet sowohl für die eigentlichen Schwebstoff-Flocken als auch für den überwiegend aus freien Bakterienzellen bestehenden Schwebstoffpool eine signifikante

1

Erhöhung des Anteils biologisch aktiver Biomasse. Über den ATP-Gehält läßt sich dies nicht ableiten. Er bleibt innerhalb der Streubreite der Einzelmessungen auf dem gleichen Niveau.

Aus den in diesem Kapitel im einzelnen aufgeführten Ergebnissen und Beobachtungen zur Detritusdekomposition in aquatischen ökosystemen geht hervor, daβ vergleichbare Vorgänge auch in der Elbe saisonal mit hoher Intensität ablaufen müssen. Die eigenen Ergebnisse zeigen zugleich, daβ es notwendig ist, diese biologischen Prozesse im Detail zu untersuchen, um zu einer verläßlichen Quantifizierung des mikrobiellen Einflusses die Schwebstoffdynamik zu gelangen. Vor allem ist auf Erfassung der Zeitskalen wichtig, in denen diese die mikrobiellen Stoffumsetzungen in der Elbe ablaufen, da aus ihnen auch letztlich wesentliche Teile der Stoff-Flüsse im Ökosystem resultieren, die somit auch der jahreszeitlichen Dynamik der mikrobiellen Stoffumsetzungen unterliegen. Aus der Literatur geht hervor, daß unter den Bedingungen, wie sie in der Elbe in den Sommermonaten vorhanden sind, innerhalb von 1 - 3 Monaten aus einer festen Detritusmatrix durchaus Partikel der beobachteten flockenähnlichen Struktur entstehen können.

Diese Flocken bestehen zum größten Teil aus amorphen, schleimartigen Substanzen und sind intensiv von Bakterien besiedelt. Vor allem diese Schleim-Matrix trägt möglicherweise durch ihr geringes spezifisches Gewicht zur postulierten Verringerung der Sedimentationsgeschwindigkeit der 'Sommer-Schwebstoffe' bei. Darauf wird in den folgenden Kapiteln näher eingegangen.

4.3.2. Mikrobielle Schleimproduktion

Nach ROBINSON et al. (1982) wird ein großer Teil der mineralisierten organischen Substanz von Bakterien zum Aufbau von Schleimen und Kapselmaterial verwendet. PEARL (1978) gelangte zu dem Ergebnis, daß Bakterien derartige Substanzen in einer Menge produzieren, die bis zum zehnfachen ihrer eigenen Zellbiomasse, gemessen als organischer Kohlenstoff, betragen kann. Nach BROWN und LESTER (1979) werden Schleimsubstanzen aus Kohlenhydratpolymeren verstärkt bei Nährstoffmangel gebildet und tragen bei Belebtschlammflocken entscheidend zu deren Stabilität und Adsorptionsfähigkeit bei.

TENNEY und VERHOFF (1973) beobachteten im Laborversuch die höchste Schleimbildungsrate im Verlauf der stationären Phase von Bakterienkulturen und fanden eine enge Korrelation zwischen Flockenbildung und dem Gehalt an extrazellulären Polymeren. Nach PAUL und JEFFREY (1985) tritt eine Schleimbildung bei der mikrobiellen Besiedlung von Feststoffen ebenfalls erst zu einem späten Stadium auf. Für die eigentliche Anheftung von Bakterienzellen an die Partikeloberfläche schienen dabei derartige Schleime nicht verantwortlich zu sein. Sie spielen jedoch eine hervorragende Rolle für die spätere Stabilisierung der Schwebstoff-Flocken.

Einen derartigen stabilisierenden Effekt wies auch PAERL (1974) für Schwebstoffe aus kalifornischen Küstengewässern und dem Lake Tahoe nach. Die Schwebstoffpartikel wiesen im rasterelektronischen Bild eine Zusammensetzung und Struktur auf, die derjenigen der Elbe-Schwebstoffe gleicht. Mit autoradiografischen Verfahren konnte an ihnen direkt nachgewiesen werden, daß Bakterienzellen organische Nährstoffe zu einem beträchtlichen Anteil für den Aufbau von Kapsel- und Schleimsubstanzen verwenden. FRIEDMAN und DUGAN (1968) nahmen an, daß zusätzlich freie Bakterienzellen durch derartige Schleimabsonderungen eingefangen und so in die Flockenmatrix integriert werden können.

Nach eigenen Beobachtungen treten Flocken mit einem hohen Schleimanteil vor allem in den Sommermonaten in der Elbe auf. Dabei scheint es so zu sein, daß es durch die Schleimabsonderung zu einer Oberflächenvergrößerung der Schwebstoffpartikel und zu einer Erhöhung des Anteils spezifisch leichter Feststoffbestandteile kommt.

<u>4.3.3.</u> Partikelbeschaffenheit und Schwebstoffkonzentration

ŝ

Mit Hilfe der biochemischen Parameter konnte nachgewiesen werden, daß kein meßbarer quantitativer Zusammenhang zwischen der Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Sommer und der bakteriellen Biomasseentwicklung besteht. Da jedoch im Schwebstoff während des ganzen Jahres die biogenen Komponenten die Struktur und Zusammensetzung der beobachteten Partikelspezies maßgeblich bestimmen, muß die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration eine Folge der veränderten Partikelbeschaffenheit im Sommer sein.

Die Literaturdaten bestätigen in vollem Unfang die These, daß die im Sommer beobachteten Partikelstrukturen aus mikrobiellen Dekompositionsprozessen von Phytodetritus hervorgegangen sind. Die Umwandlung von kompaktem Detritus-Material in mikrobielle Biomasse und die damit einhergehende partielle Zersetzung der Partikelmatrix wird damit zugleich eine Veränderung der Sinkeigenschaften der Schwebstoffe hervorrufen. Während das tote Detritus-Material zum größten Teil aus festen Gerüstsubstanzen besteht, enthalten Bakterienzellen und vor allem die von ihnen produzierten Schleime vorwiegend Wasser. Die Schleime bilden damit gewissermaßen Auftriebskörper
für die Schwebstoffe und reduzieren so ihr spezifisches Gewicht. Durch die fortschreitende Zersetzung des Detritus erhöht sich zudem das Oberflächen-/Volumenverhältnis der einzelnen Partikel, was sich in der Ausbildung der beobachteten lockeren Flockenstrukturen zeigt.

Inwieweit sich diese Veränderung in der Partikelmorphologie auf das Sinkverhalten der Schwebstoffe auswirkt, ist nach den vorliegenden Literaturdaten bisher nur unzureichend untersucht worden. PULS und KUHL (1985) beobachteten z.B. in der Elbe eine drastische Verringerung der mittleren Sinkgeschwindigkeit von Schwebstoffen im Übergangsbereich zwischen Süß- und Brackwasser. Als mögliche Ursache dafür wird ein salzgehaltabhängiger Zerfall großer Partikel durch eine weitgehende Zerstörung der organischen Flockenmatrix angenommen.

Verläßt man in diesem Zusammenhang einmal das wässrige Milieu und betrachtet analog den Einfluß der Partikelmorphologie von durch den Wind verbreiteten Pflanzensamen auf ihre Schwebefähigkeit (Abbildung 4.3.), so liegt der Analogieschluß nahe, daß ein derartiger 'Fallschirmeffekt' durch die Ausbildung vergleichbarer Partikelstrukturen möglicherweise auch bei den Schwebstoffpartikeln durch die Schleimbildung und den mikrobiellen Umbau hervorgerufen wird. Dies bedeutet dann zusätzlich zur Verringerung des spezifischen Gewichtes im Zuge der mikrobiellen Detritusdekomposition einen weiteren positiven Einfluß auf die Schwebefähigkeit der Sommer-Schwebstoffe.

Für eine realistische, auf in situ-Bedingungen übertragbare quantitative Beschreibung der Sinkeigenschaften von Schwebstoffen, wäre es nach diesen Erkenntnissen wichtig, zukünftig auch die Partikelmorphologie in derartige Berechnungen miteinzubeziehen. Über die häufig verwendeten Bezugsgrößen Glühverlust, Trockengewicht und

i



SCHWEBSTOFF-PARTIKEL

Abbildung 4.3.: Darstellung zum unterschiedlichen Transport- und Sinkverhalten von Schwebstoff-Flocken und kompakten Schwebstoffpartikeln aufgrund ihrer unterschiedlichen Partikelmorphologie. Dieses Analogiebeispiel soll den Effekt des mikrobiellen Umbaus des Feststoffmaterials auf die Schwebefähigkeit der Feststoffe in einem turbulenten Medium verdeutlichen. Korngröße wird mit Sicherheit die tatsächliche Bedeutung der biologischen Matrix für die Sinkeigenschaften unterschätzt bzw. gar nicht berücksichtigt.

SHELDON et al. (1973) kommen ebenfalls zu dem Ergebnis. daβ es für die Bewertung von Partikeleigenschaften nicht gleichgültig ist, welche Berechnungsgrundlagen dafür gewählt werden. So kann man den Lebendmaterial-Anteil einer Probe, die zu 50 % gleichgroße Kieselalgen und Sandkörner enthält, entweder mit 50 % (Volumenbasis) oder mit 2 % (organischer Kohlenstoffanteil) quantifizieren. Nach den dort angegebenen Berechnungsgrundlagen würde sich bei einer analog zusammengesetzten Schwebstoffprobe eine Verdoppelung des organischen Volumenanteils im Trockengewicht lediglich in einer Konzentrationserhöhung von z.B. 20 mg/l auf 21,4 mg/l niederschlagen.

Das sommerliche Schwebstoffmaximum läßt sich jedenfalls nach den vorliegenden Ergebnissen und den zitierten wissenschaftlichen Erkenntnissen nur über die veränderte Partikelzusammensetzung (Verringerung des spezifischen Gewichtes) und Partikelmorphologie (Fallschirmeffekt) erklären. Nach der hier vorgestellten Hypothese führen die mikrobiellen Prozesse somit nicht über eine Vermehrung der bakteriellen Biomasse zu einer Schwebstoff-Nettoproduktion in der Wassersäule, sondern über die Erhöhung der Schwebefähigkeit zu einer Erhöhung der Schwebstoffmobilität. Dies bedeutet, daß Sommer-Schwebstoffe auch bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten in der Wassersäule resuspendiert bleiben, während die Herbst-Schwebstoffe bei vergleichbaren hydrologischen Bedingungen sedimentieren.

Eine realistische Beschreibung des tatsächlichen Sinkverhaltens der verschiedenen Flockenspezies in Abhängigkeit ihres spezifischen Gewichts und Oberflächen-/ Volumenverhältnisses erscheint kaum möglich, da sie mit den herkömmlichen Berechnungsmethoden (z.B. Formel nach STOKE) die Sinkgeschwindigkeit derartiger Partikel nicht korrekt wiedergegeben werden kann (MURRAY 1970, CHASE 1979, WELLERSHAUS 1981). Vor allem die Tatsache, daß die Schwebstoffe einer stetigen turbulenten Wasserbewegung ausgesetzt sind, läßt vermuten, daß ihr Sinkverhalten stark von physikalischen Größen beeinflußt wird, die, wie TOOBY et al. (1977) darlegen, eine Bewegung der Partikel in der Wassersäule zur Folge haben, die einem Absinken entgegenwirkt. Auch MUNK und RILEY (1952) haben versucht, das Sinkverhalten von verschiedenen Partikelspezies unter dem Einfluß der Wasserströmung zu berechnen. Sie stellten dabei deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Partikelform ("plate, disk. cylinder, sphere") fest.

÷

Soll der Fallschirmeffekt aber zu den beobachteten andauernden hohen Schwebstoffkonzentrationen länger so müssen, nachdem eine autochthone biogene führen, Schwebstoffproduktion auszuschließen ist, ausreichende Schwebstoffquellen vorhanden sein. Derartige Quellen stellen die im Verlauf der Frühjahrshochwässer gebildeten Schlickablagerungen dar. Aus ihnen kann bis zur Erschöpfung ihres Detritus-Pools, gefördert durch die beschriebenen biogenen Dekompositionsprozesse, ständig neues Flockenmaterial gebildet werden. Dieser Effekt zeigt sich vor allem im tidebeeinflußten Teil der Elbe durch besonders hohe Schwebstoffkonzentrationen (s. CHRISTIANSEN 1987).

4.4. Wertung der Kulturexperimente (ATP-Methode)

Mit ATP-Messungen läβt sich prinzipiell die Stoffwechselaktivität verschiedener Organismengruppen in Abhängigkeit relevanter Umweltfaktoren im Labor mit hoher Präzision erfassen (COLE et al. 1967, HOLMS et al. 1972, BREZONIK et al. 1973, GREISER 1982, CACCIARI et al. 1983).

ATP-Meßwerte aus Freilandproben lassen sich demgegenüber nur schwer als Bioaktivitäts- oder Biomasseparameter interpretieren (HUNTER und LAWS 1981, GREISER 1982, KAPLAN und BOTT 1983, PRIDMORE et al. 1984). Die eigenen Untersuchungen bestätigen diese Einschätzung und zeigen deutlich, daß zur Biomasseerfassung der Parameter Gesamtadenylat besser geeignet ist. ATP-Messungen haben demnach nur dort einen Sinn, wo methodische Fehler und nicht kontrollierbare Veränderungen des zellulären ATP-Pools ausgeschlossen werden können. Das ist praktisch nur im Labor möglich.

Aktivitätsmessungen an Mikroorganismen in Freilandproben erfassen zumeist nur Aktivitätspotentiale, die jeweils von der aktuellen Zusammensetzung der Probe abhängen. Beispiele dafür sind die ETS-Bestimmung (WILDE et al. 1981, PFANNKUCHE et al. 1983, GRAF et al. 1984), die Messung der Aufnahme radioaktiv markierter Substanzen (JOINT et al. 1982, ADMIRAAL et al. 1985, VAN WAMBEKE und BIANCHI 1985, TAYLOR et al. 1986) und die Messung der Konzentrationsabnahme von zugegebenen Nährstoffen bzw. die Erfassung der daraus resultierenden Stoffwechselprodukte (RHEINHEIMER 1965, BROCKMANN et al. 1979, KAPLAN und BOTT 1983). Aufgrund der Inhomogenitäten natürlicher Proben können wichtige Bezugsparameter, wie die vorhandene mikrobielle Biomasse und die Zusammensetzung der Mikroflora stark schwanken, so daß die Quantifizierung der Kausalzusammenhänge zwischen der jeweiligen Stoffwechselaktivität und z.B. physikalischen oder chemischen Faktoren stark erschwert wird. So läßt sich z.B. bei den von RHEINHEIMER (1965) ermittelten Nitrifikationspotentialen der Einfluß der Parameter

'Aktive Biomasse' und Temperatur nicht voneinander trennen. Eine Erhöhung der Nitrifikationsaktivität kann gleichermaßen auf eine Erhöhung der Zahl aktiver Bakterienzellen oder auf eine Temperaturerhöhung zurückzuführen sein.

Laborexperimente bieten demgegenüber die Möglichkeit. je nach Fragestellung wichtige Randbedingungen und Eingangsgrößen wie Temperatur, Nährstoffkonzentration. Streßfaktoren, Biomasse und Artenspektrum konstant zu halten oder gezielt zu variieren. Dies ermöglicht "ein schrittweises Herausselektieren und Quantifizieren wichtiger Einflußgrößen und vor allem eine hohe Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse. Sie sollten daher vor allem durchgeführt werden, um die relative Bedeutung biologischer Prozesse im Vergleich zu chemischen und physikalischen Prozessen festzustellen und um die Veränderbarkeit der Leistung oder Wirkung biologischer Prozesse in Abhängigkeit relevanter Einflußfaktoren abschätzen zu können.

Betrachtet man die räumliche und zeitliche Verteilung von Stoffen in natürlichen ökosystemen, so wird diese sehr stark von mikrobiologischen Aktivitäten bestimmt. Nach HARTMANN (1983) läßt sich in aquatischen Systemen z.B. die Veränderung der Nährstoffkonzentrationen über die Kinetik enzymatischer Prozesse beschreiben. Nach WANGERSKY (1986) bestimmen enzymatische Kinetiken ebenfalls die Verteilung von Schwermetallen zwischen der gelösten und festen (Biomasse-)Phase. So stellten LAUBE et al. (1979) fest, daß Cadmium 13 - 31mal und Kupfer 6 - 10mal stärker von Algen als von tonigen Sedimenten akkumuliert werden.

Laborexperimente zur Quantifizierung der Schwermetallmobilisierung durch Mikroorganismen werden u.a. von AHLF (1985) mit Algen durchgeführt. Seine Ergebnisse lassen

erkennen, daß eine verläßliche Interpretation der Bioakkumulations-Daten ohne eine genaue Erfassung der aktuellen Stoffwechselaktivität der Algen-Zellen nicht möglich ist. Über gleiche Schwierigkeiten bei der Quantifizierung der Schwermetallakkumulation an mikrobielle Biofilme berichten HSIEH et al. (1985). Nach HOUBA und REMACLE (1984) eliminiert die von ihnen untersuchte Schwebstoffmikroflora im Kulturversuch bei 20°C 80 % einer zugegebenen Cadmium-Menge, bei 10°C dagegen nur noch 20 %. Dies belegt ebenfalls die Abhängigkeit derartiger Prozesse von der (temperaturbeeinflußten) Stoffwechselaktivität der jeweiligen Mikroorganismen. Es wäre daher wünschenswert, wenn diese durch einfache Methoden präzise quantifiziert werden könnte.

Der entscheidende Vorteil der von mir ausgearbeiteten 'ATP-Methode' besteht darin, daß mit einem einfachen Batch-Kulturansatz über wenige Messungen die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen reproduzierbar zu quantifizieren ist.

Die Ergebnisse der Temperaturexperimente zeigen, daß die so erhaltenen Aktivitätswerte, in Form der Steigung der ATP-Geraden, realistische Werte darstellen. Mit diesem Verfahren sollte sich analog auch der Einfluß anderer Umweltfaktoren guantifizieren lassen. Interessant wären zukünftig vor allem Experimente zum Schadstoffeinfluß auf die Bioaktivität in Verbindung mit der Bestimmung von Akkumulations- oder Freisetzungsraten. Es sei jedoch betont, daß die dieser Methode zugrunde liegenden mathematischen Beziehungen den Wachstumsverlauf der Batch-Kulturen idealisieren und folglich bei ihrer Anwendung auf anderes Probenmaterial jeweils empirisch überprüft werden sollten. Es ist allerdings zu erwarten, daß sich die ATP-Kurven in jedem Fall recht gut über Parabelfunktionen beschreiben lassen, weil aufgrund des

gegenläufigen Einflusses der Substratkonzentration auf den ATP-Wert die ATP-Kurve nie über einen längeren Abschnitt, z.B. exponentiell mit der Zellzahl, ansteigen kann.

Für die praktische Anwendung dieser Methode genügt die Erkenntnis, daß die in einem System beliebiger Komplexiablaufenden Einzelprozesse über negative Rückkopptät lungen derartig stabilisiert werden, daß es mathematisch in idealisierter Form beschreibbar wird. ODUM (1971) bezeichnet dies als 'funktionelle Integration', die dazu führt, daß sich auf jeder biologischen Systemebene - von den Genen, über das biochemische Geschehen in der Zelle bis zur Ebene der Zusammenhänge in komplexen Organismen, Lebensgemeinschaften und ökosystemen - die dort ablaufenden Prozesse überhaupt quantifizieren und gesetzmäßig erfassen lassen. VESTER (1983, 1986) bezeichnet dieses systemimmanente Phänomen als 'strukturelle und funktionelle Vernetzung', in der die Hierarchie der Subsysteme bestimmt, mit welchen Parametern sich welche Veränderungen hinreichend genau messen lassen. Ein Beispiel dafür sind die Untersuchungen von DECHEV und MATVEEVA (1981) an mikrobiellen Biozönosen, wie Belebtschlammflocken. Biozönosen reagierten im Experiment auf Streßfak-Diese toren wie ein funktionell einheitliches System, obwohl sie aus zahlreichen verschiedenen Organismen bestehen, vermutlich individuell unterschiedlich die stark beeinflußt worden sind. Eine den Belebtschlammbiozönosen vergleichbare vielseitig zusammengesetzte mikrobielle Lebensgemeinschaft stellt mit großer Wahrscheinlichkeit auch die Schwebstoff-Flora der Elbe dar. Möglicherweise lassen sich damit auch andere Forschungsansätze und Meßmethoden aus diesem Bereich für die Erfassung der Stoffwechselleistungen und Stoffumsetzungen der Schwebstoffmikroorganismen verwenden.

Die vielseitige Anwendbarkeit von ATP-Messungen bei

Belebtschlammuntersuchungen wird durch zahlreiche Forschungsarbeiten belegt (WEDLE und JENKINS 1971, BREZONIK und PATTERSON 1971, KEES et al. 1975, UPADHYAYA und ECKENFELDER 1975, KANNE 1981). Eine einfache Methode dazu ist in dieser Arbeit vorgestellt und beschrieben worden.

5. Zusammenfassung und Ausblick

ł

Es konnte gezeigt werden, daß die bei Oortkaten gewonnenen Schwebstoffe im wesentlichen eine biologisch aktive Matrix darstellen, die durch erhöhte mikrobielle Stoffumsetzungen in den Sommermonaten aber auch durch den Eintrag allochthoner organischer und anorganischer Substanz jahreszeitabhängige Veränderungen erfährt. Die mikrobiellen Produktionsvorgänge aufgrund des Abbaus von Phytodetritus wirken sich danach vor allem auf die Schwebefähigkeit der Feststoffe aus. So zeigt sich, daß schon ein geringes mikrobielles Wachstum ausreicht, die Partikelstruktur derartig zu verändern, daß über eine Erhöhung der Schwebefähigkeit quasi eine Aufkonzentrierung der Feststoffe in der Wassersäule erfolgt. Dies führt dann zu den beobachteten hohen Schwebstoffkonzentrationen und -frachten bei niedrigem Oberwasser im Sommer.

Die Ergebnisse zeigen aber auch, daß einer Quantifizierung der beobachteten Einflußgrößen, vor allem im Hinblick auf ihre jahreszeitlichen Veränderungen, Grenzen gesetzt sind, weil wesentliche Parameter nicht miterfaßt wurden. Das sind u.a.: Der Eintrag terrestrischen Materials durch Niederschläge oder Eisgang, die Menge des im Herbst anfallenden Phytodetritus und der Umfang und die Lokalisation von Schlickflächen als potentieller Schwebstoffpool. Die Schwebstoffbildung ist somit weitgehend ein biologischer Prozeß, der seinen Ausgang in der Bereitstellung Sedimentation partikulärer organischer Substanz und (Makrophyten-Detritus) nimmt. Während längerer Sedimentationsphasen kommt es zu einer verstärkten Adsorption zwischen der biogenen Matrix und den Sedimentpartikeln. so daβ letztlich Feststoffpartikel entstehen, in die je Jahreszeit wechselnde Anteile organischer und nach mineralischer Substanz integriert sind. Die Anfärbetechnik mit FITC ermöglicht in diesem Zusammenhang eine differenzierte Analyse der Struktur und Zusammensetzung dieser Partikel. Erst hierdurch konnte erkannt werden, daß die organische Schwebstoffmatrix die wesentliche Feststoffkomponente darstellt: Sie vermittelt letztlich die strukturelle Vernetzung der Partikelbestandteile und bestimmt - wie erwähnt - entscheidend das Sinkverhalten der Feststoffe.

Die im Verlauf des Sommers zunehmende mikrobielle Dekomposition der detritischen Schwebstoffkomponenten führt zur Bildung großer, locker gebauter Schwebstoff-Flocken, die vor allem durch ihren hohen Schleimanteil (Verringerung des spezifischen Gewichts, Erhöhung des Oberflächen-/Volumenverhältnisses) geringere Sedimentationsgeschwindigkeiten besitzen. Diese Erhöhung der Schwebefähigkeit führt zu einer Aufkonzentrierung von Feststoffpartikeln in der Wassersäule während der Sommermonate.

Diese Ergebnisse verifizieren damit unter anderem den von CHRISTIANSEN (1985) postulierten Einfluß temperaturabhängiger biogener Produktionsvorgänge auf die jahreszeitliche Schwebstoffkonzentration. Die im einzelnen gewonnenen Ergebnisse konnten in eine Modellvorstellung zur Schwebstoffdynamik integriert werden, die die Kausalzusammenhänge im hydrodynamisch/physikalisch/chemisch/biologisch regulierten Gesamtsystem aufzeigt und Ansätze zur Quantifizierung wichtiger Einflußgrößen im Jahreslauf liefert.

Die zumeist starke Besiedlung der Schwebstoffe mit Mikroorganismen zeigt weiterhin, daß zum besseren Verständnis von Ursachen und Ausmaß der Schadstoffbelastung des Schwebstoffs und Baggerguts zukünftig vor allem biogene Adsorptions- und Remobilisierungsprozesse berücksichtigt bzw. durch gezielte Forschung aufgeklärt werden müssen.

Mit dem in dieser Arbeit vorgestellten ATP-Meßverfahren steht dazu ein Hilfsmittel zur Verfügung, mit dem die Aktivität der Schwebstoffmikroflora als integriertes System in Abhängigkeit verschiedener Parameter quantifiziert werden kann. So wäre es z.B. damit möglich, die Akkumulation von Schadstoffen durch die Schwebstoffmikroflora in Abhängigkeit ihrer Stoffwechselaktivität gezielt zu erfassen. In jedem Fall sollte den mikrobiellen Stoffumsetzungen am Schwebstoff zukünftig mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Als Gesamtergebnis meiner Untersuchungen zur Bedeutung der biologischen Komponenten der Schwebstoffe in der Elbe für die jahreszeitliche Schwebstoffdynamik läßt sich folgendes festhalten:

- In der Elbe dominieren im Bereich Oortkaten je nach Jahreszeit unterschiedliche Schwebstoffpools
- Der biogene allochthone Eintrag ist die entscheidende Einflußgröße, von der die Menge und Beschaffenheit der Schwebstoffe direkt und indirekt abhängen
- Das organische Feststoffmaterial liefert die Matrix für mikrobielle Stoffumsetzungen, die zur Bildung von im hohen Maße schwebefähigen Feststoffpartikeln (Flocken) führen
- Hochwasserwellen bewirken nur vorübergehend eine Erhöhung des mineralischen Feststoffanteils
- Generell wird die Bedeutung des mineralischen Fest-

1

- 149 -

stoff-Pools z.B. für das Transportverhalten und die Schadstoffbeladung der Schwebstoffe durch die Quantifizierung als Gewichtsanteil stark überschätzt. So läβt sich eher über das Schwebstoffvolumen das Transport- und Sinkverhalten sowie die Menge an für die Schadstoffe zur Verfügung stehender Adsorptionsfläche sinnvoll beschreiben. Das Volumen wird z.B. in den Sommermonaten zu über 90 % von der biogenen Partikel-Matrix bestimmt.

- Die Schlickbildung hängt in ihrer Menge vom allochthonen Feststoff-Pool und vom Ausmaß der Flockenbildung in den Sommermonaten ab. Zeitpunkt und Dauer der winterlichen Vereisungsperioden und niedriger sommerlicher Oberwasserabflüsse bestimmen entscheidend die Sedimentationsraten
- Biogene Prozesse (z.B. mikrobielle Ausscheidungsprodukte) sind für die Verklebung von mineralischen und detritischen Schlickpartikeln verantwortlich und damit für die Genese der eigentlichen Schwebstoff-Flocken

1

 Die Schadstoffproblematik muβ aufgrund der zentralen Rolle biogener Prozesse beim Schwebstofftransport und bei der Schlickbildung zukünftig verstärkt im Zusammenhang mit biochemischen Prozessen betrachtet werden. Ungeklärt sind z.B. die Kinetiken bakterieller Schadstoffakkumulation und die Kinetiken der Schadstofffreisetzung aus dem biologischen Material der Schwebstoffe

Weitere Untersuchungen sollten u.a. darauf abzielen:

- Die Schwebstoffbildungsprozesse in Abhängigkeit von der mikrobiellen Besiedlung aufzuklären
- Die an den Schwebstoffen ablaufenden Stoffumsetzungen, auch die der Schadstoffe, zu quantifizieren
- Die Veränderung des Sinkverhaltens der Schwebstoffe im Zuge mikrobieller Abbauprozesse (z.B. durch Umwandlung der Detritus-Matrix in Zellmasse, Schleime und Kapselsubstanzen) zu beschreiben

6. Literaturverzeichnis

- ADMIRAAL W., BEUKEMA J., VAN ES F.B. (1985): Seasonal fluctuations in the biomass and metabolic activity of bacterioplankton and phytoplankton in a well-mixed estuary: the Ems-Dollard (Wadden Sea). J. Plank. Res. <u>7</u>, 877 - 890
- AHLF W. (1985): Verhalten sedimentgebundener Schwermetalle in einem Algentestsystem, charakterisiert durch Bioakkumulation und Toxizität. Vom Wasser 65, 183 - 190
- ALBRIGHT L.J., MC CRAE S.K., MAY B.E. (1986): Attached and free-floating bacterioplankton in Howe Sound, British Columbia. a coastal marine fjord-embayment. Appl. Environ. Microbiol. <u>51</u>, 614 - 621
- ALLDREDGE A.L., COX J.L. (1982): Primary productivity and chemical composition of marine snow in surface waters of the Southern California Bight. Mar. Res. <u>40</u>, 517 - 527
- ANDERSON N.H., SEDELL J.R. (1979): Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. Ann. Rev. Entomol. <u>24</u>, 351 - 377
- ANDERSON F.E., MEYER L.M. (1986): The interaction of tidal currents on a disturbed intertidal bottom with a resulting change in particulate matter quantity, texture and food quality. Est. Coast. Shelf. Sci. <u>22</u>, 19 - 29
- ARGE-Elbe (1987): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Gewässergütebericht Elbe von Schnakenburg bis zur See 1984/1985
- ATKINSON D.E., WALTON M. (1967): Adenosine triphosphate conservation in metabolic regulation - Rat liver cleavage enzyme. J. Biol. Chem. 242, 3239 - 3242
- ATKINSON D.E. (1968): The energy charge of the adenylate pool as a regulatory parameter. Interaction with feedback modifiers. Biochemistry 7, 4030 - 4034
- ATKINSON D.E. (1971): Adenine nucleotides as universal stoichiometric metabolic coupling agents. Advances in Enzyme Regulation <u>9</u>, 207 - 219

- AUMEN N.G., BOTTOMLEY P.J., WARD G.M., GREGORY S.V. (1983): Microbial decomposition of wood in streams: distribution of microflora and factors affecting C¹⁴-lignocellulose mineralization. Appl. Environ. Microbiol. 46, 1409 - 1416
- AZAM F., HODSON R.E. (1977): Dissolved ATP in the sea and its utilization by marine bacteria. Nature 267, 696 - 698
- BABIUK L.A., PAUL E.A. (1969): The use of fluorescein isothiocyanate in the determination of the bacterial biomass of grassland soil. Can. J. Microbiol. 16, 57 - 62
- BACHI B., ETTLINGER L. (1973): Influence of glucose on adenine nucleotide levels and energy charge in <u>Acetobacter aceti</u>. Arch. Microbiol. 93, 155 - 164
- BEARDEN J.C. (Jr.) (1978): Quantitation of submicrogram quantities of protein by an improved protein-dye binding assay. Biochim. Biophys. Acta 533, 525 - 529
- BENNER R., MORAN M.A., HODSON R.E. (1986): Biogeochemical cycling of lignocellulosic carbon in marine and freshwater ecosystems: Relative contributions of prokaryotes and eukaryotes. Limnol. Oceanogr. 31, 89 - 100
- BIO RAD PROTEIN ASSAY (1979): Bulletin 1069 EG

- BOTT T.L. (1975): Bacterial growth rates and temperature optima in a stream with a fluctuating thermal regime. Limnol. Oceanogr. <u>20</u>, 191 - 197
- BOTT T.L., KAPLAN L.A. (1985): Bacterial biomass, metabolic state, and activity in stream sediments: Relation to environmental variables and multiple assay comparisons. Appl. Environ. Microbiol. <u>50</u>, 508 - 522
- BRADFORD M. (1967): A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Anal. Biochem. <u>72</u>, 248 - 254
- BREZONIK P.L., PATTERSON J.W. (1971): Activated sludge ATP: Effects of environmental stress. J. Sanit. Engrg. Div. Amer. Soc. Civil. Engrs. <u>97</u>, 813 - 824

- BREZONIK P.L., BROWNE F.X., FOX J.L. (1973): Application of ATP to plankton biomass and bioassay studies. Water Res. <u>9</u>, 155 - 162
- BROCKMANN U.H., EBERLEIN K., JUNGE H.D., MAIER-REIMER E., SIEBERS D. (1979): The development of a natural plankton population in an outdoor tank with nutrientpoor sea water. II. Changes in dissolved carbohydrates and amino acids. Mar. Ecol. <u>1</u>, 283 - 291
- BROWN M.J., LESTER J.N. (1979): Metal removal in activated sludge: The role of bacterial extracellular polymers. -Water Res. <u>13</u>, 817 - 837
- CACCIARI I., LIPPI D., IPPOLITI S., PIETROSANT W. (1983): Respiratory activity, molar growth yields, and ATP content in an <u>Arthrobacter</u> <u>sp.</u> ammoniumlimited chemostat culture. Can. J. Microbiol. <u>29</u>, 1136 - 1140
- CAMMEN L.M., WALKER J.A. (1986): The relationship between bacteria and micro-algae in the sediment of a bay of Fundy mudflat. Est. Coast. Shelf Sci. <u>22</u>, 91 - 99
- CASPERS H. (1958): Biologie der Brackwasserzonen im Elbeästuar. Verh. Internat. Verein. Limnol. <u>13</u>, 687 - 698
 - CASPERS H. (1959): Die Einteilung der Brackwasserregionen in einem Ästuar. Arch. Oceanogr. Limnol. Suppl. <u>11</u>, 153 - 169
 - CASPERS H., SCHULZ H. (1962): Weitere Unterlagen zur Prüfung der Saprobiensysteme. Int. Revue ges. Hydrobiol. <u>47</u>, 100 - 117
 - CASPERS H. (1981): Seasonal effects on the nitrogen cycle in the freshwater section of the Elbe Estuary. Verh. Internat. Verein. Limnol. <u>21</u>, 866 - 870
 - CHAPMAN A.G., FALL L., ATKINSON D.E. (1971): Adenylate energy charge in <u>Escherichia</u> <u>coli</u> during growth and starvation. J. Bact. <u>108</u>, 1072 - 1086
 - CHAPMAN A.G., ATKINSON D.E. (1973): Stabilization of adenylate energy charge by the adenylate deaminase reaction. J. Biol. Chem. 248, 8309 - 8312

- CHASE R.R.P. (1979): Settling behavior of natural aquatic particulates. Limnol. Oceanogr. <u>24</u>, 417 - 426
- CHAVE K.E. (1965): Carbonates: association with organic matter in surface sea water. Science <u>148</u>, 1723 - 1724
- CHRISTENSEN J.P., PACKARD T.T. (1977): Sediment metabolism from the northwest African upwelling system. Deep Sea Res. <u>24</u>, 331 - 343
- CHRISTIANSEN H. (1974): Über den Transport suspendierter Feststoffe in Ästuarien am Beispiel der Elbemundung bei Neuwerk. Hamb. Küstenforsch. 28
- CHRISTIANSEN H., ÖHLMANN G., TENT L. (1982): Probleme im Zusammenhang mit dem Anfall von Baggergut im Hamburger Hafen. Wasserwirtschaft <u>72</u>, 385 - 389
- CHRISTIANSEN H. (1985a): Das Forschungsvorhaben Schlick/ Schwebstoffe in Astuaren. Die Küste <u>42</u>, 115 - 122

÷

- CHRISTIANSEN H. (1985b): Erste Ergebnisse an Schwebstoffmessungen mit dem CUX-SAMPLER in der Elbe. Die Küste <u>42</u>, 123 - 134
- CHRISTIANSEN H. (1987): Neue Erkenntnisse über Schlickbildungs- und Sedimentationsprozesse im Hamburger Hafen. Jahrbuch der Hafenbautechnischen Gesellschaft 1987 (im Druck)
- CHURCH T.M. (1986): Biogeochemical factors influencing the residence time of microconstituents in a large tidal estuary, Delaware Bay. Mar. Chem. <u>18</u>, 393 - 406
- COLE H.A., WIMPENNY J.W.T., HUGHES D.E. (1967): The ATP-pool in <u>Escherichia coli</u>. I. Measurement of the pool using a modified luciferase assay. Biochim. Biophys. Acta <u>143</u>, 445 - 453
- CUMMINS K.W., KLUG, M.J., WARD G.M., SPENGLER G.L., SPEAKE, R.W., OVINK R.W., MAHAN D.C., PETERSEN R.C. (1981): Trends in particulate organic matter fluxes, community processes and macroinvertebrate functional groups along a Great Lakes Drainage Basin river continuum. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21, 841 - 849

- DANIELSSON L.G. (1982): On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. Water Res. 16, 179 - 182
- DECHEV G., MATVEEVA E. (1981): Transitory processes after disturbance of metabolic steady states of the activated sludge community. Arch. Hydrobiol. Suppl. 52, 464 - 471
- DEGENS E.T., KEMPE S. (1980): Geochemische und elektronenmikroskopische Untersuchungen der Schlickbildung im Büsumer Watt. – Abschlußbericht für das Schlickprojekt des Kuratoriums für Forschung im Küsteningenieurwesen 1980 (unveröffentlicht).
- DE LA CRUZ A.A., POE W.E. (1970): Amino acids in salt marsh detritus. Limnol. Oceanogr. <u>15</u>, 124 - 127
- DOERFER R. (1979): Untersuchungen über die Verteilung oberflächennaher Substanzen im Elbe-Astuar mit Hilfe von Fernmeßverfahren. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>43</u>, 119 - 224
- DREWS G. (1983): Mikrobiologisches Praktikum. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo, 4. Aufl., ISBN 3-540-11836-5
- DUINKER J.C., HILLEBRAND M.T.J., NOLTING R.F., WELLERS-HAUS S. (1982): The River Elbe: Processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. Neth. J. Sea Res. 15, 141 - 169
- DYER K.R. (1979): The measurement of fluxes and flushing times in estuaries. River Input to Ocean Systems: Proceedings of a review workshop held at FAO headquarters. Rome, Italy from 26 to 30 March 1979, UNEP and UNESCO 1980, UNITED NATIONS New York 1981. 67 - 77
- EIGENER U. (1975): Adenine nucleotide pool variations in intact <u>Nitrobacter winogradskyi</u> cells. Arch. Mikrobiol. <u>102</u>, 233 - 240
- EISMA D., KALF J., VEENHUIS M. (1980): The formation of small particles in the Rhine Estuary. Neth. J. Sea. Res. <u>14</u>, 172 - 191
- EISMA D., BOON J., GROENEWEGEN R., ITTEKOT V., KALF J., MOOK W.G. (1983): Observations on macro-aggregates.

particle-size and organic composition of suspended matter in the Ems Estuary. Mitt. Geol.-Palaeont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderband 55, 295 - 314

- FENCHEL T. (1970): Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass <u>Thalassia testudinum</u>. Limnol. Oceanogr. <u>15</u>, 14 - 20
- FORSTNER U., CALMANO W., SCHOER J. (1985): Verteilung von Spurenmetallen zwischen Lösung und Feststoffen – aktuelle Fragen der Gewässergüte-Praxis an die Sedimentforschung. Vom Wasser 64, 1 - 16
- FORREST W.W. (1965): Adenosine triphosphate pool during the growth cycle in <u>Streptococcus faecalis</u>. J. Bact. <u>90</u>, 1013 - 1016
- FRAUENHEIM K. (1984): Gesamtprotein im Sediment als Biomasseindikator - Untersuchungen im Auftriebsgebiet vor Nordwestafrika. Diplomarbeit Inst. f. Hydrobiol. u. Fischereiwiss. (Universität Hamburg)

;

- FRIEDMAN B.A., DUGAN P.R. (1968): Identification of Zoogloea species and the relationship to zoogloeal matrix and floc formation. J. Bact. <u>95</u>, 1903 - 1909
- GERBER R.P., MARSHALL N. (1974): Ingestion of detritus by the lagoon pelagic community at Eniwetok Atoll. Limnol. Oceanogr. <u>19</u>, 815 - 824
- GIBBS R.J. (1986): Segregation of metals by coagulation in estuaries. Mar. Chem. 28, 149 - 159
- GöHREN H. (1971): Untersuchungen über die Sandbewegung im Elbmündungsgebiet. Hamb. Küstenforsch. 19
- GORDON D.C. (Jr.) (1970): A microscopic study of organic particles in the North Atlantic Ocean. Deep. Sea Res. <u>17</u>, 175 - 185
- GOSSELINK J.G., KIRBY C.J. (1974): Decomposition of salt marsh grass, <u>Spartina</u> <u>alterniflora</u> Loisel. Limnol. Oceanogr. <u>19</u>, 825 - 832
- GOULDER R. (1976): Relationships between suspended solids and standing crops and activities of bacteria

in an estuary during a Neap-Spring tidal cycle. Oecologia <u>24</u>, 83 - 90

- GRAF G., BENGTSSON W., DIESNER U., SCHULZ R., THEEDE H. (1982): Benthic response to sedimentation of a spring phytoplankton bloom: process and budget. Mar. Biol. 67, 201 - 208
- GRAF G., BENGTSSON W., FAUBEL A., MEYER-REIL L.-A., SCHULZ R., THEEDE H., THIEL H. (1984): The importance of the spring phytoplankton bloom for the benthic system of Kiel Bight. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer <u>183</u>, 134 -143
- GREISER N. (1982): Methodische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung von Adenosintriphosphat und Energy Charge in Prokaryonten und Eukaryonten. Diplomarbeit, Inst. f. Hydrobiol. u. Fischereiwiss. (Univ. Hamburg)
- GREISER N. (1985): Mikroskopische Aufnahmen von Weser-Schwebstoffproben der MASEX '85-Meßkampagne. Jahresbericht 1985 der KFKI-Projektgruppe 'Verhalten von Schlick- und Schwebstoffen in Tideästuaren'. Anhang 5 (unveröffentlicht)
- GRIMM R. (1968): Biologie der gestauten Elbe. Die Auswirkungen der Staustufe Geesthacht auf die benthale Fauna im oberen Grenzbereich des Elbe-Ästuars.

Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>31</u>, 281 - 378

- GUNSALUS I.C., SHUSTER C.W. (1961): Energy-yielding metabolism in bacteria. The Bacteria. A treatise on structure and function. (GUNSALUS I.C., STANIER R.Y.; Ed.) Vol. II: Metabolism, Academic Press, New York and London
- HAMNER W.M., MADIN L.P., ALLDREDGE A.L., GILMER R.W., HAMNER P.P. (1975): Underwater observations of gelatinous zooplankton: Sampling problems, feeding biology, and behaviour. Limnol. Oceanogr. 20, 907 - 917
- HARGRAVE B.T. (1972): Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content. Limnol. Oceanogr. 17, 583 - 596
- HARMS H., KOOPS H.-P., WEHRMANN H. (1976): An ammoniaoxidizing bacterium <u>Nitrosovibrio tenuis</u> nov. gen. nov. spec.

Arch. Microbiol. 108, 105 - 111

i

- HARTMANN L. (1983): Biologische Reaktionen in Gewässern. Wasserwirtschaft <u>73</u>, 442 - 446
- HARVEY R.W., YOUNG L.Y. (1980): Enumeration of particlebound and unattached respiring bacteria in the salt marsh environment. Appl. Environ. Microbiol. 40, 156 - 160
- HEINLE D.R., HARRIS R.P., USTACH J.F., FLEMER D.A. (1977): Detritus as food for estuarine copepods. Mar. Biol. <u>40</u>, 341 - 353
- HENTSCHEL E. (1916): Ergebnisse der biologischen Untersuchungen über die Verunreinigung der Elbe bei Hamburg. Mitt. a.d. Zool. Mus. Hamburg 34, 37 - 183
- HERBERT D., ELSWORTH R., TELLING R.C. (1956): The continuous culture of bacteria; a theoretical and experimental study. J. Gen. Microbiol. 14, 601 - 622
- HINRICH H. (1973): Ermittlung von Schwebstoffgehalt und Schwebstofffracht der Elbe im Bereich Hitzacker in den Jahren 1963 bis 1971. Wasser u. Boden <u>3</u>, 69 - 72
- HöFLE M.G. (1984): Can mixed cultures help the understanding of natural heterotrophic processes? Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 19, 53 - 58
- HOLMS W.H., HAMILTON I.D., ROBERTSON A.G. (1972): The rate of turnover of the adenosine triphosphate pool of <u>Escherichia coli</u> growing aerobically in a simple defined media. Arch. Mikrobiol. <u>83</u>, 95 - 109
- HOLT D.M., JONES E.B.G. (1983): Bacterial degradation of lignified wood cell walls in anaerobic aquatic habitats.

Appl. Environ. Microbiol. <u>46</u>, 722 - 727

- HOUBA C., REMACLE J. (1984): Removal of cadmium by microorganisms in a two-stage chemostat. Appl. Environ. Microbiol. <u>47</u>, 1158 - 1160
- HSIEH K.M., LION L.W., SHULER M.L. (1985): Bioreactor for the study of defined interaction of toxic metals and biofilms. Appl. Environ. Microbiol. 50, 1155 - 1161

- HULSEMANN J. (1982): Dynamics of mud (slick) and suspended matter in estuaries. Dt. Hydrograph. Z. 35, 82 - 89
- HUNTER B.L., LAWS E.A. (1981): ATP and chlorophyll as estimators of phytoplankton carbon biomass. Limnol. Oceanogr. <u>26</u>, 944 - 956
- HYNES H.B.N. (1975): The stream and its valley. Verh. Internat. Ver. Limnol. 19, 1 - 15
- IRMER U., KNAUTH H.-D., WEILER K. (1985): Einfluß der Schwebstoffbildung auf Bindung und Verteilung ökotoxischer Schwermetalle in der Tideelbe. Vom Wasser 65, 37 - 61
- JANNASCH H.W. (1972): Bacterial content of particulate matter in offshore surface waters. Limnol. Oceanogr. <u>18</u>, 340 - 342
- JEFFREY W.H., PAUL J.H. (1986): Activity measurements of planktonic microbial and microfouling communities in a eutrophic estuary. Appl. Environ. Microbiol. <u>51</u>, 157 - 162
- JOINT I.R., POMROY A.J. (1982): Aspects of microbial heterotrophic production in a highly turbid estuary. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. <u>58</u>, 33 - 46
- KALBHEN D.A., KOCH H.J. (1967): Methodische Untersuchungen zur quantitativen Mikrobestimmung von ATP in biologischem Material mit dem Firefly-Enzymsystem. Z. Klin. Chem. u. Klin. Biochem. 5, 299 - 304
- KANNE R. (1981): Die quantitative Bestimmung von ATP als Parameter für die physiologische Aktivität- von Belebtschlämmen. Vom Wasser 57, 277 - 282
- KAPLAN L.A., BOTT T.L. (1983): Microbial heterotrophic utilization of dissolved organic matter in a piedmont stream. Freshwater Biol. 13, 363 - 377
- KARBE L. (1977): Sauerstoffhaushalt und Stickstoffumsatz in Gewässern unterschiedlicher Saprobität. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. <u>9</u>, 15 - 29
- KEES U., LEWENSTEIN A., BACHOFEN R. (1975): ATP pools in activated sludge. Eur. J. Appl. Microbiol. 2, 59 - 64

KNOWLES C.J., SMITH L. (1970): Measurements of the ATP

levels of intact <u>Azotobacter</u> <u>vinelandii</u> under different conditions. Biochim. Biophys. Acta <u>197</u>, 152 - 160

- KONDRATIEFF P.F., SIMMONS G.M. (Jr.) (1985): Microbial colonization of seston and free bacteria in an impounded river. Hydrobiologica 128, 127 - 133
- KOOPS H.-P., HARMS H., WEHRMANN H. (1976): Isolation of a moderate halophilic ammonia-oxydizing bacterium. <u>Nitrosococcus mobilis</u> nov. sp.. Arch. Microbiol. <u>107</u>, 277 - 282
- KORMONDY E.J. (1968): Weight loss of cellulose and aquatic macrophytes in a Carolina bay. Limnol. Oceanogr. <u>13</u>, 522 - 526
- KOTHÉ P. (1961): Hydrobiologie der Oberelbe. Natürliche, industrielle und wasserwirtschaftliche Faktoren in ihrer Auswirkung auf das Benthos des Stromgebietes oberhalb Hamburgs. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>26</u>, 221 - 343

;

- LAUBE V., RAMAMOORTHY S., KUSHNER D.J. (1979): Mobilization and accumulation of sediment bound heavy metals by algae. Bull. Environm. Contam. Toxicol. <u>21</u>, 763 - 770
- LEIGHTON G. (1981): Biomass relationships between phytoplankton, zooplankton and heterotrophic aerobic bacteria in a reservoir. Verh. Internat. Verein. Limnol. <u>21</u>, 962 - 966
- LODER T.C., LISS P.S. (1984): Control by organic coatings of the surface charge of estuarine suspended particles. Limnol. Oceanogr. <u>30</u>, 418 - 421
- LUCHT F. (1964): Hydrographie des Elbe-Ästuars. Hydrographische und hydrochemische Verhältnisse im Mündungsbereich der Elbe mit Einschluß des angrenzenden Oberlaufes. Arch. Hydrobiol. Suppl. 29, 1 - 96
- LUSH D.L., HYNES H.B.N. (1973): The formation of particles in freshwater leachates of dead leaves. Limnol. Oceanogr. <u>18</u>, 968 - 977
- MANUELS M.W., POSTMA H. (1973): Measurements of ATP and organic carbon in suspended matter of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. of Sea. Res. 8, 292 - 311

- MC CAVE I.N. (1975): Vertical flux of particles in the ocean. Deep-Sea Res. 22, 491 - 502
- MC CAVE I.N. (1984): Size spectra agnd aggregation of suspended particles in the deep ocean. Deep-Sea Res. <u>31</u>, 329 - 352
- MEYER-REIL L.-A. (1983): Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the Western Kiel Bight. II. Analysis of benthic bacterial populations. Mar. Biol. <u>77</u>, 247 - 256
- MEYER-REIL L.-A. (1984): Seasonal variations in bacterial biomass and decomposition of particulate organic material in marine sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. <u>19</u>, 201 - 206
- MILLIMAN J.D. (1979): Transfer of river-borne particulate material to the oceans. River Inputs to Ocean Systems: Proceedings of a review workshop held at FAO headquarters, Rome, Italy from 26 to 30 March 1979; UNEP and UNESCO 1980, UNITED NATIONS New York 1981, 5 - 13
- MONOD J. (1949): The growth of bacterial cultures. Ann. Rev. Microbiol. <u>3</u>, 371 - 386
- MORRISON S.J., KING J.D., BOBBIE R.J., BECHTOLD R.E., WHITE D.C. (1977): Evidence for microfloral succession on allochthonous plant litter in Apalachicola -Bay, Florida, USA. Mar. Biol. <u>41</u>, 229 - 240
- MOSS B. (1970): Seston composition in two freshwater pools. Limnol. Oceanogr. <u>15</u>, 504 - 513
- MUNK W.H., RILEY G.A. (1952): Absorption of nutrients by aquatic plants. J. Mar. Res. <u>11</u>, 215 - 240
- MURRAY S.P. (1970): Settling velocities and vertical diffusion of particles in turbulent water. J. Geophys. Res. <u>75</u>, 1647 - 1654
- NALEWAJKO C. (1966): Photosynthesis and excretion in various planktonic algae. Limnol. Oceanogr. <u>11</u>, 1 - 10

NEUMANN L.J.R. (1985a): AMO - die Automatische Meßsta-

- NEUMANN L.J.R. (1985b): MOSTRA ein neues Verfahren zur strömungs- und morphologieadäquaten Bilanzierung von suspendierten Feststoffen und Begleitparametern in geschichteten Ästuaren. Die Küste 42, 162 - 170
- NöTHLICH I. (1972a): Beziehungen zwischen Trübungsverteilung und hydrographischen Faktoren im Süβ- und Brackwasser des Elbe-Ästuars. Arch. Hydrobiol. Suppl. 43, 1 - 32
- NöTHLICH I. (1972b): Trophische Struktur und Bioaktivität der Planktongesellschaft im unteren limnischen Bereich des Elbe-Ästuars. Kriterien zur saprobiellen Einstufung eines Tidengewässers. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>43</u>, 33 - 117
- ODUM E.P., DE LA CRUZ A.A. (1967): Particulate organic detritus in a Georgia salt marsh-estuarine ecosystem. Estuaries (LAUFF G. Ed.) Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. <u>83</u>, 383 - 388

i

- ODUM E.P. (1971): Fundamentals of ecology. 3rd Ed. W.B. Saunders Co.; Philadelphia, London, Toronto
- OTSUKI A., HANYA T. (1972): Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. Limnol. Oceanogr. <u>17</u>, 248 - 257
- OTSUKI A., MIYOSHI T., UNNO T., SEKI H. (1983): Biochemical constituents of particulate matter in a mesotrophic irrigation pond. Arch. Hydrobiol. <u>98</u>, 1 - 14
- PACKARD T.T., DORTCH Q. (1975): Particulate protein nitrogen in North Atlantic surface waters. Mar. Biol. <u>33</u>, 347 - 354
- PAERL H.W. (1974): Bacterial uptake of dissolved organic matter in relation to detrital aggregation in marine and freshwater systems. Limnol. Oceanogr. 19, 966 - 972
- PAERL H.W. (1978): Microbial organic carbon recovery in aquatic ecosystems. Limnol. Oceanogr. 23, 927 - 935

PALUMBO A.V., FERGUSON R.L., RUBLEE P.A. (1984): Size of

trophic activity with size fractions of particles in estuarine and coastal waters.

Appl. Environ. Microbiol. <u>48</u>, 157 - 164

- PARSONS T.R., MAITA Y., LALLI C.M. (1984): A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press Oxford,New York,Toronto,Sydney,Paris. Frankfurt
- PATTERSON J.W., BREZONIK P.L., PUTNAM H.D. (1970): Measurement and significance of adenosine triphosphate in activated sludge. Env. Sci. Technol. <u>4</u>, 569 - 575
- PAUL J.H., JEFFREY W.H. (1985): Evidence for separate adhesion mechanisms for hydrophilic and hydrophobic surfaces in <u>Vibrio</u> proteolytica. Appl. Environ. Microbiol. <u>50</u>, 7431 - 437
- PAUL E.A., JOHNSON R.L. (1977): Microscopic counting and adenosine 5'-triphosphate measurement in determining microbial growth in soils. Appl. Environ. Mikrobiol. <u>34</u>, 263 - 269
- PEDRÓS-ALIÓ C., BROCK T.D. (1983): The importance of attachment to particles for planktonic bacteria. Arch. Hydrobiol. <u>98</u>, 354 - 379
- PENNOCK J.R. (1985): Chlorophyll distributions in the Delaware Estuary: Regulation by light-limitation. Est. Coast. Shelf Sci. <u>21</u>, 711 - 725
- PFANNKUCHE O., THEEG R., THIEL H. (1983): Benthos activity abundance and biomass under an area of low upwelling off Marocco, Northwest Africa. "Meteor" Forsch.-Ergebn. <u>D36</u>, 85 - 96
- PFANNKUCHE O. (1985): The deep-sea meiofauna of the Porcupine Seabight and abyssal plain (NE Atlantic): population structure, distribution, standing stocks. Oceanologica Acta 8, 343 - 353
- PEMPKOWIAK J., POCKLINGTON R. (1983): Phenolic aldehydes as indicators of the origin of humic substances in marine environments. Aquatic and Terrestrial Humic Materials (CHRISTMAN R.F., GJESSING E.T. Ed.) Ann Arbor Science Publishers ISBN - 0-250-40550-4
- PETERS J.J. (1978): Discharge and sand transport in the braided zone of the Zaire Estuary.

Neth. J. Sea Res. <u>12</u>, 293 - 295

;

- PITAL A., JANOWITZ S.L., HUDAK C.E., LEWIS E.E. (1966): Direct fluorescent labeling of microorganisms as a possible life-detection technique. Appl. Microbiol. <u>14</u>, 119 - 123
- POCKLINGTON R., TAN F. (1983): Organic carbon transport in the St. Lawrence River. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderband 55, 243 - 251
- POCKLINGTON R. (1986): The Gulf of St. Lawrence and the Baltic Sea: Two different organic systems. Dt. Hydrogr. Z. 39, 65 - 75
 - POSTMA H., KALLE K. (1955): Die Entstehung von Trübungszonen im Unterlauf der Flüsse, speziell im Hinblick auf die Verhältnisse in der Unterelbe. Dt. Hydrogr. Z. <u>8</u>, 138 - 144
 - POSTMA H., DIJKEMA K.S. (1982): Hydrography of the Wadden Sea: Movements and properties of water and particulate matter. Report 2 of the Wadden Sea Working Group ISBN 90-6191-0528
 - PRADET A.___(1967): Etudes des adénosine-5'-mono-. di- et triphosphates dans les tissues végétaux. I. Dosage enzymatique. Physiol. Vég. <u>5</u>, 209 - 221
 - PRIDMORE R.D., COOPER A.B., HEWITT J.E. (1984): ATP as a biomass indicator in eight North Island lakes, New Zealand. Freshwater Biol. <u>14</u>, 75 - 78
- PULS W., KÜHL H. (1986): Field measurements of the settling velocities of estuarine flocs. River Sedimentation, Vol. III; Proc. of the 3rd Int. Symp. on River Sedimentation (WANG S.Y., SHEN H.W., DING L.Z.; Eds.), University of Mississippi, 525 -536
- RHEINHEIMER G. (1960): Der Jahresrhythmus der Bakterienkeimzahl in der Elbe zwischen Schnackenburg und Hamburg. Arch. Mikrobiol. <u>35</u>, 34 - 43
- RHEINHEIMER G. (1964): Untersuchungen über den Einfluß der Temperatur auf die Nitrifikation im Elbe-Ästuar. Arch. Mikrobiol. <u>49</u>, 283 - 290

- RHEINHEIMER G. (1965): Mikrobiologische Untersuchungen in der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>29</u>, 181 - 251
- RHEINHEIMER G. (1977a): Mikrobiologische Untersuchungen in Flüssen. I. Fluoreszenzmikroskopische Analyse der Bakterienflora einiger norddeutscher Flüsse. Arch. Hydrobiol. <u>81</u>, 106 - 118
- RHEINHEIMER G. (1977b): Mikrobiologische Untersuchungen in Flüssen. II. Die Bakterienbiomasse in einigen norddeutschen Flüssen. Arch. Hydrobiol. <u>81</u>, 259 - 267
- RHEINHEIMER G. (1979): Estuarine bacterial populations and their role in the decomposition of organic material. River Inputs to Ocean Systems; Proceedings of a review workshop held at FAO headquarters, Rome, Italy from 26 to 30 March 1979; UNEP and UNESCO 1980, UNITED NATIONS New York 1981, 283 - 290
- RIEDEL-LORJÉ J.C. (1981): Untersuchungen über den Indikationswert von Aufwuchs in Süß- und Brackwasserzonen des Elbe-Astuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>61</u>, 153 - 226
- RIEMANN B. (1983): Biomass and production of phyto- and bacterioplankton in eutrophic Lake Tystrup, Denmark. Freshwater Biol. <u>13</u>, 389 - 398
- RILEY G.A. (1963): Organic aggregates in seawater and the dynamics of their formation and utilization. Limnol. Oceanogr. <u>8</u>, 372 - 381
- RILEY G.A., WANGERSKY P.J., VAN HEMERT D. (1964): Organic aggregates in tropical and subtropical surface waters of the North Atlantic Ocean. Limnol. Oceanogr. 9, 546 - 550
- RILEY G.A. (1970): Particulate organic matter in sea water. Adv. Mar. Biol. <u>8</u> (RUSSELL F.S., YONGE M., Eds.), Acad. Press London, New York, 1 - 118
- ROBERTSON M.L., MILLS A.L., ZIEMAN J.C. (1982): Microbial synthesis of detritus-like particulates from dissolved organic carbon released by tropical seagrasses. Mar. Ecol. Prog. Ser. 7, 279 - 285

ROBINSON J.D., MANN K.H., NOVITSKY J.A. (1982): Conver-

;

sion of the particulate fraction of seaweed detritus to bacterial biomass. Limnol. Oceanogr. <u>27</u>, 1072 - 1079

- ROY H. (1937): Untersuchungen der Detritusfauna im Abwassergebiet bei Hamburg. Arch. Hydrobiol. 32, 115 - 161
- SCHÖN G., BACHOFEN R. (1970): Der Einfluß des Sauerstoffpartialdrucks und der Lichtintensität auf den ATP-Spiegel in Zellen von Athiorhodaceae. Arch. Mikrobiol. <u>73</u>, 34 - 46
- SCHULZ H. (1961): Qualitative und quantitative Planktonuntersuchungen im Elbe-Ästuar. Arch. Hydrobiol. Suppl. <u>26</u>, 5 - 105
- SEKI H., WHITNEY F., WONG C.S. (1981): Uptake kinetics of dissolved organic materials in a marine ecosystem with experimental precedence of the detritus food chain. Arch. Hydrobiol. 92, 409 - 418

- SETCHELL F.W. (1981): Particulate protein measurement in oceanographic samples by dye binding. Mar. Chem. <u>10</u>, 301 - 313
- SHELDON R.W., SUTCLIFFE W.H., PRAKASH A. (1973): The production of particles in the surface waters of the ocean with particular reference to the Sargasso Sea. Limnol. Oceanogr. 18, 719 - 733
- SHUMAN F.R., LORENZEN C.J. (1975): Quantitative degradation of chlorophyll by a marine herbivore. Limnol. Oceanogr. 20, 580 - 586
- SILVER M.W., ALLDREDGE A.L. (1981): Bathypelagic marine snow: deep-sea algal and detrital community. J. Mar. Res. <u>39</u>, 501 - 530
- SPECTOR T. (1978): Refinement of the Coomassie Blue method of protein quantitation. A simple and linear spectrophotometric assay for ≤ 0.5 to 50 µg of protein. Anal. Biochem. 86, 142 - 146
- STADIE V. (1982): Produktion und Biomasse des autotrophen und heterotrophen Planktons im Hamburger Hafen. Diplomarbeit, Inst. f. Hydrobiol. u. Fischereiwiss. (Universität Hamburg)
- STANIER R.Y., ADELBERG E.A., INGRAHAM J.L. (1978): General microbiology.

- STRANGE R.E., WADE H.E., DARK F.A. (1963): Effect of starvation on adenosine triphosphate concentration in <u>Aerobacter</u> <u>aerogenes</u>. Nature <u>199</u>, 55 - 57
- STREHLER B.L. (1968): Bioluminescence assay: principles and practise. Meth. Biochem. Anal. <u>18</u>, 99 - 181
- SUNDERMEYER H. (1979): Vergleichende Untersuchungen am Energie-Stoffwechsel von unterschiedlich angezogenen Nitrobacter-Zellen. Dissertation; Inst. f. Allgem. Bot. (Universität Hamburg)
- SUNDERMEYER H., BOCK E. (1981): Energy metabolism of autotrophically and heterotrophically grown cells of <u>Nitrobacter winogradskyi</u>. Arch. Mikrobiol. 130, 250 - 254
- SUTCLIFFE W.H. (Jr.), BAYLOR E.R., MENZEL D.W. (1963): Sea surface chemistry and LANGMUIR circulation. -Deep-Sea Res. <u>10</u>, 233 - 243
- SUZUKI N., KATO K. (1953): Studies on suspended materials 'marine snow' in the sea. Part I. Sources of 'marine snow'. Bull. Fac. Fish. Hokk. Univ. <u>4</u>, 132 - 135
- TAKAHASHI M., YOSHIOKA T., SAIJKO Y. (1982): Nitrogen metabolism in Lake Kizaki, Japan. III. Actīve nitrification in early summer. Arch. Hydrobiol. <u>93</u>, 272 - 286
- TAYLOR G.T., KARL D.M., PACE M.L. (1986): Impact of bacteria and zooflagellates on the composition of sinking particles: an in situ experiment. Mar. Ecol. <u>29</u>, 141 - 155
- TENNEY M.W., VERHOFF F.H. (1973): Chemical and autoflocculation of microorganisms in biological wastewater treatment. Biotechnol. Bioengng. <u>15</u>, 1045 - 1073
- TENT L. (1978): Aufwuchs-Untersuchungen im Hamburger Hafen. Entwicklung und Struktur einer Biocoenose unter dem Einfluß häuslicher und industrieller Abwässer. Dissertation: Inst. f. Hydrobiol. u. Fischereiwiss. (Universität Hamburg)

- TENT L. (1983): Schwermetalle in Schwebstoffen und Sedimenten des Hamburger Elbebereiches. Vom Wasser 61, 99 - 109
- THIEL M.E. (1923): Versuch, die Verbreitung der Arten der Gattung <u>Sphaerium</u> in der Elbe bei Hamburg aus ihrer Lebensweise zu erklären. Dissertation der Mathemat.-Naturwiss. Fakultät der Hamburger Universität
- THIEL H. (1982): Zoobenthos of the CINECA area and other upwelling regions. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer <u>180</u>, 323 -334
- THIEL H., GROSSMANN M., SPYCHALA H. (1984): Quantitative Erhebungen über die Makrofauna in einem Testfeld im Büsumer Watt und Abschätzung ihrer Auswirkungen auf den Sedimentverband. Die Küste 40, 259 - 314
- THOMAS J.P. (1971): Release of dissolved organic matter from natural populations of marine phytoplankton. Mar. Biol. <u>11</u>, 311 - 323
- TOOBY P.F., WICK G.L., ISAACS J.D. (1977): The motion of a small sphere in a rotating velocity field: a possible mechanism for suspending particles in turbulence.

J. Geophys. Res. <u>82</u>, 2096 - 2100

- TRENT J.D., SHANKS A.L., SILVER M.W. (1978): In situ and laboratory measurements on macroscopic aggregates in Monterey Bay, California. Limnol. Oceanogr. <u>23</u>, 626 - 635
- TRENT J.D. (1985): A study of macroaggregates in the marine environment. Dissertation, University of California, San Diego; University Microfilms International Ann. Arbor
- UPADHYAYA A.K., ECKENFELDER W.W. (Jr.) (1975): Biodegradable fraction as an activity parameter of activated sludge. Water Res. <u>9</u>, 691 - 694
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aq. Sci. <u>37</u>, 130 - 137
- VAN WAMBEKE F., BIANCHI M.A. (1985): Bacterial biomass production and ammonium regeneration in Mediterranean sea water supplemented with amino acids. 1. Correla-

ion between bacterial biomass, bacterial activities and environmental parameters. Mar. Ecol. <u>23</u>, 107 - 115

- VERLENCAR X.N., QUASIM S.Z. (1985): Particulate organic matter in the coastal and estuarine waters of GOA and its relationship with phytoplankton production. Est. Coast. Shelf. Sci. <u>21</u>, 235 - 243
- VESTER F. (1983): Unsere Welt ein vernetztes System. Deutscher Taschenbuchverlag GmbH & CO KG. München: 10118
- VESTER F. (1986): Ballungsgebiete in der Krise. Vom Verstehen und Planen menschlicher Lebensräume. 2. Aufl.; Deutscher Taschenbuchverlag GmbH & CO KG. München; 10080
- VOLK R. (1901): Allgemeines über die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg und über die Einwirkung der Sielwässer auf die Organismen des Stromes. Mitt. a. d. Naturhist. Mus. Hamb. <u>19</u>, 65 - 154
- VOLK R. (1905): Studien über die Einwirkung der Trockenperiode im Sommer 1904 auf die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg. Mit einem Nachtrag über chemische und planktologische Methoden. Mitt. a. d. Naturhist. Mus. Hamb. <u>23</u>, 1 - 101
- WANGERSKY P.J. (1986): Biological control of trace metal residence time and speciation: a review and synthesis. Mar. Chem. <u>18</u>, 269 - 297
- WEDLE C.L., JENKINS D. (1971): The viability and activity of activated sludge. Water Res. 5, 621 - 640
- WELLERSHAUS S. (1981): Turbidity maximum and mud shoaling in the Weser Estuary. Arch. Hydrobiol. 92, 161 - 198
- WELLERSHAUS S. (1984): Seston particles in the Weser Estuary. Neth. Inst. for Sea Res. - Publ. Series 10 - 1984, 107 - 111
- WHITE D.C., BOBBIE R.J., MORRISON S.J., OOSTERHOF D.K., TAYLOR C.W., MEETER D.A. (1977): Determination of microbial activity in estuarine detritus by relative rates of lipid biosynthesis. Limnol. Oceanogr. <u>22</u>, 1088 - 1099

- WILDE V., RHEINHEIMER G. (1981): Mikrobiologische Untersuchungen in Flüssen: IV. Der Einfluß von Salzgehaltsänderungen im Mündungsgebiet auf Zusammensetzung und Aktivität der Mikroflora. Arch. Hydrobiol. <u>93</u>, 21 - 31
- WILKEN R.-D., WEILER K. (1984): Evaluation of heavy metal contents in non tidal influenced Elbe river water during 1979/80. Environmental Contamination - International Conference - London, July 1984 CEP Consultants Ltd., Edingburgh, United Kingdom, 380 - 384
- WILKEN R.-D., POBKE G. (1987): Ergebnisse der Kartierung eines Buhnenfeldes in der Elbe bei Schnakenbek. DGM 31, 77 - 81
- WILLIAMS R., POULET S.A. (1986): Relationship between the zooplankton. phytoplankton, particulate matter and dissolved free amino acids in the Celtic Sea. I. Unstratified water conditions. Mar. Biol. <u>90</u>, 279 - 284

i

- WITZEL K.-P. (1979): The adenylate energy charge as a measure of microbial activities in aquatic habitats. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. <u>12</u>, 146 - 165
- WOLLAST R., DUINKER J.C. (1982): General methodology and sampling strategy for studies on the behaviour of chemicals in estuaries. Thalassia Jugoslavica <u>18</u>, 471 - 491
- WOLTER K. (1982): Bacterial incorporation of organic substances released by natural phytoplankton communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. <u>7</u>, 287 - 295
- WOLTER K., KNAUTH H.-D., KOCK H.-H., SCHROEDER F. (1985): Nitrifikation und Nitratatmung im Wasser und Sediment der Unterelbe. Vom Wasser 65, 63 - 81
- ZIMMERMANN R., ITURRIAGA R., BECKER-BIRCK J. (1978): Simultaneous determination of the total number of aquatic bacteria and the number thereof involved in respiration. Appl. Environ. Microbiol. <u>36</u>, 926 - 935

