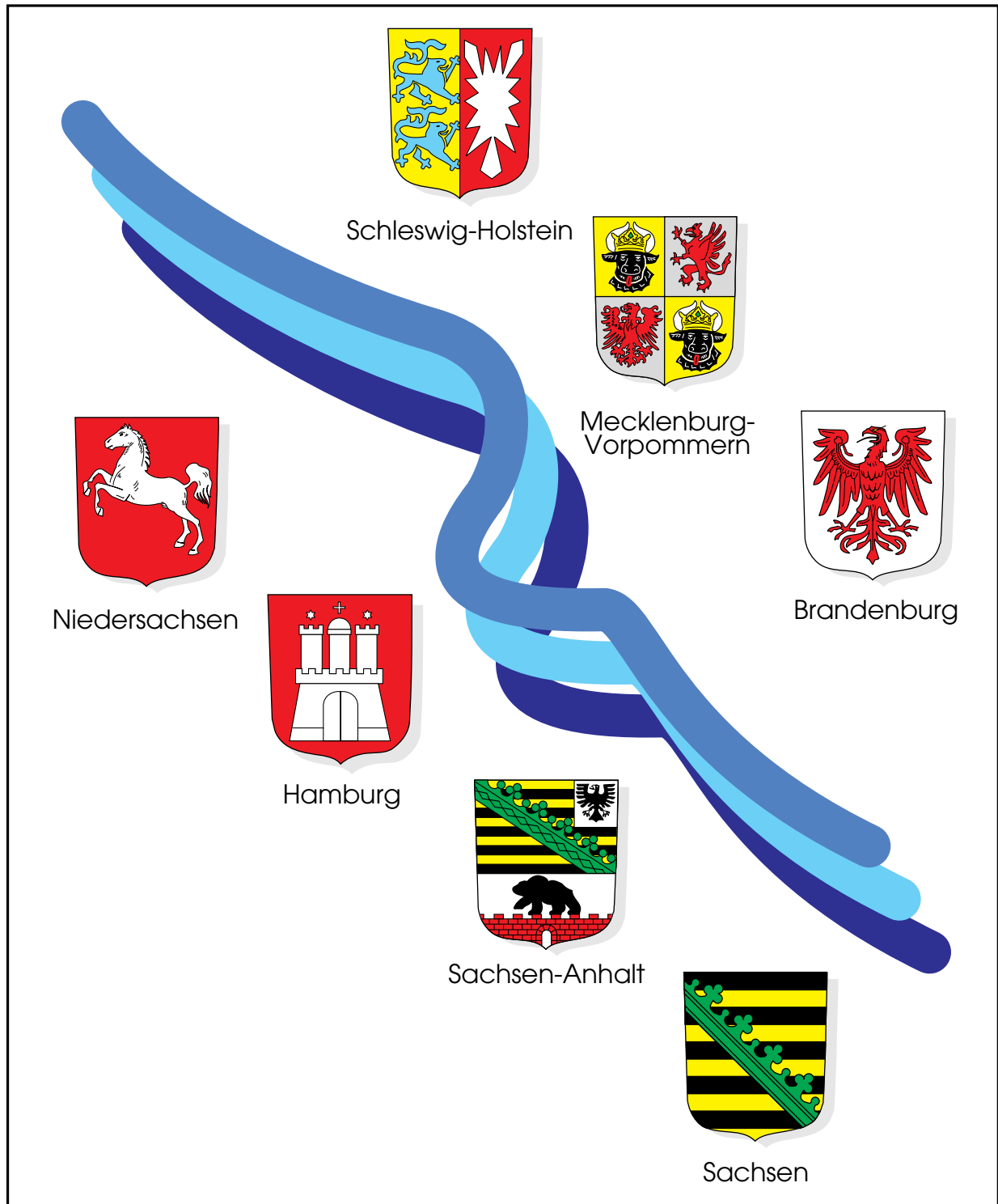


Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



Kleinlebewesen der Tideelbe

- Eine Literaturstudie über Benthos, Aufwuchs, Aggregate und Plankton von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart -

1998

Kleinlebewesen der Tideelbe

Eine Literaturstudie über Benthos, Aufwuchs, Aggregate und Plankton
von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart

Ministerium für Umwelt, Naturschutz
und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Albert-Einstein-Straße 42 - 46
14473 Potsdam

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Ministerium für Bau, Landesentwicklung und
Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
30169 Hannover

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Ostra-Allee 23
01067 Dresden

Ministerium für Raumordnung,
Landwirtschaft und Umwelt
des Landes Sachsen -Anhalt
Olvenstedter Straße 4
39108 Magdeburg

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Grenzstraße 1 - 5
24149 Kiel

Bearbeitet:

Dr. Jeannette-Cornelie Riedel-Lorjé et al.
Institut für Frischwasser- und Abwasserbiologie
Rainvilleterrasse 9
22765 Hamburg

Aufgestellt:

Prof. Dr. Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Ute Ehrhorn
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

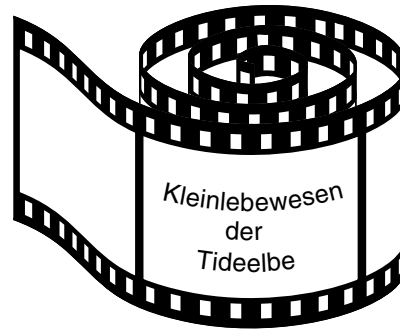
Inhaltsverzeichnis

| | Seite |
|---|-----------|
| 1. Einführung | 1 |
| 2. Begriffsbestimmungen | 3 |
| 2.1 Benthos | 5 |
| 2.2 Aufwuchs | 5 |
| 2.3 Aggregat-Besiedler | 6 |
| 2.4 Plankton | 6 |
| 2.5 Terminologie | 7 |
| 3. Methoden | 9 |
| 4. Historische Untersuchungen der Lebensgemeinschaften | 12 |
| 4.1 Benthos | 12 |
| 4.1.1 Mikrophytobenthos | 12 |
| 4.1.1.1 Längsprofil der Tideelbe | 12 |
| 4.1.1.2 Punktuelle Untersuchungen | 16 |
| 4.1.1.3 Bestandskundliche Untersuchungen | 16 |
| 4.1.2 Mikrozoobenthos | 17 |
| 4.1.2.1 Trinkwasser- und Abwasseruntersuchungen in Hamburg | 17 |
| 4.1.2.2 Längsprofil der Tideelbe | 18 |
| 4.1.2.3 Bestandskundliche Untersuchungen im Längsprofil | 20 |
| 4.1.2.4 Punktuelle Untersuchungen | 22 |
| 4.2 Aufwuchs | 25 |
| 4.2.1 Autotropher Aufwuchs | 25 |
| 4.2.1.1 Längsprofil der Tideelbe | 25 |
| 4.2.1.2 Punktuelle Untersuchungen | 26 |
| 4.2.2 Heterotropher Aufwuchs | 26 |
| 4.2.2.1 Abwasseruntersuchungen in Hamburg | 26 |
| 4.2.2.2 Längsprofil der Tideelbe | 32 |
| 4.2.2.3 Punktuelle Untersuchungen | 35 |
| 4.3 Aggregat-Besiedler | 36 |
| 4.3.1 Autotrophe Organismen | 37 |
| 4.3.1.1 Längsprofil der Tideelbe | 37 |
| 4.3.1.2 Punktuelle Untersuchungen | 39 |
| 4.3.2 Heterotrophe Organismen | 39 |
| 4.3.2.1 Wasser- und Abwasseruntersuchungen in Hamburg | 39 |
| 4.3.2.2 Längsprofil der Tideelbe | 41 |
| 4.3.2.3 Punktuelle Untersuchungen | 43 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 4.4 | Plankton | 44 |
| 4.4.1 | Phytoplankton | 44 |
| 4.4.1.1 | Längsprofil der Tideelbe | 45 |
| 4.4.1.2 | Punktuelle Untersuchungen | 52 |
| 4.4.1.3 | Zeitliche Aspekte (annuale, saisonale und tidale Schwankungen) | 54 |
| 4.4.1.4 | Leitarten der Halinitätszonen | 56 |
| 4.4.2 | Zooplankton | 62 |
| 4.4.2.1 | Längsprofil der Tideelbe | 65 |
| 4.4.2.2 | Punktuelle Untersuchungen | 72 |
| 4.4.2.3 | Zeitliche Aspekte (annuale, saisonale und tidale Schwankungen) | 73 |
| 4.4.2.4 | Leitarten der Halinitätszonen | 79 |
| 5. | Betrachtungen zu ausgewählten Aspekten der Kleinlebewesen-Forschung im Elbe-Aestuar | 82 |
| 5.1 | Historischer Überblick | 82 |
| 5.2 | Trinkwasser / Abwasser / Wasserbeschaffenheit des Stromes | 83 |
| 5.3 | Hydrographie / Gewässerausbau / Schifffahrt | 87 |
| 5.4 | Salzgehalt / Oberwasserabfluß / Tide | 90 |
| 5.5 | Seston | 94 |
| 5.6 | Licht | 98 |
| 5.7 | Primärproduzenten | 100 |
| 5.8 | Konsumenten | 104 |
| 6. | Zusammenfassung | 108 |
| 7. | Literatur | 109 |
| 7.1 | Tabellarische Literaturübersicht | 109 |
| 7.2 | Referenzen | 117 |
| 7.2.1 | Elbe-Literatur | 117 |
| 7.2.2 | Ergänzende Literatur | 134 |

Kleinlebewesen der Tideelbe

Eine Literaturstudie über Benthos, Aufwuchs, Aggregate und Plankton
von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart



1. Einführung

Zahlreiche fachlichen Darstellungen zur Biologie der Tideelbe reichen bis weit in das 19. Jahrhundert zurück. Viele dieser Arbeiten sind für die Öffentlichkeit nur schwer zugänglich, da sie oftmals nur in geringer Auflage für einen begrenzten Leserkreis gedruckt und zum Teil als Gutachten oder interne Arbeitsunterlagen (graue Literatur) unter Verschluss gehalten wurden. Aus diesem Grunde ist eine gewisse Vorkenntnis erforderlich, um in Fachbibliotheken, Privatarchive und Behörden fündig zu werden.

Die vorliegende Literaturstudie will erstmalig - ohne Anspruch auf Vollständigkeit - einen Überblick über die Untersuchungen der Kleinlebewesen in der Tideelbe vom letzten Jahrhundert bis in die Gegenwart geben. Aufgrund der Fülle des gesichteten Materials war es erforderlich, innerhalb der Studie Themenschwerpunkte zu setzen, die durch einzelne Spezialisten nach historischen und ökologischen Gesichtspunkten bearbeitet wurden. Außerdem werden Vorkommen und Funktion einzelner Arten, Gruppen oder Lebensgemeinschaften und deren Verknüpfungen untereinander beschrieben. Es schließen sich eine Diskussion über die Bedeutung der Kleinlebewesen für den Strom und der Versuch an, die gegenwärtige Situation der Elbe mit dem historischen Zustand zu vergleichen und mögliche Veränderungen aufzuzeigen. Abschließend erfolgt eine Bewertung der Untersuchungsergebnisse aus der zur Verfügung stehenden Literatur.

Mit der Bearbeitung dieses Themas wurde Frau Dr. Riedel-Lorjé vom Institut für Frischwasser- und Abwasserbiologie betraut; sie wählte auch das Autorenkollektiv aus, das aufgrund seines Spezialwissens die verschiedenen Teilgebiete fachlich versiert bearbeiten konnte.

Neben Frau Dr. Riedel-Lorjé, deren Schwerpunkttätigkeit bei den anfallenden Koordinationsaufgaben, beim Benthos, autotrophen Aufwuchs und Phytoplankton sowie der Diskussion ausgewählter Aspekte lag, wirkten an dieser Literaturstudie als Mitautoren mit:

- Dr. Sabine Agatha - Planktische u. benthische Wimpertiere
- Dipl. - Biol. Henry Holst - Planktische Rädertiere
- Dipl. - Biol. Britta Köpcke - Zooplankton
- Dipl. - Biol. Hans-Jochim Krieg - Heterotropher Aufwuchs
- Dr. Heike Zimmermann - Aggregate

Hilfestellungen leisteten dankenswerterweise in Form von Anregungen und Kritik sowie von Abbildungen und Daten die nachfolgend alphabethisch aufgeführten Damen und Herren:

- Bergemann, Blome, Brandt, Caspers, Deventer, Fast, Faubel, Giere, Hartwig, Kausch, Kies, Konstantin, Nellen, Reincke, Ringelband, Seemann, H. Thiel, R. Thiel, Timm, Peters, Watermann, Wolfstein u. a.

Für die Bereitstellung von Unterlagen sei auch den Mitarbeitern nachfolgender Bibliotheken gedankt:

- AWI, BAH, Botanik, BUFO, Entomologie, IHF, STABI, Strom- und Hafengebäude und Zoologie.

Freundlicherweise gestatteten die Freigabe gutachterlicher Inhalte die Herren Brandorf (Umweltbehörde Hamburg, Oktober 1996), Janson (Staatliches Umweltamt Itzehoe, November 1996) und Oellerich (Strom- und Hafengebäude, Februar 1997).

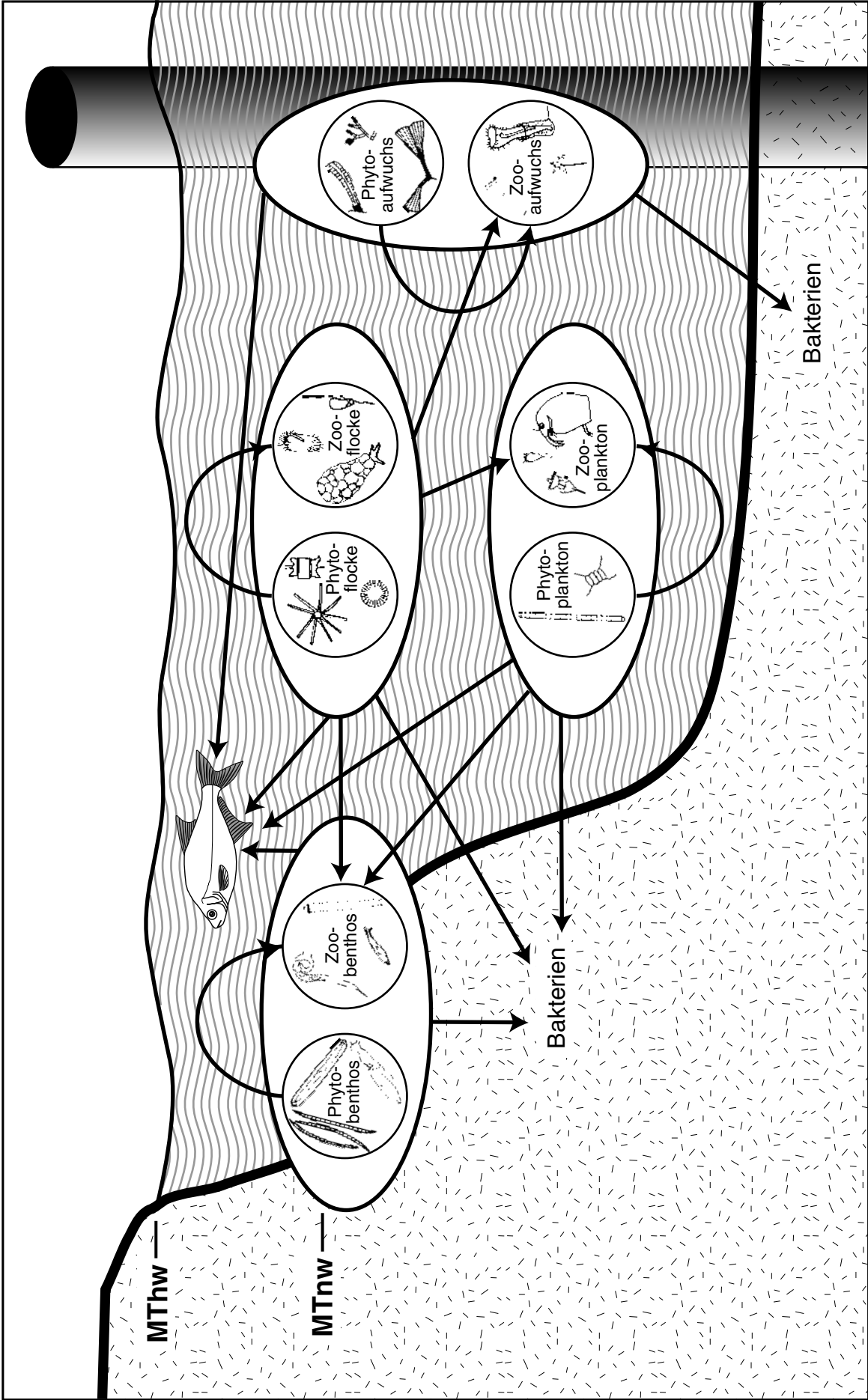
Frau Ehrhorn von der Wassergütebehörde Elbe erstellte im Rahmen der Zuarbeit sämtliche Abbildungen neu nach einheitlichen Gesichtspunkten. Herr Bernd Vaessen vom Institut für Frischwasser- und Abwasserbiologie leistete technische Assistenz.

2. Begriffsbestimmungen

Unter Kleinlebewesen werden hier pflanzliche und tierische Arten verstanden, die meist nur mit dem Mikroskop erkannt und unterschieden werden können. Hierzu gehören Vertreter der Mikroflora und -fauna bzw. Meioflora und -fauna. Bakterien, Pilze und größere Arten (Vertreter der sog. Makrofauna und -flora) werden berücksichtigt, wenn sie für den vorliegenden Bericht als bedeutsam erscheinen.

Verschiedene Untersuchungsverfahren haben in der Vergangenheit dazu geführt, daß Pflanzen und Tiere dem Fundort ihrer Lebensgemeinschaft (Benthos, Aggregat, Aufwuchs, Plankton) zugeordnet werden (Abb. 1). Besonders marine Tiere können im Laufe ihrer Entwicklung verschiedene Lebensräume besiedeln; z. B. haben die festsitzenden Seepocken planktische Larven. Darüber hinaus führen Verdriftung bzw. Sedimentation zu Überschneidungen in den Artenkatalogen der unterschiedlichen Lebensgemeinschaften; z. B. lebt das festsitzende Glockentier *Carchesium polypinum* sowohl im Aufwuchs, als auch auf Aggregaten, auf dem Sediment und losgerissen im Plankton. Auch kleinere Benthosformen gelangen häufig bei Turbulenzen ins Plankton (Tychoplankton; Kap. 2.4, 4.4). Andererseits treten auf dem Sediment neben dem "echten" Benthos sedimentiertes Plankton auf, wie die Kieselalge *Actinocyclus normanii* (Kap. 4.4.1).

Qualitativ und quantitativ werden die Lebensgemeinschaften durch die Parameter Artenspektrum, Individuenzahl und Biomasse erfaßt. Die Flora wird darüber hinaus durch ihre Chlorophyll-Gehalte charakterisiert.



Schematische Übersicht der Lebensgemeinschaften Benthos, Aufwuchs, Aggregat und Plankton

Abb. 1

2.1 Benthos

Das Benthos umfaßt Pflanzen und Tiere, die unmittelbar über, auf oder im Boden leben (Kap. 4.1). Das Epibenthos besiedelt die Oberfläche, das Endobenthos das Innere der Sedimente. Die Porenräume des Sediments (Interstitial) sind Lebensraum der sehr kleinen Sandlückenfauna (Mesopsammon). Größere Formen, wie Würmer, bewegen sich grabend im Sediment. Obgleich der folgende Bericht nur den kleineren Größenklassen (Tab. 1) gewidmet ist, werden die Schlammröhrenwürmer, die nach DIN 38410 (DEV 1996) nicht zur Mikrofauna zählen, dann erwähnt, wenn sie für die Mikrobenthos-Untersuchungen von Bedeutung sind.

Tab. 1 Einteilung des Benthos in Größenklassen entsprechend der Maschenweite der Sammelgeräte

| Größenklasse | Größe | Phytobenthos | Zoobenthos |
|--------------|------------|--|--|
| Mikrobenthos | < 0,2 mm | Blualgen, pflanzliche Geißeltiere, Kieselalgen | Wimpertiere, tierische Geißeltiere, Rädertiere nur bei limnischen Untersuchungen: Fadenwürmer |
| Meiobenthos | 0,2 - 1 mm | - | nur bei marinen Untersuchungen gebräuchlich: Fadenwürmer |
| Makrobenthos | > 1 mm | Thallusbildende Algen, Makrophyten: Schilf | Weichtiere, große Würmer, Krebse |

2.2 Aufwuchs

Der Aufwuchs (Bewuchs, Periphyton) setzt sich aus Pflanzen und Tieren zusammen, die natürliche und künstliche Substrate besiedeln (Kap. 4.2). Im Aufwuchs treten sowohl festsitzende als auch bewegliche Formen auf, wobei die Biozönose aus Blau-, Kiesel- und Grünalgen sowie aus Bakterien, Geißel- und Wimpertieren usw. besteht. Zum Aufwuchs gehören darüber hinaus zahlreiche Taxa aus der Gruppe tierischer Vielzeller (Schwämme, Nesseltiere, Rädertiere, Zuckmücken). Während Fadenwürmer, Bauchhärlinge, festsitzende wie bewegliche Rädertiere und Bärtierchen, mit gewisser Einschränkung auch Strudelwürmer und Wenigborstige Ringelwürmer einbezogen werden, sind größere Wuchsformen niederer Wirbelloser auszuschließen (KRIEG, inger.). Von anderen Autoren werden große Formen wie Dreikantmuscheln oder Seepocken dem Bewuchs zugeordnet.

Nach den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung (DEV 1997) bildet allerdings der Aufwuchs zusammen mit den Organismen der Sediment-Wasser-Kontaktzone das Mikrobenthos.

2.3 Aggregat-Besiedler

Aggregate sind suspendierte partikuläre Substanzen. Bis heute sind in der Elbeliteratur auch die Begriffe Detritus, Schwebstoffe, Sinkstoffe, Tripton, Flocke und Seston gebräuchlich (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992; Kap. 4.3). Sie bestehen aus geogenen und toten biogenen Strukturkomponenten. Hierzu zählen Tonpartikel, Überreste tierischer und pflanzlicher Kleinlebewesen, Kotballen und der in das Gewässer eingetragene Makrophyten-Detritus (ZIMMERMANN et al. 1998). Die genannten Komponenten werden durch klebrige Substanzen (Matrizes, meist Polysaccharide) zusammengehalten (KIES 1995). Sie besitzen eine große Formvielfalt und erreichen Größen von bis zu 5 mm; die Größenuntergrenze in Aestuarien ist durch die Porenweite der Filter von 0,45 µm definiert (EISMA 1992). In und an Aggregaten leben autotrophe, heterotrophe und mixotrophe Organismen. Eine Einteilung der aggregat-assoziierten Organismen in Größenklassen erfolgte bislang nicht.

2.4 Plankton

Als Plankton bezeichnet man Organismen, die sich durch Eigenbewegung nicht gegen Strömung durchsetzen können und passiv verfrachtet werden (Kap. 4.4). Verschiedene physiologische und morphologische Anpassungen, wie Borsten, ermöglichen ihnen ein Schweben. Mittels Geißeln und Wimpern sind sie dennoch in der Lage, Vertikalwanderungen durchzuführen. Neben dem "echten" Plankton finden sich in turbulenten und/oder flachen Gewässern häufig Formen, die aus dem Aufwuchs oder Bodensediment stammen; man bezeichnet sie als Tychoplankton (NÖTHLICH 1972 a; "Zufallsplankton") oder benthoplanktische Lebensgemeinschaft (HENTSCHEL 1964). Umgekehrt entstammen zahlreiche Aggregat-Bewohner dem Plankton. Eine Klassifizierung der Planktonorganismen erfolgt über Ernährungstyp oder Größe (Tab. 2). Pflanzliche Formen gehören dem Phytoplankton, Konsumenten dem Zooplankton an. Vielfach ist eine Zuordnung, insbesondere des Nanoplanktons, zu einem der Ernährungstypen schwierig, da Mixotrophie eine mögliche Ernährungsform darstellt (AGATHA 1995).

Tab. 2 Einteilung des Planktons nach Größenklassen (SOMMER 1994, mod.)

| Größenklasse | Größe | Phytoplankton | Zooplankton |
|---------------|----------------|--|---|
| Picoplankton | 0,2 - 2 µm | Einzeller | Einzeller |
| Nanoplankton | 2 - 20 µm | Blualgen, pflanzliche Geißeltiere, kleine Kieselalgen, viele Grünalgen | tierische Geißeltiere, einige Wimpertiere |
| Mikroplankton | 20 - 200 µm | viele Kieselalgen, einige Grünalgen, viele Panzeralgen | viele Wimpertiere, viele Rädertiere, Larven niederer Krebse |
| Mesoplankton | 200 - 2000 µm | einige Panzeralgen, Kolonien | Ruderfußkrebse, Wasserflöhe, einige Rädertiere |
| Makroplankton | 2000 µm - 2 cm | - | Schwebgarnelen, Fischlarven, Larven höherer Krebse |
| Megaplankton | > 2 cm | - | Fischlarven, Quallen |

2.5 Terminologie

Tab. 3 Glossarium der im Text verwendeten Namen und Begriffe

| | |
|---|---|
| <i>Actinocyclus normanii</i> | syn. <i>Coscinodiscus normanii</i> , syn. <i>Actinocyclus Normanii</i> |
| Aestuar | Ästuar, gezeitenbeeinflusste Flußmündung |
| allochthon | nicht am Ort entstanden |
| amorph | form-, gestaltslos |
| Anomalocera | Gruppe der Ruderfußkrebse |
| Augenflagellaten | Euglenen, Euglenophyceae |
| Außenelbe | Elbe seewärts von Cuxhaven |
| autochthon | am Ort entstanden |
| autotrophe Organismen | betreiben Photosynthese; Primärproduzenten |
| Bärtierchen | Tardigraden |
| Bauchhärlinge | Gastrotrichen |
| Biotop | Lebensraum |
| Biozönose | Lebensgemeinschaft |
| Blaualg | Cyanophyceen, Cyanobakterien |
| BSB ₅ | Biochemischer Sauerstoffbedarf über 5 Tage |
| Chloroplasten | Photosynthetisch-aktive Zellorganellen |
| Copepodite | Larvenstadien niederer Krebse, folgen den Nauplien-Stadien |
| Destruenten | Zersetzer (Bakterien, Pilze) |
| Detritus | partikuläres organisches Material |
| Egel | Hirudineen |
| Endobenthos | Organismen, die im Gewässerboden leben |
| Enzym | Stoffwechselprozesse beschleunigendes Eiweiß |
| Epibenthos | Organismen, die auf dem Gewässerboden leben |
| Epiphyten | Organismen, die auf Pflanzen leben |
| euryhalin | Toleranz eines weiten Salzgehaltsbereiches |
| Fadenwürmer | Nematoden |
| Flohkrebse | Amphipoden, Gammariden |
| Geißeltiere | Flagellaten |
| Gelbgrünalgen | Xanthophyceen |
| Goldalgen | Chrysophyceen |
| Grünalgen | Chlorophyceen |
| Halinitätsbereich, z. B. limnischer Bereich | Gebiet, in dem ein bestimmter Salzgehalt irgendwann vorkommt, kann daher mehrere Halinitätszonen umfassen |
| Halinitätszone, z. B. limnische Zone | Gebiet, in dem aktuell ein bestimmter Salzgehalt vorliegt |
| heterotrophe Organismen | Konsumenten, Sekundärproduzenten |
| Hohltiere | Coelenteraten (Schwämme, Nesseltiere, Rippenquallen) |
| Kieselalgen | Diatomeen, Bacillariophyceen |
| Konsumenten | tierische Organismen |
| Krebse | Crustaceen |
| Kruster | Krebse, Crustaceen |
| lithotrophe Organismen | z. B. aus Wasserstoff energiegewinnende Bakterien |
| limnisch | Süßwasser, < 0,5 ‰ Salzgehalt |
| Makrophyten | Höhere Gewässpflanzen |
| Manteltiere (planktische) | Appendicularien |
| Matrix | Gerüstsubstanz |
| Meroplankter | planktische Larvenphase von Benthosorganismen |

Tab. 3 Glossarium der im Text verwendeten Namen und Begriffe (Fortsetzung)

| | |
|----------------------------|--|
| mesohalin | mixo-mesohalin, 5 - 18 ‰ Salzgehalt |
| Mesopsammon | Interstitial, Sandlückenbewohner |
| mixotrophe Organismen | betreiben Photosynthese und Heterotrophie |
| Moostiere | Bryozoen |
| Muscheln | Bivalvii |
| Nauplien | Larvenstadien Niederer Krebse |
| Nekton | Organismen des freien Wassers mit eigenständiger Bewegung |
| Niederelbe | Elbe unterhalb Hamburgs |
| nitrifizieren | Ammonium umsetzen über Nitrit zu Nitrat |
| n.n. | in Abb.: nicht nachweisbar; in Tab. 19: nicht genannt |
| Oberelbe | Oberlauf der Elbe; Hamburger Literatur: Geesthacht - Hamburg |
| oligohalin | mixo-oligohalin, 0,5 - 5 ‰ Salzgehalt |
| Panzeralgen | Dinoflagellaten, Dinophyceen |
| Pelagial | Freiwasser (semi = halb, meso = mittig) |
| Philodinäen | Gruppe von Rädertieren |
| polyhalin | mixo-polyhalin, 18 - 30 ‰ Salzgehalt |
| Potamoplankton | Flußplankton |
| Produzenten | pflanzliche Organismen |
| Protozoen | tierische Einzeller |
| Rädertiere | Rotatorien |
| Ringelwürmer | Anneliden |
| Röhrenwürmer | Tubificiden |
| Rotalgen | Rhodophyceen |
| Ruderfußkrebse | Copepoden |
| Saprobität | Maß für organische Belastung eines Gewässers |
| Sauginfusorien | Suctorien; Gruppe von Wimpertieren |
| Schnecken | Gastropoden |
| Schwebgarnelen | Mysidaceen |
| Seepocken | Cirripedier |
| Sonnentiere | Heliozoen |
| Spinnen | Arachniden |
| Stachelhäuter | Echinodermen |
| stenohalin | Toleranz eines nur engen Salzgehaltsbereiches |
| Strudelwürmer | Turbellarien |
| Süßwasserpolyphen | Hydrozoen |
| Taxon (Taxa) | systematische Kategorie (-n) |
| Thallus | pflanzliches Gewebe |
| tierische Einzeller | Protozoen |
| Tubificiden | Röhrenwürmer |
| tychopelagisch | zufällig in die Wassersäule gelangt |
| Tychoplankton | "Zufallsplankton" |
| unterer Mündungsbereich | Elbe von Hamburg bis in die Außenelbe (ungenaue Angaben) |
| Vielborstige Ringelwürmer | Polychaeten |
| Vielzeller | Metazoen |
| Wasserflöhe | Cladoceren, Blattfußkrebse |
| Wasserschlänger | Naididen; Gruppe Wenigborstiger Ringelwürmer |
| Weichtiere | Molluscen |
| Wenigborstige Ringelwürmer | Oligochaeten |
| Wimpertiere | Ciliaten, Ciliophoren |
| Wurzelfüßer | Amöben, Rhizopoden |
| Zuckmücken | Chironomiden |

3. Methoden

Die vorliegenden Literaturquellen über Kleinlebewesen der Tideelbe werden ohne Berücksichtigung taxonomischer Probleme zusammengestellt und ausgewertet. Bei der älteren Literatur ergeben sich häufig Differenzen zwischen Erscheinungsjahr, Jahrgang einer Serie und dem Erscheinungsjahr des Separat-Nachdruckes, so daß hier die Angabe mehrerer Jahreszahlen mit einem Schrägstrich erfolgt, z. B. HEERING (1905/1906).

Die Klassifizierung der Elbe in Salzgehaltszonen beruht auf dem "Venice-System" (Kap. 5.4). Die regionale Gliederung des Elbe-Aestuars in dieser Studie basiert auf den in der Literatur häufig verwendeten Abschnitten mit oberer Grenze am Wehr Geesthacht (Abb. 2; Tab. 4). Beprobungsorte und Untersuchungszeiträume sind der Tabelle 19 in Kap. 7.1 zu entnehmen. Die Methoden der Probenahme, Bearbeitung und Bewertung werden im vorliegenden Bericht nur beispielhaft dargestellt. So erfolgt die Berechnung der Saprobität als Ausdruck der Wasserqualität unter Berücksichtigung autotropher und heterotropher Lebewesen.

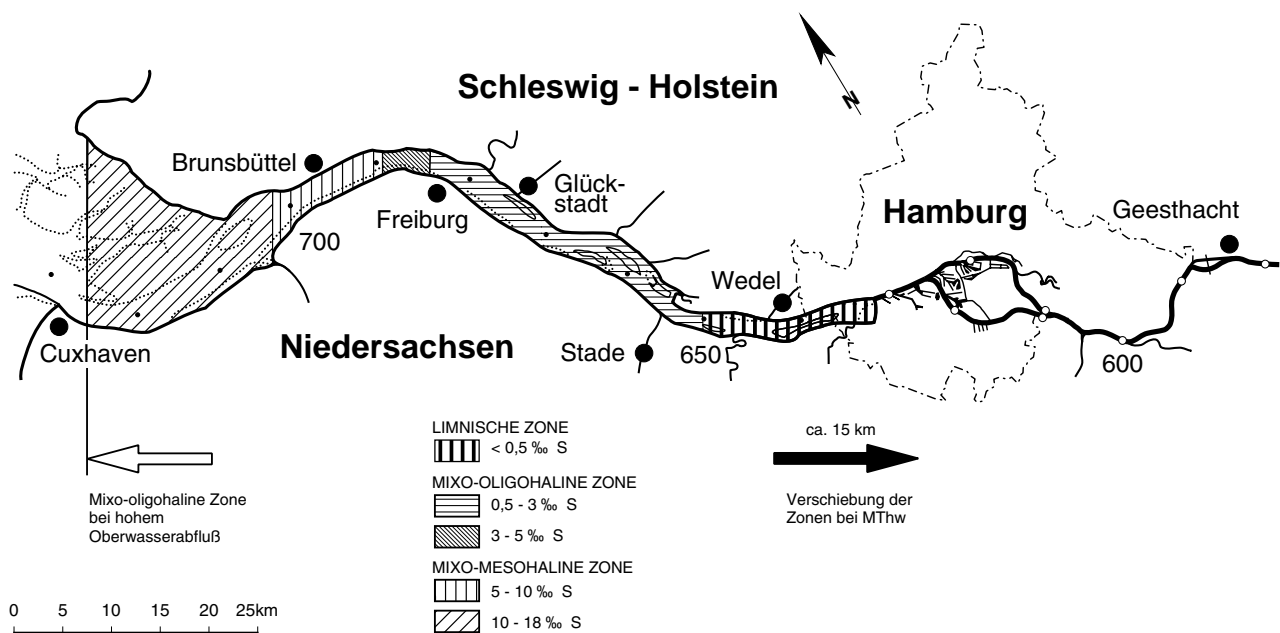


Abb. 2: Halinitätszonen im Längsschnitt des Elbe-Aestuars bei niedrigen Oberwasserabflüssen, eine Stunde vor Tideniedrigwasser (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992, mod.)



Ausführliche Beschreibungen von den in der Tideelbe angewandten Methoden machte HENTSCHEL (1925 a, b). Die Entnahme des Benthos erfolgte mit Bodengreifern oder Stechrohren und anschließendem Sieben. HENTSCHEL (1916 a) beschrieb die Gewinnung von Aufwuchs auf exponierten Platten oder mittels Pfahlkratzern von Bauwerken (RIEDEL-LORJÉ 1981; KRIEG & KAUSCH 1984 - 1988). Aggregate und ihre Besiedler wurden in Gefäßen gesammelt oder aus Planktonfängen bzw. Schöpfproben extrahiert. ROY (1937) exponierte dazu Reagenzgläser unter Schwimmpontons, aus denen die Aggregate mit Stempelpipetten entnommen und auf einem Zähltablett quantifiziert

Tab. 4 Strombereiche und Halinitätszonen im Elbe-Aestuar - Venice System - (nach CASPERS 1959)

| Elbe-km | Gebiet | Halinitätszonen vor 1990 | Halinitätszonen ab 1990 |
|---------------|-------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|
| 585,9 - 609,0 | Obere Tideelbe | limnisch (< 0,5 ‰ S) | |
| 609,0 - 625,6 | Hamb. Stromspaltungsgebiet | | |
| 625,6 - 650,0 | Untere Elbe (UE) bis Lühesand | | |
| 650,0 - 675,0 | UE Lühesand - Glückstadt | limnisch (< 0,5 ‰ S) | oligohalin (0,5 - 5 ‰ S) |
| 675,0 - 706,0 | UE Glückstadt - Ostemünd. | oligo- / mesohalin (0,5 - 18 ‰ S) | |
| 706,0 - 727,7 | UE Ostemünd. - Cuxhaven | mesohalin (5 - 18 ‰ S) | |
| 727,7 - 764,9 | Außenelbe | polyhalin (>18 - 30 ‰ S) | |

wurden. Zur qualitativen Analyse erprobte KOPPELMANN (1988 a, b) verschiedene Färbungen an Mikroalgen-Schleim und Schwebstoff-Partikeln. Zur Probenahme und Bestimmung ihrer Sinkgeschwindigkeit verwendete FAST (1993) erstmals das Owen-Rohr. ZIMMERMANN & KAUSCH (1996) entwickelten eine aestuarspezifische Methode, die eine Entnahme einzelner Aggregate ermöglichte. Das Plankton wurde geschöpft, gepumpt oder mit Planktonnetzen gefangen. Eingehend beschrieb VOLK (1901, 1907) seine Methoden, die Vor- und Nachteile von Netzen, die von ihm entworfene Planktonpumpe (Abb. 3), die Auszähltechnik und die Verwendung bewegungshemmender Mittel wie Quittenschleim bei der Mikroskopie.

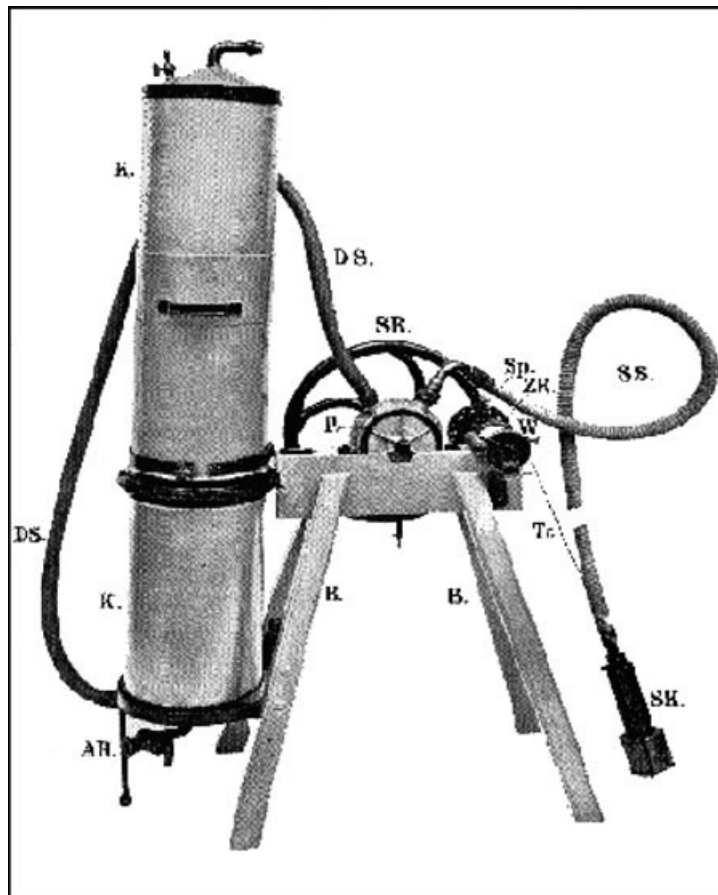


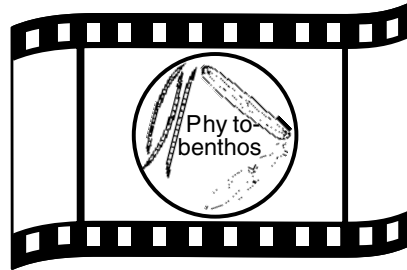
Abb. 3 Planktonpumpe (VOLK 1901)

Die vorliegenden Quellen über Kleinlebewesen in der Tideelbe unterscheiden sich aufgrund der Probenahmeorte, -frequenzen und sonstiger Methodik in ihrer qualitativen und quantitativen Aussagekraft, insbesondere in der Anzahl beobachteter Taxa (Kap. 4.4, 8.1). Maßgebend für die vollständige Erfassung des Artenspektrums ist die Anwendung verschiedener Probenahmemethoden (Maschenweite des Planktonnetzes etc.), Probenahmefrequenz, ein langer Zeitraum und ein umfangreiches Stationsnetz. So forderte GIERE (1968) zur detaillierten Erfassung des Zooplanktonbestandes mehrjährige Untersuchungen mit dichtem Stationsnetz. Bereits TIMM (1905) sah es als notwendig an, *"...alle Flußgebiete gründlich zu durchforschen und zwar in Sammlerperioden, die sich über alle Monate des Jahres erstrecken. Verzeichnisse gelegentlicher Fänge, wie sie einem gar zu oft in wissenschaftlichen Zeitschriften begegnen, haben für das Studium der geographischen Verbreitung nur geringen Wert..."*

4. Historische Untersuchungen der Lebensgemeinschaften

4.1 Benthos

4.1.1 Mikrophytobenthos



Um die Jahrhundertwende fertigte man Legepräparate aus Kieselalgen-Schalen an (MÖLLER in TIMM 1893/1894, KIES 1987; Kap. 4.4.1). Neben einem geschichtlichen Abriss über die Algenforschung in Schleswig-Holstein und Hamburg beschrieb HEERING (1905/1906, 1906/1907) die Grünalgen, unter Einbeziehung des Materials von SELK und REINBOLD (Kap. 4.1.1, 4.4.1). VOLK (1907; Kap. 5.1) fand bei ausreichenden Lichtverhältnissen am Ufer und Grund der Elbe bei Hamburg die Blaualge *Oscillatoria* spec., die Grünalge *Cladophora glomerata* und verschiedene festsitzende Kieselalgen (Kap. 4.2.1, 5.6). Kleine Büschel von *C. glomerata* und vereinzelt schwache Überzüge oder kleine Polster von Blaualgen an Steinen des Bühnenfeldes (km 633) entdeckte auch MESCHKAT (1937); seine mikroskopischen Aufnahmen des Schlammes zeigten fädige Algen.

4.1.1.1 Längsprofil der Tideelbe

TIMM (1976) beprobte in Flachwasserbereichen des Mesohalinikums sowohl das Mikrophytobenthos als auch das Plankton. Aufgrund der tidebedingten Turbulenzen entstammten die dort aufgetretenen Kieselalgen jeweils beiden Lebensgemeinschaften. LÄNGE (1983) befaßte sich mit Bestandsanalysen in der limnisch/oligohalinen Region. Große Populationsdichten des Augenflagellaten *Euglena* spec. mit hohen Chlorophyll-a-Gehalten prägten dort das Sommerhalbjahr, Kieselalgen-Blüten das Frühjahr und den Herbst. Besiedlungsunterschiede der Mikroalgen zwischen den Meßstellen führte er vorrangig auf unterschiedliche Sedimente zurück. Im Mikrophytobenthos der limnischen bis mesohalinen Region dominierten pennate Kieselalgen (GÄTJE 1991; GÄTJE & KIES 1990; KIES et al. 1992). Im Sommer wurden sie gelegentlich von Blaualgen (*Oscillatoria*, *Agmenellum*) oder Augenflagellaten (*Euglena*) begleitet, die zeitweise in hohen Individuendichten auftraten. Einige Kieselalgen wandern im Sediment (*Navicula*, *Nitzschia*, *Cylindrotheca*) oder sind an Sandkörner geheftet (*Opephora*, *Achnanthes*, *Rhaphoneis*). Insgesamt wurden 145 Kieselalgen-Arten aus 42 Gattungen identifiziert; 20 euryhaline Arten traten im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen im oberen Eulitoral übertrafen generell die des unteren Eulitorals. In der mixo- bis polyhalinen Region ermittelte SEEMANN (1993) 68 Kieselalgen-Taxa. Bei Dominanz von *Navicula gregaria* im späten Frühjahr erreichten die Individuendichten und Chlorophyll-a-Gehalte des gesamten Mikrophytobenthos ihre Maxima (Abb. 4.1 u. 4.2). Der stark schwankende Salzgehalt im Übergangsbereich vom oligo- zum mesohalinen Brackwasser beeinflusst die Zusammen-

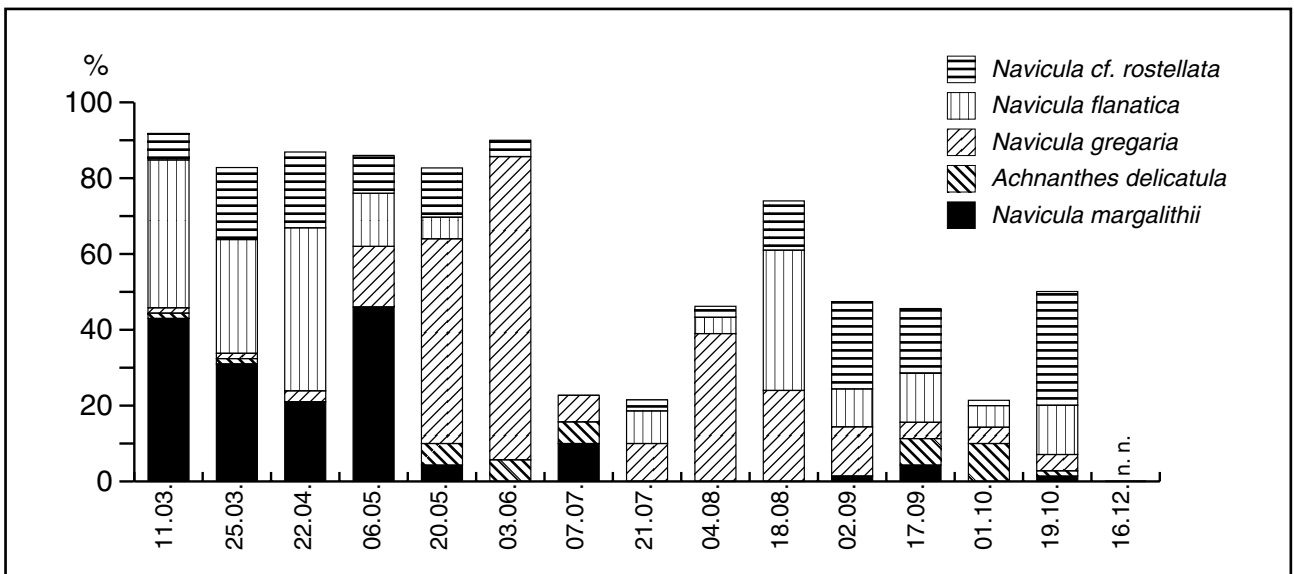
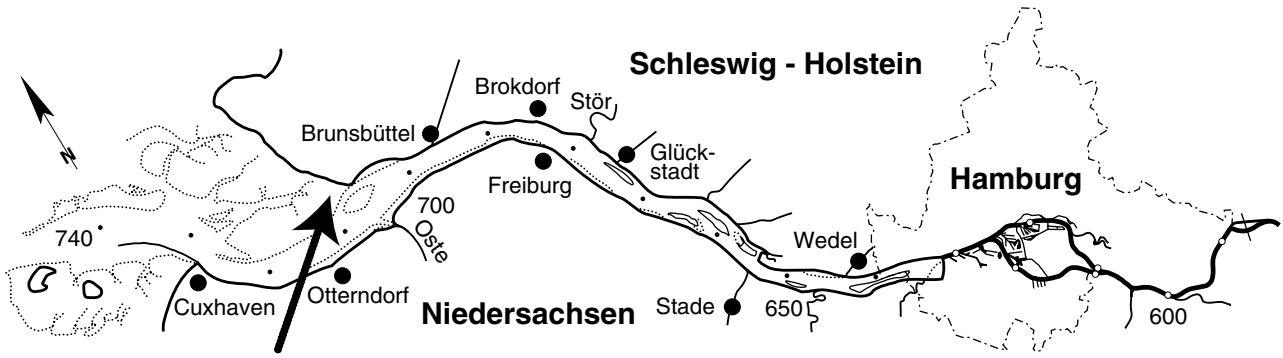


Abb. 4.1 Relative Anteile ausgewählter Kieselalgen an der Gesamtzellzahl des Mikrophytobenthos an der Gesamtzellzahl des Mikrophytobenthos im Neufelder Watt während des Jahres 1992 (SEEMANN 1993, mod.)

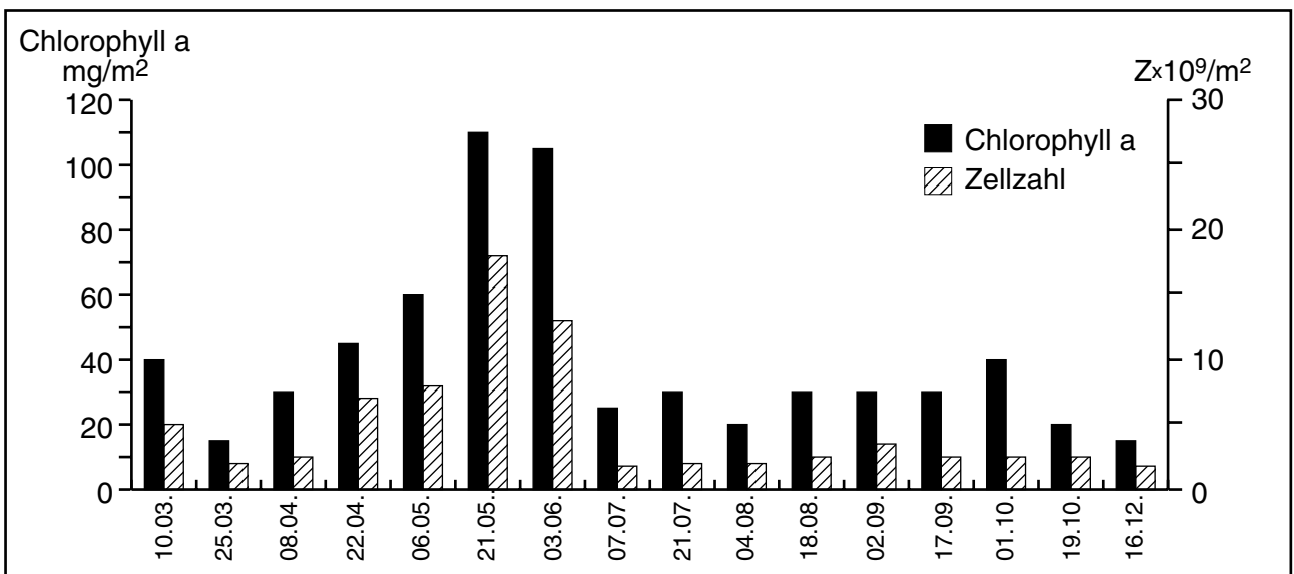


Abb. 4.2 Chlorophyll-a-Gehalte und Zellzahlen des Mikrophytobenthos im Neufelder Watt während des Jahres 1992 (SEEMANN 1993, mod.)

setzung des Mikrophytobenthos derart stark, daß sich dort nur euryhaline Arten ansiedeln. Im gesamten Längsschnitt erfolgte bislang ausschließlich die Zuordnung ausgewählter Arten zu den einzelnen Halinitätszonen (Kap. 5.4; Tab. 5).

Tab. 5: Verbreitung ausgewählter Arten im Elbe-Längsschnitt nach LÄNGE (1983), GÄTJE (1991) und SEEMANN (1993). **Navicula* spp. nur nach Längsklassen unterteilt und somit überall vertreten

| | | | |
|-----------------------------|---|------------------------------|----------------------------|
| GÄTJE (1991) | | | |
| Salzgehalt | mesohalin/oligohalin | oligohalin/limnisch | limnisch |
| Strom-km | 711/701/692 | 687/678/669 | 665/658 |
| Artenzahl | 122 | 70 | 74 |
| dominante Arten | <i>Navicula gregaria</i> | <i>Fragilaria schulzii</i> | <i>Navicula salinarum</i> |
| | <i>Navicula flanatica</i> | | <i>Navicula gregaria</i> |
| Nur hier aufgetretene Arten | 63 | 2 | 20 |
| % der Gesamtartenzahl | 51,5 % | 2,9 % | 27 % |
| | <i>Navicula cancellata</i> | <i>Navicula margalithii</i> | <i>Navicula cuspidata</i> |
| | <i>Navicula forcipata</i> | | <i>Navicula pupula</i> |
| | | | <i>N. rhynchocephala</i> |
| | <i>Surirella gemma</i> | | <i>Surirella crumena</i> |
| | | | <i>Euglena satelles</i> |
| | | | <i>Euglena tripteris</i> |
| | | | <i>Phacus pleuronectes</i> |
| | | | <i>Phacus pyrum</i> |
| LÄNGE (1983) | | | |
| Strom-km | | 685/673/667 | 663/660 |
| Häufigste Taxa* | | <i>Navicula</i> spp. | <i>Navicula</i> spp. |
| | | <i>Cylindrotheca gracil.</i> | |
| Nur hier auftretende Arten | | <i>Gyrosigma balticum</i> | |
| | | <i>Opephora martyi</i> | |
| | | <i>Synedra ulna</i> | |
| SEEMANN (1993) | | | |
| Strom-km | 702 | | |
| Häufige Arten | <i>Navicula flanatica</i> | | |
| | <i>N. viridula</i> var. <i>rostellata</i> | | |
| | <i>Navicula margalithii</i> | | |
| | <i>Navicula gregaria</i> | | |

In Abhängigkeit vom Sedimenttyp stellten LÄNGE (1983), GÄTJE (1991) und SEEMANN (1993) bestimmte Lebensgemeinschaften fest. Sandwatten wurden vorwiegend von den wenig beweglichen Kieselalgen *Fragilaria* und *Achnanthes* besiedelt (GÄTJE 1991), stark tonig/schlickige Bereiche hingegen von stärker beweglichen Kieselalgen (*Navicula*) und Augenflagellaten (*Euglena*), die die relativ geringe Eindringtiefe des Lichtes durch ihre Bewegungsfähigkeit kompensieren können (Kap. 5.6, 5.7). KIES (1997) faßte in einer Übersicht die häufigsten benthischen Kieselalgen zusammen. Insgesamt war die Variabilität von Chlorophyll-a, Phaeopigmenten und Zellzahlen des Mikrophytobenthos sehr hoch (GÄTJE 1991; LÄNGE 1983). SCHMIDT (1989) fand Kieselalgen mit hohen Konzentrationen fleckenhaft auf den Sedimentoberflächen. Das Mikrophytobenthos zeigte darüber hinaus eine saisonale Variabilität der Artenzusammensetzung mit hohen Chlorophyll-a-Gehalten im Sommer und stellenweise einem Frühjahrs-/Herbstmaximum

(LÄNGE 1983; GÄTJE 1991; SEEMANN 1993). Die Schwankungen der Biomasse lassen sich teilweise auf das Abweiden durch Fadenwürmer zurückführen (Abb. 5; Kap. 4.1.2, 5.8). Auf den Sedimenten des Neufelder Wattes ermittelte SEEMANN (1993) Chlorophyll-a-Gehalte von 9 - 182 mg/m² Chlorophyll-a (Abb. 4.2) bei einem Jahresmittel von 51 mg/m². In der limnischen Region betragen die mittleren jährlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen 120 - 220 mg/m², im Oligohalinikum 27 - 56 mg/m² und im Mesohalinikum 41 - 114 mg/m² (GÄTJE & KIES 1990; auch KIES 1997). Den Einfluß des Mikrophytobenthos auf den Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wasser in der Tideelbe hob WILTSHIRE (1992) hervor. HUMANN (1996) fand von der limnischen bis in die mesohaline Region des Elbe-Aestuars (km 665 - 712) ein hohes Sedimentstabilisierungs-Verhalten der häufig auftretenden benthischen Kieselalgen *Navicula salinarum* und *Surirella brebissonii* und errechnete eine positive Korrelation des Chlorophyll-a-Gehaltes mit der kritischen Schubspannung.

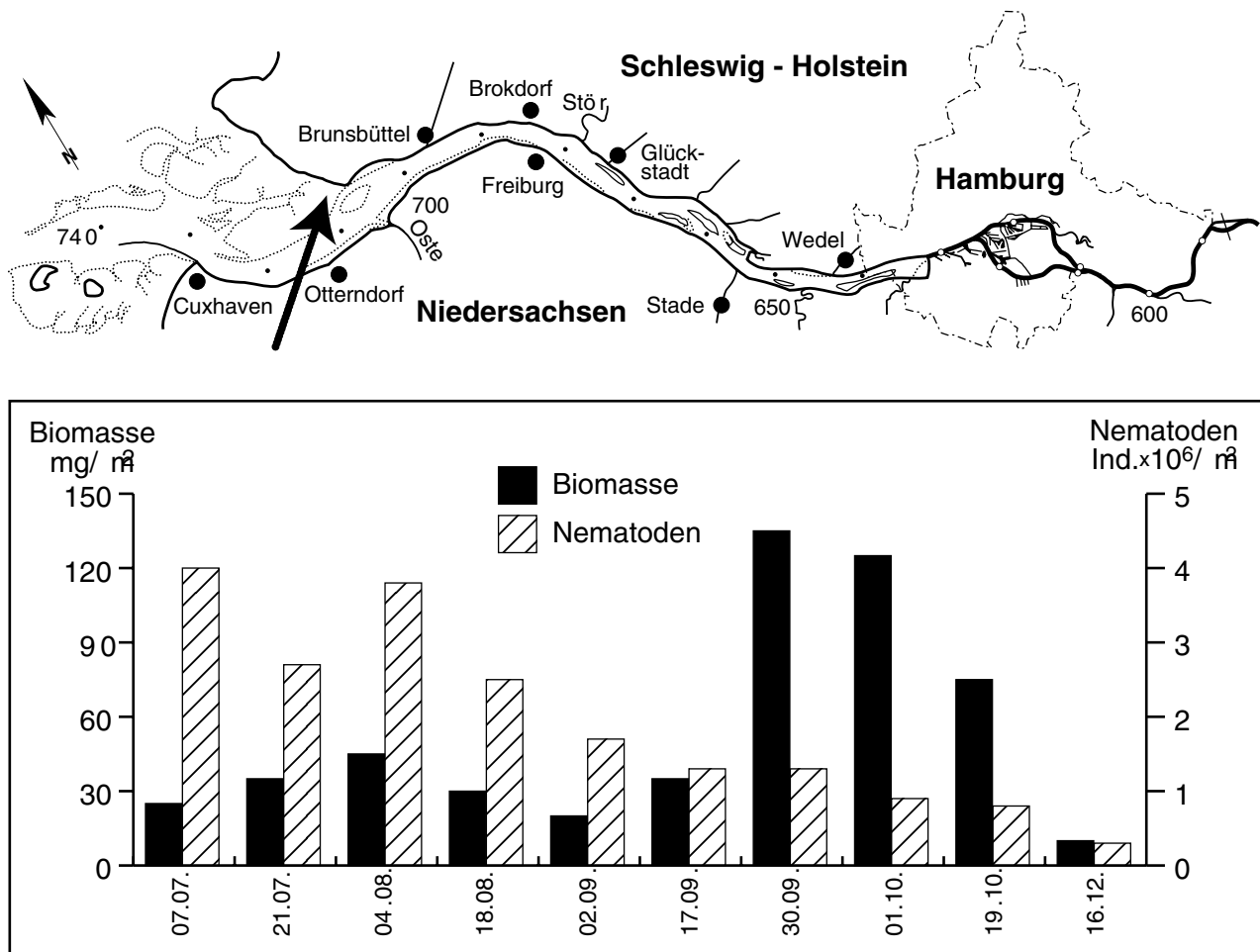


Abb. 5 Biomassen des Mikrophytobenthos und Individuendichten der Fadenwürmer (Nematoden) im Neufelder Watt während des Jahres 1992 (SEEMANN 1993, mod.)

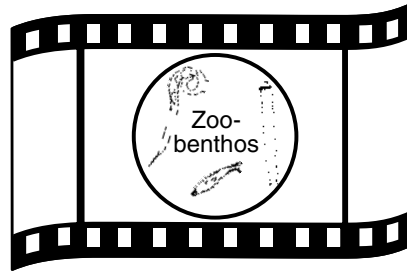
4.1.1.2 Punktuelle Untersuchungen

CASPERS (1949 a) beobachtete in einem Röhricht bei Krautsand einen dichten Diatomeenrasen, der von Schnecken abgeweidet wurde (Kap. 5.8). Nach GRIMM et al. (1976; Kap. 4.1.2) wies das Sandwatt der Stromelbe (Haseldorfer Marsch) fast keinen Pflanzenbewuchs auf, während das Schlickwatt mit "üppigen Algenrasen bedeckt" war und im Frühjahr und Herbst meist aus Kieselalgen gebildet wurde "und dem Watt eine gelbbraune Farbe" verlieh (PFANNKUCHE 1977). Im Sommer traten Blaualgen, vorwiegend *Oscillatoria*, und Geißeltiere hinzu. In der Haseldorfer Binnenelbe wurden in Bereichen hoher Sedimentationsraten im Mai 1975 insgesamt 6.500 Kieselalgen und 1.600 Ind./mm² ! Augenflagellaten gezählt (GRIMM et al. 1976). Schlicklöcher waren mit fädigen Algen, hauptsächlich der Gelbgrünalge *Vaucheria* (Kap. 4.1.1.3), bedeckt (GRIMM & KIESEWETTER 1996). Im Hauptstrom, in der Nebanelbe, Pinnau und in nunmehr tidefreien Bereichen der eingedeichten Haseldorfer Marsch stellte HECKMAN (1984, 1986 b) 131 Taxa von Mikroorganismen fest, etwa je ein Drittel aus Benthos, Aufwuchs und Plankton. Neben zahlreichen Arten sowohl aus dem Tidegebiet als auch aus tidefreien Bereichen, fand er auch solche, die auf ein Gebiet beschränkt waren. Nach der Eindeichung herrschten zunächst binnendeichs noch aestuartypische Arten vor (*Melosira granulata*, *Diatoma elongata*, *Fragilaria crotonensis*, *Euglena obtusa*); diese wurden zunehmend durch Stillwasser-Arten (*Gomphonema acuminata*, *G. olivarum*, *Cymbella lanceolata*) ersetzt. DÖRJES & REINECK (1981) beobachteten in den Flachwasserbereichen und auf den Elbewatten ganzjährig große Kieselalgenbestände und eine Dominanz von Blau- und Grünalgen während des Sommers. CASPERS (1984) nannte in seinen Mühlenberger-Loch-Untersuchungen (Kap. 5.7) beispielhaft benthische Algen vom Fährmannssand und Pagensand. Nach POSEWANG-KONSTANTIN et al. (1992) waren im Eulitoral des Mühlenberger Lochs pennate Kieselalgen bestandsbildend, besonders *Navicula pygmaea*. Im Sommer erlangte auf den Sedimenten auch die planktische zentrale Kieselalge *Actinocyclus normanii* (Kap. 4.4.1) hohe Individuendichten. Die Photosynthese-Aktivität und das Sediment-Bindungsvermögen des Mikrophytobenthos wurde als hoch eingeschätzt.

4.1.1.3 Bestandskundliche Untersuchungen

Als Bewuchs auf Seetonnen der Elbe fand bereits KIRCHENPAUER (1862) die Gelbgrünalge *Vaucheria litorea* (Kap. 4.2.1). Im Anschluß an die Arbeit über Jochalgen von HOMFELD (in HEERING 1906/1907) erbrachten Untersuchungen von HEERING (1905/1906, 1906/1907) eine Vielzahl von Taxa, wie die Gattung *Vaucheria* (Kap. 4.1.1). Er nannte Fundorte, so für *V. sessile* die "Ausflußröhren am Elbestrand". ELLER (1981) und KRIEG et al. (1988) bearbeiteten diese Gattung und ergänzten ältere Nachweise. Sie bestätigten die bereits aus anderen Flußmündungen bekannte Zonierung für die Elbe: in der limnischen und oligohalinen Region *V. compacta* var. *dulcis* (HECKMAN 1986 b: *V. compacta*), im Mesohalinen *V. compacta* var. *compacta* und im Polyhalinen *V. velutina* und *V. simplex* (KIES et al. 1992). Die euryhaline und abwassertolerante *Vaucheria compacta*, die stellenweise dichte Rasen bildete, wurde als wichtiger Primärproduzent und Sedimentverfestiger im Elbe-Aestuar gewertet (SCHULZ 1993; SCHULZ-STEINERT & KIES 1996; KIES 1997).

4.1.2 Mikrozoobenthos



4.1.2.1 Trinkwasser- und Abwasseruntersuchungen in Hamburg

In den mit Elbewasser gespeisten Hamburger Wasserleitungen und -kästen beobachtete KRAEPELIN (1886) Wenigborstige Ringelwürmer, wie die Wasserschlängler *Nais probascidae*, *N. elinguis* und *N. longiseta*, einige Rund- und Plattwürmer sowie Rädertiere (Kap. 4.3.2, 4.4.2). Für ihn bestand kein Zweifel, "dass die gesamten Tierformen, welche sich in der Wasserleitung lebend erhalten, gleicherweise der Elbfauna angehören werden, und dieser Schluss erscheint, nachdem wir die Neubildung von Lokalformen ausgeschlossen, um so unanfechtbarer, als es durchaus unerfindlich, wie andere als Elbtiere in die Rohrleitung gelangt sein sollten". Aus Vergleichsuntersuchungen schloß er, daß "der Individuenreichtum in der Röhrenleitung denjenigen des Elbstromes um das vielfache übersteigt". "Der kleine Kreislauf der organischen Substanz im Röhrennetz der Leitung selbst" benötigt "die Zufuhr von organisierten Zersetzungstoffen". Denn "die Existenz des höheren Tierlebens baut sich auf die Detritusfresser auf", die in den Wasserleitungen eine wichtige Rolle spielten. Er sah dieses Tierleben bereits als Lebensgemeinschaft an. Eine Besonderheit stellte das Überleben der Elbfauna in den Rohrleitungen im Eiswinter 1884 dar: "ein Tierleben, das sich nur wenig von der Fauna des Sommers verschieden zeigte". PETERSEN (1877/1879) erwähnte Funde kleiner Würmer in den Hamburger Wasserleitungen, wobei KNISTER (1907) berichtete, daß "der Hamburger Hafen überall eine derartige und zum Teil reiche niedere Tierwelt aufweist, daß von einer schädigenden Wirkung der Sielabwässer keine Rede sein kann". Er beschrieb das reichliche Vorkommen des Schlammröhrenwurms *Tubifex* im Hafen und hob die Bedeutung der Kleinlebewesen (Röhrenwürmer, tierische Einzeller, "kleine Kruster", Rädertiere) als "Entfäuler" hervor. VOLK (1903) fand Strudelwürmer und "große Massen von detritusfressenden Würmern im Schlammgrund des Altonaer Hafens. Da die gefundenen Arten hauptsächlich Detritusfresser sind, tragen sie bei massenhaftem Auftreten nicht unwesentlich zur Beseitigung fäulnisfähiger Substanzen bei". Folglich stufte er die Schlammröhrenwürmer als "Abwasserfauna" ein. Ansonsten nannte er als Besiedler des Ufers und Grundes die Wenigborstigen Ringelwürmer *Dero limosa*, *Chaetogaster diaphanus*, *C. limnaei*, *Stylaria lacustris*, *Paranais uncinata*, *Nais obtusa*, *N. elinguis*. Im Benthos des Hamburger Hafens entdeckte VOLK (1907) tierische Einzeller und Rädertiere. Für die offene Reede des Altonaer Hafens stellte er zwischen dem "dichten Gewirr von Pilzen und Algen ... eine reiche Kleinf fauna" fest. "Zumeist sind es Abwasser-Protozoen, wie *Paramecium caudatum* und *Carchesium Lachmanni*, dazwischen aber auch wieder Wimpertiere des reineren Wassers ..." (Kap. 4.2.2). Aus dem India- und Grasbrookhafen berichtete er: "In dieser Modder- bzw. Schlamm-schicht leben große Mengen von Detritusfressern: Protozoen, Philodinäen, Würmer (*Tubificiden*) ..., die alle in dem organischen Detritus reichliche Nahrung finden ..." (VOLK 1907; Kap. 5.2, 5.3). HENTSCHEL (1923 b) zeigte die Bedeutung der Gezeiten für die Biologie der Tide-elbe auf (Kap. 4.4.1, 5) und erkannte die Zonierung der Lebensgemeinschaften der

„Schorre“, dem „zwischen Hochwasser und Niedrigwasser liegenden Gebiet“, wozu auch die Süßwasserwatten zählten. Er wies auf das Vorkommen von Fadenwürmern und Mermithiden hin, bei „einer insgesamt ungeheuer großen Dichtigkeit von Tubificiden“. ROY (1937) erfaßte erstmals speziell die Lebensgemeinschaften des „Detritus“- und Mikrozoobenthos, in denen übereinstimmend die Wimpertiere dominierten (Kap. 4.3.2). In einem Bühnenfeld kurz unterhalb Hamburgs prägten Röhrenwürmer, denen als Abwasserorganismen eine herausragende Bedeutung zugeschrieben wurde, das Faunenbild (MESCHKAT 1937; Kap. 4.2.2). Daneben traten Strudelwürmer (*Derostoma megalops*), 15 Fadenwurm-Taxa (z. B. *Dorylaimus stagnalis*) sowie häufig Rädertiere der Gattungen *Brachionus*, *Philodina* und *Callidina* auf. Die Fadenwürmer, die maximale Individuendichte von 12.616 Ind./100 cm² (!) erreichten, stellten die zweithäufigste Vielzeller-Gruppe dar. Aus dem Vergleich mit HENTSCHELs Ergebnissen, wie der stärkeren Besiedlungsdichte des Fadenwurms *Dorylaimus* in den 30er Jahren, schloß MESCHKAT auf eine beträchtliche Zunahme der Verschmutzung (Kap. 5.2). BARTSCH (1967; BARTSCH & HARTWIG 1984) stellte in unterschiedlich belasteten Hafenbecken und dem angrenzenden Elbestrom (Kap. 4.2.2) einige Süßwasserpolyphen, Bauchhärlinge, Rädertiere und Würmer sowie 162 Wimpertier- und 18 Wurzelfüßer-Spezies fest. Die Artenzusammensetzung und Individuendichten bestandsbildender Wimpertiere richteten sich nach dem Ernährungstyp, der Sedimentbeschaffenheit und der Jahreszeit (Abb. 6.1 u. 6.2). BARTSCH führte das winterliche Maximum der Wimpertier-Besiedlung in den obersten 5 Millimetern von stark belasteten Sedimenten auf das zeitgleiche Bakterienmaximum und eine ausreichende Sauerstoffversorgung zurück. Den Rückgang der Besiedlung im Sommer sah sie in Zusammenhang mit der Sauerstoffabnahme in der Bodenregion. Neben Nahrungsangebot (Bakterien, Detritus) und Sauerstoffsättigung betrachtete BARTSCH die Verunreinigungen durch Schifffahrt und Industrie als bestandsregulierend. Sie stufte die Hamburger Stromelbe als β -mesosaprob, die Randbereiche und das Kanalsystem als /-mesosaprob und die geschlossenen Hafenbecken als polysaprob ein. Aus dem Vergleich mit entsprechenden Aufwuchsuntersuchungen von HENTSCHEL (1916 a) und HOLM (1925) schloß sie auf einen Rückgang der abwasserbedingten Belastung am Nordufer der Stromelbe (Kap. 4.2.2, 5.2). Parallel zu den Aufwuchsuntersuchungen zur Bestimmung der Wassergüte im Hamburger Raum (Kap. 4.2) erfaßten KRIEG & KAUSCH (1984 - 1988, KRIEG 1996 a) im Benthos auch die Wasserschlängler.

4.1.2.2 Längsprofil der Tideelbe

Bebilderte Untersuchungsergebnisse über Fadenwürmer im Hamburger Gebiet veröffentlichte STEINER (1917/1918, 1920). AX (1957) fand im gleichen Bereich mehrere, bislang nur aus dem Küstenbereich bekannte Vertreter des Mesopsammons (Strudelwürmer, Fadenwürmer, Wenigborstige Ringelwürmer sowie harpacticide Ruderfußkrebse und Wasserflöhe; Kap. 4.4.2). „Die jetzt vorliegenden Funde identischer Arten im marinen und brackigen Mesopsammal einerseits und im limnischen Sandlückensystem der Elbe andererseits zeigen demgegenüber ... (neben der Entwicklung spezieller limnischer Formen), daß auch heute noch ganz offensichtlich eine umfangreiche Einwanderung mariner Faunenelemente in den Bereich limnischer Sande in unseren Breiten möglich ist.“ Er schloß, daß „insbesondere das subterrane oder epiterrane Sandlückensystem ein relativ leicht gangbarer Weg zu sein scheint, auf welchem die Grenze Meer-Süßwasser mit dem tiefgreifenden Wechsel des Lebensmilieus aktiv überwunden werden kann“. RIXEN (1964) konnte diese marinen Immigranten in der limnischen Elberegion nicht nachweisen. KOTHÉ (1961 a) fand mehrere Fadenwurm-Arten

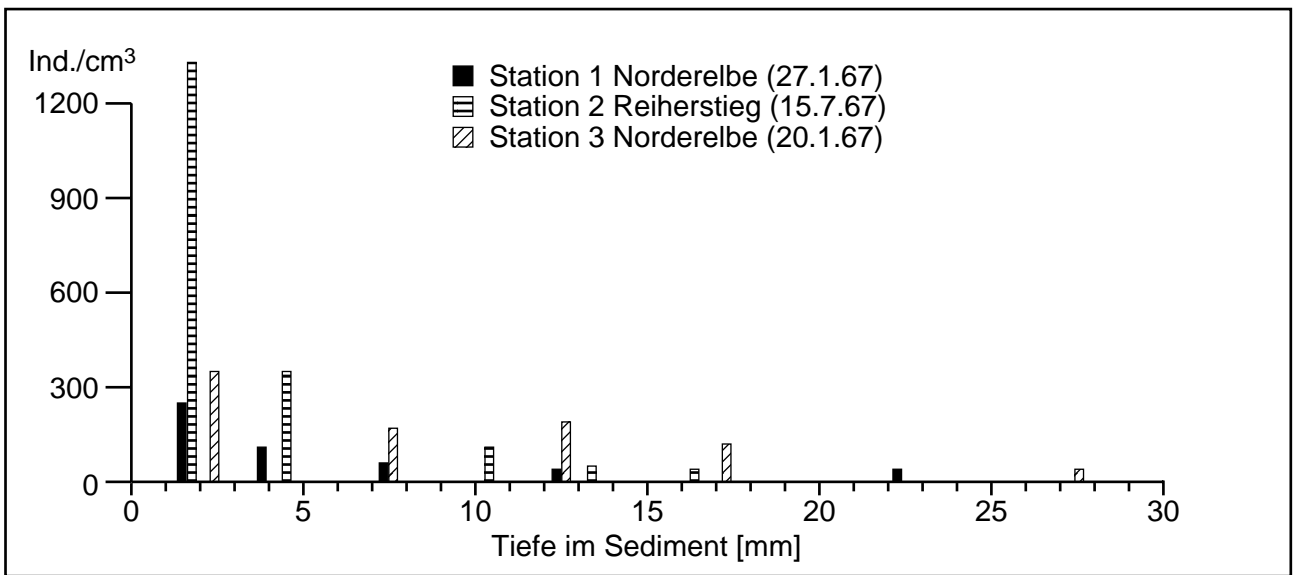
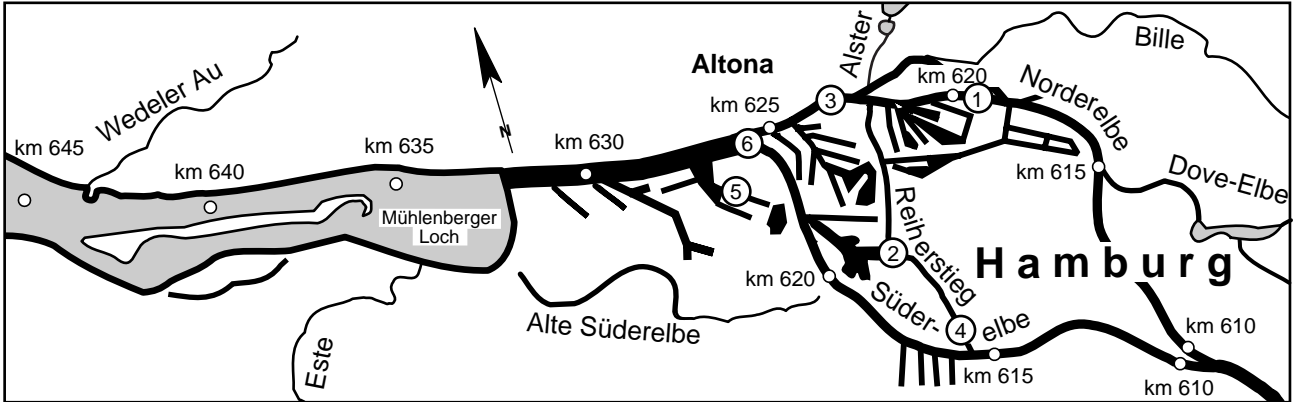


Abb. 6.1 Vertikale Verbreitung freibeweglicher Wimpertiere des Mikrozoobenthos in der Stromelbe und im Reihersstieg während des Jahres 1967 (BARTSCH 1967 & HARTWIG 1984, mod.)

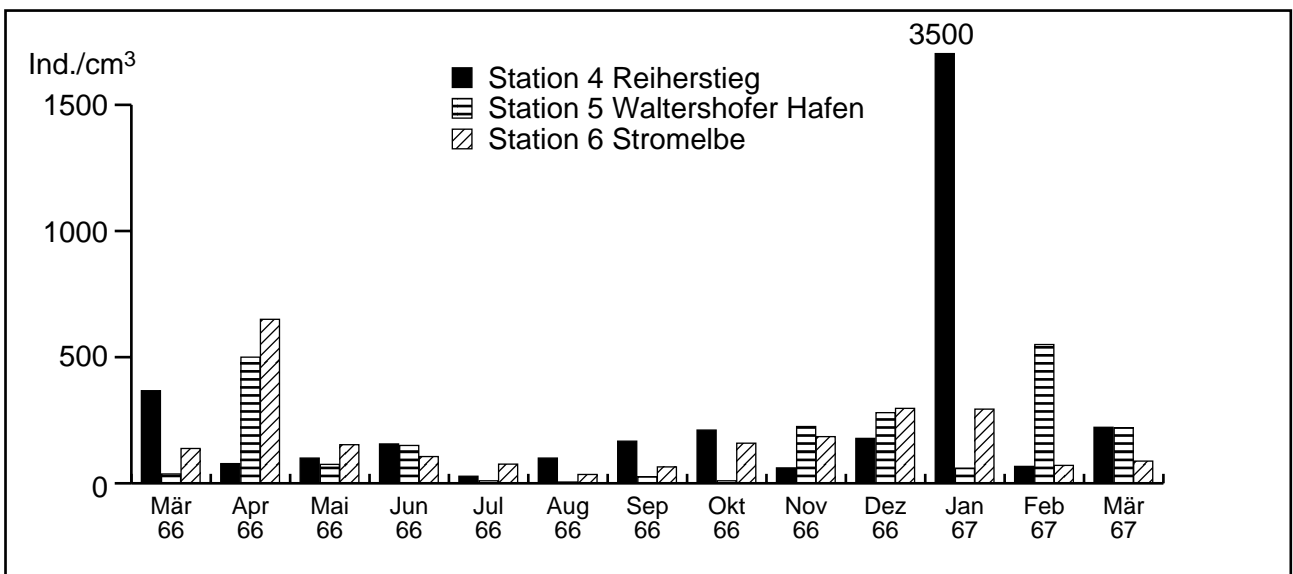


Abb. 6.2 Freibewegliche Wimpertiere des Mikrozoobenthos in der Stromelbe, im veröhten Waltershofer Hafen und im Reihersstieg während der Jahre 1966/67 (BARTSCH 1967 & HARTWIG 1984, mod.)

zwischen Hamburg und Geesthacht. KÜHL & MANN (1962, 1967) beobachteten im Zooplankton der limnischen Tideelbe, bei starker Trübung und insgesamt hoher Planktondichte, große Mengen der benthischen Wenigborstigen Ringelwürmer *Paranais littoralis* und *Ophidionais* spec. (mit Ei-Kokons) (Kap. 4.4.2) und nahmen an, daß *Paranais* bei Sauerstoffarmut den Boden verläßt. Laut RIEMANN (1966) umfaßte die interstitielle Fauna sandiger und schlickiger Sedimente des gesamten Aestuars etwa 258 Arten, davon 175 Fadenwurm-Spezies (zeichnerisch dokumentiert), Ruderfußkrebse, Rädertiere, Strudelwürmer, Süßwasserpolypen und Wimpertiere. Oberhalb von Geesthacht schloß sich das Längsprofil von GRIMM (1979) an. RIEMANN (1966) erkannte aus der Verbreitung der Arten im Längsprofil der Elbe eine salzgehaltsabhängige Zonierung der Biozönoten (Abb. 7; Kap. 5.4), mit einer Artenabnahme von der limnischen Zone bis ins obere Brackwasser. "In der limnischen Tidestrecke ist der eurytope marin-holoeuryhaline Nematode *Theristus setosus* der häufigste Repräsentant der interstitiellen Mikrofauna; er ist stellenweise ein Begleiter der auch hier vorkommenden Otoplanematoden. ... Für die obere Brackwasserregion ist die Assoziation der Brackwassernematoden *Axonolaimus spinosus* und *Theristus meyli* kennzeichnend. ... In den unteren Brackwasserregionen ist das Faunenbild durch das Hinzutreten weiterer mariner Arten komplexer. Im Polyhalinikum der Außenelbe war trotz der großen Artenfülle keine differenzierte biocoenotische Gliederung möglich". Grundsätzlich stellen die bewegten Sande der Fahrrinne einen Einwanderungsweg für Formen mariner Herkunft bis weit in die limnische Zone hinein dar. So war es möglich, daß RIEMANN (1965) in der sandigen Flußsohle im Süßwasser der Tideelbe noch marine Strudelwürmer fand. In der limnischen und oligohalinen Region beobachteten MÜLLER & FAUBEL (1993) 21 Strudelwürmer, deren Verbreitung sich aufgrund verschiedener Substrat- und Salzgehaltspräferenzen unterschied (MÜLLER 1992). Ein Vergleich mit alten Arbeiten (VOLK 1903) ergab große Übereinstimmungen im Artenkatalog.

Eine Gegenüberstellung der Fadenwurm-Untersuchungen einzelner Autoren führten PETERMEIER et al. (1994, 1996) durch.

Die Verbreitung des in feinen bis mittleren Sanden der Elbe-Sohle lebenden Brackwasser-Flohkrebses *Bathyporeia pilosa* im Aestuar beschrieben DAHL (1893), CASPERS (1951), MOVAGHAR (1964), MATTHIAE (1977), LELING (1986), FIEDLER (1991), RIEDEL-LORJÉ et al. (1995) und KRIEG (1996 b). Flußaufwärts drang er bis zur oberen Brackwassergrenze vor und war 1993 bei Lühesand sogar sehr häufig (Kap. 5.4).

4.1.2.3 Bestandskundliche Untersuchungen im Längsprofil

Vereinzelte Angaben über Kleinlebewesen in der "Thierwelt der Unterelbe" machten KIRCHENPAUER (1862) und DAHL (1893; Kap. 4.2.2, 4.4.2). MICHAELSEN (1901/1903 a, b) beschrieb neue Wenigborstige Rundwürmer, vor allem Schlammröhrenwürmer, unter Angabe ihrer Fundorte in der Niederelbe (Kap. 4.1.2.1). Nur spärlich waren die Angaben von G.W. MÜLLER (1901/1903) über Muschelkrebse und H. MÜLLER (1901/1903) über Wassermilben in der limnischen Region der Tideelbe.

SCHMIDT (1989) untersuchte die Ökologie der sulfidtoleranten Fadenwurm-Gattung *Tobrilus* aus den Watten des Asseler Sands und Krautsands. RIEß (1993) fand 22 bzw. 30 Fadenwurm-Arten im sulfidbeeinflussten Krautsander Watt. Dabei kam es zu einer Verschiebung der dominanten Arten von den sulfidtoleranten *Tobrilus aberrans* und

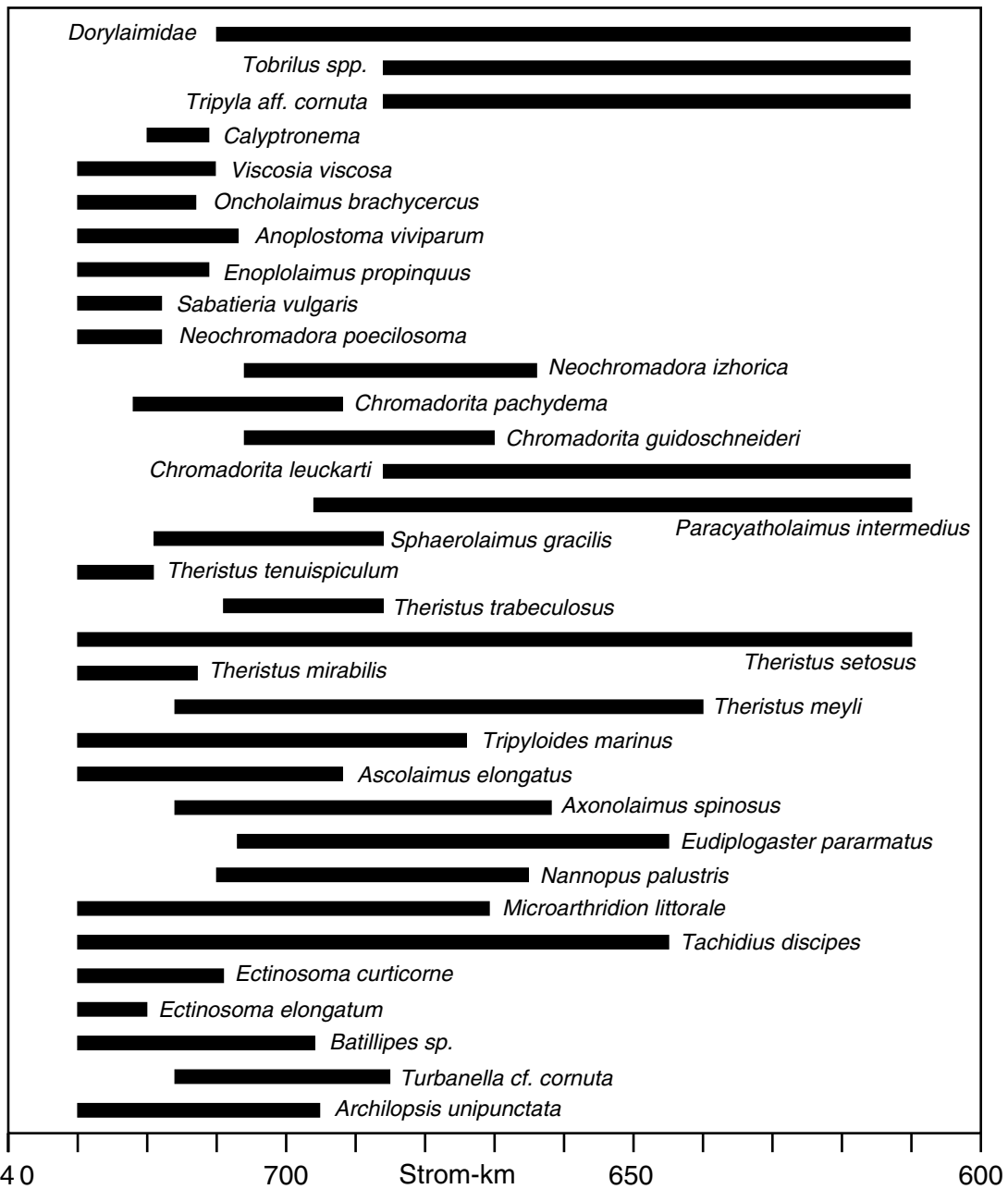
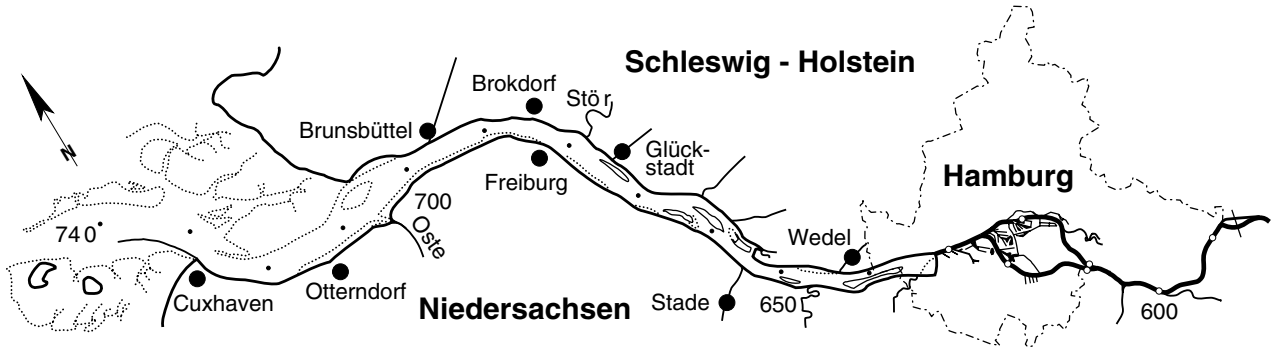


Abb. 7 Zonierung des Mikrozoobenthos (häufige Arten) im Längsschnitt des Elbe-Aestuars während der Jahre 1962/63 (RIEMANN 1966, mod.)

Tobrillus spp. zu den oxybiotischen *Theristus agilis*, *Microlaimus globiceps* und *Daptonema trabeculosum*. Sowohl einzelne Arten als auch ganze Gruppen (incl. Wenigborstige Ringelwürmer) unterlagen starken jahreszeitlichen Fluktuationen und bildeten eine wasserstandsabhängige Zonierung aus (Abb. 8.1 u. 8.2). Bei einigen *Tobrillus*-Arten war sogar das Individuendichte-Maximum abhängig vom Redoxpotential. Die Artenzusammensetzung wies auf den brackigen Charakter der Region hin. Übergreifend untersuchten BLOME & FAUBEL (1994, 1996) im Elbelängsschnitt und besonders auf dem oligo-mesohalinen Böschrücken die saisonalen Fluktuationen des "Meiobenthos" (Ruderfußkrebse, Wenigborstige und Vielborstige Ringelwürmer, Fadenwürmer) sowie die qualitative und quantitative Bestandszusammensetzung. Es wurden 84 Fadenwurm-Arten gefunden, wobei die polyhaline Region die höchste Artenzahl aufwies. Auf dem Böschrücken kamen 40 Arten vor, 8 nur dort. Die Verbreitung von *Microlaimus globiceps*, *Daptonema setosum* und *Axonolaimus spinosus* reichte von der limnischen bis in die polyhaline Region. Die Populationen der dominanten Arten wiesen charakteristische Unterschiede in ihrer Reproduktion auf. *Microlaimus globiceps* und *Leptolaimus papilliger* pflanzten sich ganzjährig fort, *Pareudiplogaster pararmata*, *Tripyloides marinus*, *Adoncholaimus thalassophygas*, *Chromadorita pachydema* und *Theristus agilis* einmal jährlich, *Daptonema trabeculosum* und *Axonolaimus spinosus* zweimal im Jahr (BLOME & FAUBEL 1996). Die höchsten Biomassen von 0,2 g C/m² lagen im mittleren Eulitoral vor, ein Minimum von 0,03 g C/m² im Sublitoral.

4.1.2.4 Punktuelle Untersuchungen

Als Wimpertiere des Brackwassers der Elbe erwähnte KAHL (1930 - 35) 24 Arten bzw. Varietäten: *Blepharisma clarissimum* var. *longissimum*, *B. salinarum*, *Chaenea simulans*, *Chilodonella calkinsi*, *Chilodontopsis elongata*, *C. vorax*, *Chlamydodon obliquus*, *C. triquetrus*, *C. triquetrus* var. *major*, *Condylostoma patulum*, *Enchelys pectinata*, *Holosticha diademata*, *H. kessleri*, *Lacrymaria coronata*, *L. salinarum*, *Loxophyllum setigerum*, *Nassula citrea*, *N. notata*, *Ophryoglena macrostoma*, *Plagiocampa acuminata*, *Prorodon morgani*, *P. opalescens*, *Pseudoprorodon* spec. und *Stentor multiformis*. Im Schlamm des Hamburger Hafens fand er *Aspidisca lynceus* und *Euplotes eurystomus*.

Während GARMS (1961) in gezeitenlosen Marschgräben der Unterelbe hohe Besiedlungsdichten im Benthos quantifizierte, machte er nur qualitative und manchmal halbquantitative Angaben über das Vorkommen von Strudelwürmern (4 Arten) und kleinen Wenigborstigen Ringelwürmern, wobei *Chaetogaster* spec. und *Stylaria lacustris* in pflanzenreichen Gräben häufig waren. Fadenwürmer, die recht zahlreich in den Schlick- und Sandwatten auftraten, wurden nicht bearbeitet. Im Fährmannssander Watt untersuchten PFANNKUCHE et al. (1975) die Zusammensetzung, regionale Verbreitung und Lebensweise der festsitzenden und freibeweglichen Mikrofauna des Epi- und Endobenthos. Bei den Wimpertieren überwogen die freibeweglichen Allesfresser. Nur gering war der Anteil der Räuber, wie der interstitiell lebenden *Lacrymaria coronata* (Tab. 6). Das festsitzende Glockentier *Carchesium polypinum* gehörte allerdings eher dem Aufwuchs an (Kap. 4.2.2). Euryöke limnische oder marine Arten waren bestandsbildend.

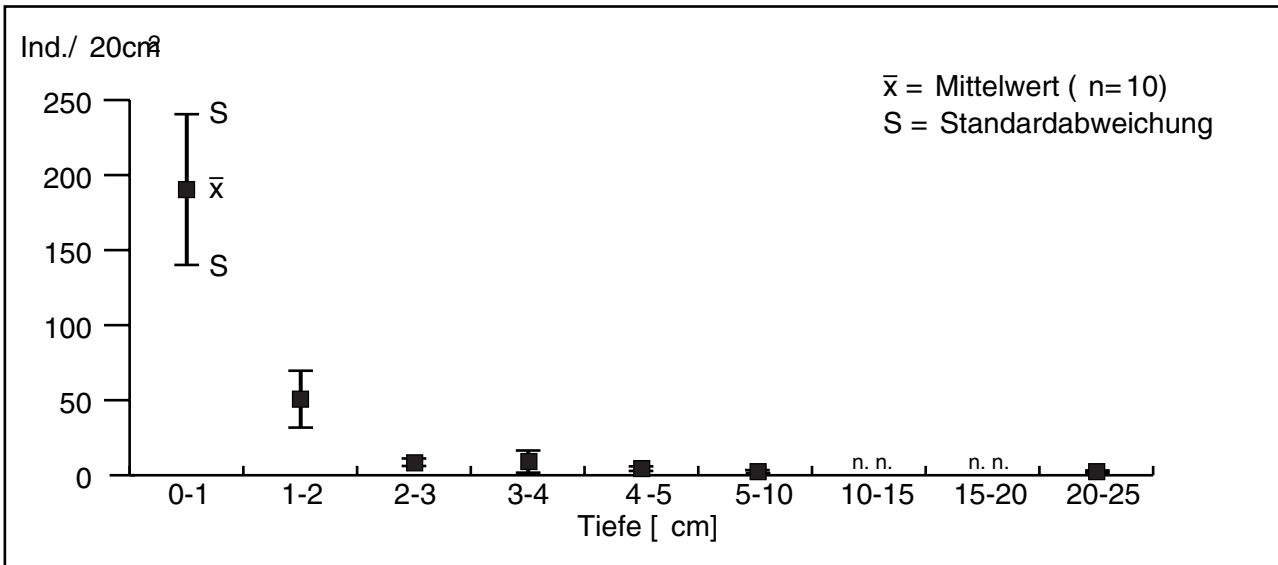
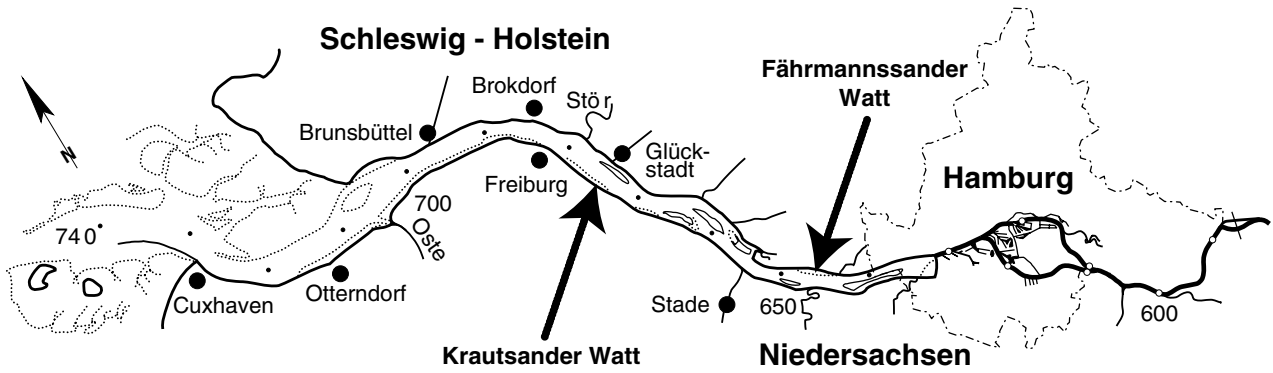


Abb. 8.1 Vertikale Verbreitung der benthischen Fadenwürmer im Krautsander Watt im April 1993 (RIEB 1993, mod.)

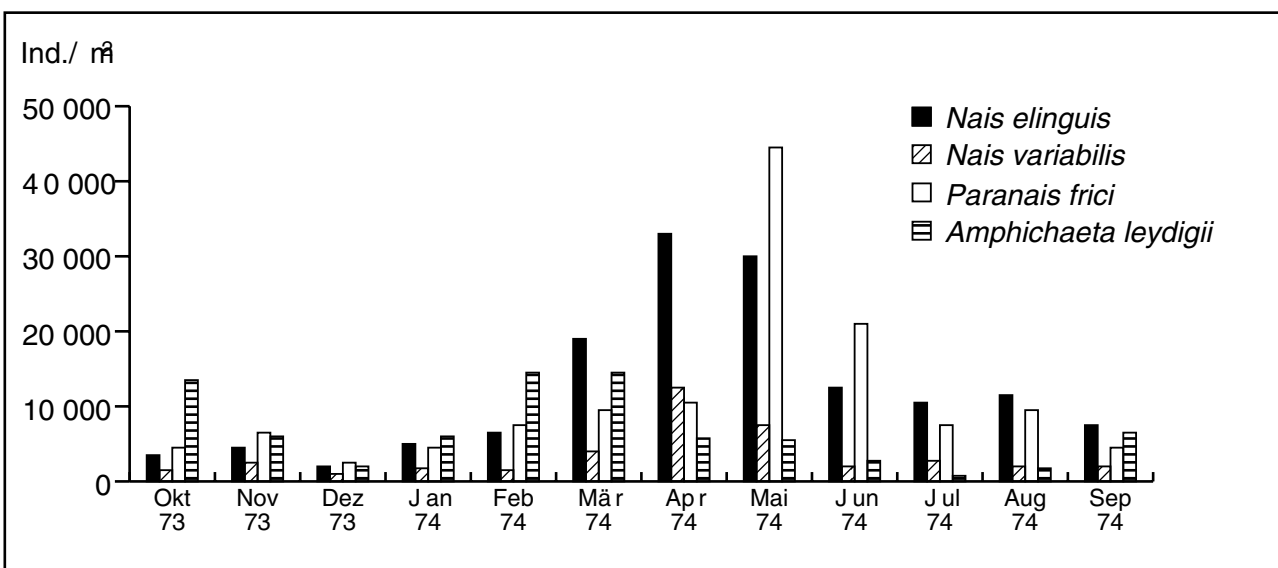


Abb. 8.2 Ausgewählte Arten benthischer Fadenwürmer im Fährmannssander Watt während der Jahre 1973/74 (PFANNKUCHE 1977, mod.)

Tab. 6 Häufigkeit, Herkunft u. Ernährung ausgewählter Arten des Mikrozoobenthos (PFANNKUCHE et al. 1975 mod.)
Häufigkeit: +++ sehr häufig, ++ häufig, + vereinzelt

| | Arten | Häufigkeit | Herkunft | Ernährungstyp/ Nahrung |
|-------------------------|----------------------------------|------------|----------------|--|
| Wimpertiere | <i>Lacrymaria coronata</i> | +++ | marin | Räuber |
| | <i>Prorodon discolor</i> | +++ | marin | Bakterien, Kieselalgen, einzellige Algen |
| | <i>Halteria grandinella</i> | +++ | limnisch | Bakterien, Kieselalgen, einzellige Algen |
| Strudelwürmer | <i>Baicalellia brevituba</i> | ++ | brackig | Kieselalgen |
| | <i>Phaenocora unipunctata</i> | +++ | | Räuber |
| | <i>Phaenocora typhlops</i> | ++ | | Räuber |
| Rädertiere | <i>Rotaria neptunia</i> | + | meist limnisch | |
| | <i>Rotaria rotatoria</i> | +++ | meist limnisch | |
| | <i>Rotaria tardigrada</i> | ++ | meist limnisch | |
| Bauchhärlinge | <i>Polymerurus</i> spp. | | limn.-brackig | |
| Wasserschlängler | <i>Nais elinguis</i> | +++ | | Geißeltiere, Detritus |
| | <i>Nais variabilis</i> | + | | Geißeltiere, Detritus |
| | <i>Paranais frici</i> | +++ | | Substrat |
| | <i>Amphichaeta sannio</i> | ++ | brackig | Kieselalgen |
| | <i>Chaetogaster cristallinus</i> | ++ | | Räuber |
| | <i>Dero digitata</i> | ++ | | |
| Krebse | <i>Iliocryptus sordidus</i> | +++ | | |
| | <i>Cyclops strenuus</i> | +++ | | |
| | <i>Cyclops vicinus</i> | +++ | | |

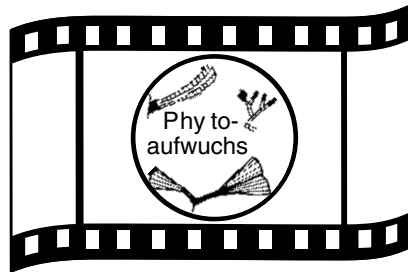
PFANNKUCHE (1977) fand 29 Arten Wenigborstiger Ringelwürmer auf den schlickigen Süßwasserwatten Fährmannssand/Haseldorfer Binnenelbe. Die Wasserschlängler, die zweitstärkste Gruppe, setzte sich zu 95 % aus *Nais elinguis*, *N. variabilis*, *Paranais frici* und *Amphichaeta leydigii* zusammen, mit einem Maximum von 78.000 Ind./m². Ihre jahreszeitlichen Schwankungen waren mit dem Vorkommen der Nahrungsorganismen korreliert. Parallel zur Frühjahrs- und Herbstblüte der Kieselalgen trat die kieselalgenfressende *A. leydigii* auf. Nach Erwärmung der Watten verringerte sich der Kieselalgen-Bestand; nun herrschten Augenflagellaten und Blaualgen vor (Kap. 4.1.1). Gleichzeitig nahm *A. leydigii* ab und die flagellatenfressenden *Nais*-Arten erreichten ihr Maximum. Insgesamt gingen die vorwiegend auf der Sedimentoberfläche lebenden Wasserschlängler im Sommer zurück (Abb. 8). Im gleichen Gebiet fanden GRIMM et al. (1976) Wenigborstige Ringelwürmer (Wasserschlängler und Röhrenwürmer), Fadenwürmer (max. 44.400 Ind./m²), Ruderfußkrebse, Wasserflöhe, Flohkrebse, Rädertiere und Wimpertiere. Vor allem an Stellen mit hoher Primärproduktion (Kap. 5.7) traten große Individuendichten der Wasserschlängler (max. 51.200 Ind./m²; *Nais elinguis*, *N. variabilis*) auf. Im Gegensatz zur gezeitenfreien Binnenelbe wies das Fährmannssander Watt eine artenärmere, aber individuenreichere Bodenfauna auf (PFANNKUCHE et al. 1975). Dominant waren Röhrenwürmer (129.600 Ind./m²), Rädertiere (61.200 Ind./m²), Fadenwürmer (48.200 Ind./m²), Wasserschlängler (35.000 Ind./m²), Strudelwürmer (18.800 Ind./m²), Ruderfußkrebse (max. 19.600) und Wasserflöhe (max. 10.200). DÖRJES & REINECK (1981) identifizierten

im Mühlenberger Loch 7 Wasserschlängler-Arten. HECKMAN (1984, 1986 b) verglich mehrere binnendeichs gelegene tidefreie Gewässer der eingedeichten Haseldorfer Marsch mit der Tideelbe. Er fand dabei tierische Einzeller, Rädertiere, Würmer, Kleinkrebse usw. Von den beobachteten Mikrozoobenthos-Arten traten einige nur binnendeichs auf (*Ophidonais serpentina*, *Chaetogaster spec.*), andere (*Aeolosoma hemprichi*, *Nais elinguis*) ausschließlich in der Stromelbe (Kap. 4.1.1, 4.2.2, 4.4.2). Im allgemeinen waren neben den Schlammröhrenwürmern die Wasserschlängler im Zoobenthos stark vertreten (FLADE 1978; GRIMM & KIESEWETTER 1996).

Im Hamburger Hafen stellten ORTEGA et al. (1994) Wasserschlängler fest, so *Chaetogaster diaphanus*, *C. diastrophus*, *Nais elinguis*, wobei *N. elinguis* im Frühjahr ein Maximum von 15.000 Ind./m² aufwies. FIEDLER (1991) erwähnte lediglich Fadenwürmer und Ruderfußkrebse (Kap. 4.4.2). Die ARGE ELBE (1991, 1993 a, 1994) führte für die Tideelbe einige Kleinlebewesen, u. a. *Stylaria lacustris*, *Chaetogaster spec.* und *Nais spec.*, auf. POSEWANG-KONSTANTIN et al. (1992) fanden in den schlickigen und schlickig/sandigen Sedimenten des Mühlenberger Lochs neben Wenigborstigen Ringelwürmern, Strudelwürmern und Bärtierchen 7 Wasserschlängler-Arten der Gattungen *Nais*, *Vejdovskyella*, *Paranais* und *Chaetogaster*, unter denen *Nais elinguis* und *Paranais frici* dominierten. Letztgenannte gelten als typische Aestuar-Bewohner der limnischen Region.

4.2 Aufwuchs

4.2.1 Autotropher Aufwuchs



4.2.1.1 Längsprofil der Tideelbe

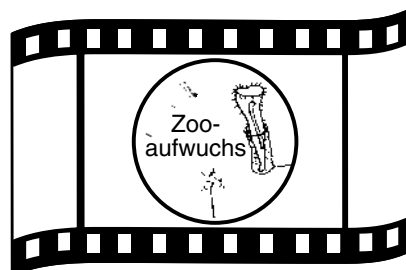
KIRCHENPAUER (1862) fand im Aufwuchs an "Seetonnen der Elbmündung" (Kap. 4.2.2) die Rotalge *Bangia rutilans* und eine Vielzahl von Kieselalgen, wie *Diatoma hyalinum*, *D. vitreum* und *Synedra coronata*. Während er eine deutliche Zonierung beobachtete, bemerkte er "keinen constanten Unterschied" in der Besiedlung von hölzernen und eisernen Tonnen. "Die Tonnen sind ferner mit verschiedenen Farbstoffen angestrichen: die rothen mit Menning, die weissen mit Zinkweiss, die schwarzen mit Kienruss und Zinkweiss oder auch mit Steinkohlentheer, (sämmtliche Farben mit gekochtem Leinöl bereitet.) Dieser Ueberzug übte keinen bemerkbaren Einfluss auf die Vegetation aus." An den Seetonnen zwischen Lühesand und Cuxhaven bildeten Kieselalgen (*Navicula*) und Grünalgen (*Enteromorpha*) dichte Rasen (Kap. 5.6).

4.2.1.2 Punktuelle Untersuchungen

VOLK (1907) fand Kieselalgen auf Duckdalben im Hamburger Hafen. MESCHKAT (1937) beobachtete Blaualgen-Polster und *Cladophora glomerata* in kleinen Büscheln auf Steinen im Bühnenfeld unterhalb Hamburgs (Kap. 4.1.2). SELK (1908) stellte im "Kratzgut" aus dem Hamburger Hafen (Kap. 4.4.1) mehrere festsitzende Grünalgen- und Blaualgenarten sowie unter den ca. 150 Kieselalgen neben den planktischen viele echte Aufwuchsarten fest, wie *Gomphonema* spp. (10 Arten), *Rhoicosphaenia curvata* und *Melosira* spp. HENTSCHEL (1916 a, b, 1923 b) erwähnte das im Frühjahr reichliche Vorkommen der Kieselalgen *Synedra ulna*, *Diatoma*, *Gomphonema* und *Rhoicosphaenia* im Aufwuchs und wies auf Blau- und Grünalgen oberhalb der Niedrigwassergrenze hin. TENT (1979, 1981) beschrieb den saisonalen Artenwechsel der Kieselalgen im Aufwuchs des Hamburger Hafens, und RIEDEL-LORJÉ (1981) machte Angaben über Arten im natürlichen pflanzlichen Bewuchs, besonders Kieselalgen. HECKMAN (1984, 1986 b) ordnete eine Fülle von Kieselalgen und fädigen Algen dem Bewuchs zu (Kap. 4.1.1). HARTWIG & LAMMEN (1993) fanden im Bewuchs unterschiedlicher Steinschüttungen des Süßwassers Kieselalgen sowie einige Blaualgen und Goldalgen (BENING 1986). Eine entsprechende Zusammensetzung beobachteten auch WATERMANN & SCHACHT (1990). Sie dokumentierten bei Wedel die Aufwuchsentwicklung auf Antifouling-Farben verschiedener chemischer Zusammensetzung.

Im Hamburger Hafen stellten ORTEGA et al. (1994) an allen Ufersubstraten Aufwuchsalgen (Kiesel-, Grün-, Blaualgen) fest. Hohe Artenzahlen (max. 27) und Besiedlungsdichten wiesen Steinschüttungen und Holzdalben auf; geringste Abundanzen hatten hingegen die Spundwände, insbesondere die bei Ebbe trockenfallenden Teile. KARBE & RINGELBAND (1993, 1994, 1995) fanden auf Steinschüttungen bei Finkenwerder ca. 30 Arten, unter denen die Kieselalgen dominierten. Die verschiedenen Substrate (Steine, Schlacken) wurden ähnlich schnell und intensiv mit Aufwuchsalgen besiedelt. Auf der Elektroofenschlacke wurde im 2. Untersuchungsjahr ein höherer Anteil an Kieselalgen festgestellt. Auch BENING (1986) befaßte sich mit der Primärproduktion auf Wasserbaumaterialien.

4.2.2 Heterotropher Aufwuchs



4.2.2.1 Abwasseruntersuchungen in Hamburg

Erste Bestandsanalysen führte KRAEPELIN (1886) in den mit Elbewasser gespeisten Hamburger Trinkwasserleitungen durch, wo er den Nessel tierpolypen *Cordylophora caspia* und diverse Moostiere (sog. "Leitungsmoos") fand; dies bestätigte PETERSEN

(1877/1879) durch Angaben von MIELCK. Auch TIMM (1893/1894) stellte im Hamburger Bereich *Cordylophora* sowie das fädige Abwasserbakterium *Crenothrix* fest. VOLK (1906) beobachtete dort das Wimpertier *Pyxicola*, und KNISTER (1907) wertete die dichten Rasen der fädigen Abwasserbakterien *Beggeothia* und *Sphaerotilus* als Indikatoren für die Verunreinigungen im Hamburger Hafen.

HENTSCHEL (1916 a) wies im üppigen "Bewuchs" des Hamburger Hafens 85 Arten nach, überwiegend Wimpertiere und Sauginfusorien (Tab. 7, Abb. 9.1), aber auch tierische Vielzeller, wie die Nesseltierpolypen *Cordylophora caspia* (syn. *C. lacustris*) und *Hydra*. Außerdem beschrieb er drei neue Arten: *Epistylis* spec. a (später *E. hentscheli*), *Zoothamnium* spec. a (später *Z. hentscheli*) und *Zoothamnium* spec. b (später *Z. procerius*). Am Nordufer, ober- und unterhalb vom Auslaß des Abwasserstammsiels in die Elbe bei St. Pauli, erkannte HENTSCHEL an der Verbreitung des "Abwasserpilzes" *Sphaerotilus natans* (syn. *Cladotrix dichotoma*) die tidebedingte Verdünnung der Abwasserfahne und ihr Verbleiben am Nordufer. Aus dem unterschiedlichen Aufwuchs verschieden verschmutzter Abschnitte mit Schmutzwasseranzeigern (*Sphaerotilus natans*) und Reinwasserorganismen (*Cordylophora lacustris*) folgerte er, "daß es im Hamburger Hafen beträchtliche örtliche Unterschiede des Bewuchses gibt, ... daß diese mit der angewandten Methode sicher bestimmt und deutlich ausgedrückt werden können, ... daß die Ursachen der Unterschiede wohl recht kompliziert sind, die wesentlichste Ursache aber im Einfluß von Verunreinigungen des Wassers liegt" (Kap. 5.2).

Tab. 7 Mittlere Populationsdichten (Ind./cm²) tierischer Einzeller im Aufwuchs des Hamburger Hafens im Sommer 1915 (HENTSCHEL 1916 a, mod.)

| | Ober- hafen | Rothen- burgsort | Strand- quai | Gras- brook- hafen | Hansa- hafen | India- hafen | Mittel- werte Hafen |
|---|----------------|---------------------|-----------------|--------------------------|-----------------|-----------------|---------------------------|
| Wimpertierchen | | | | | | | |
| <i>Campanella umbellaria</i> | 5 | < 1 | < 1 | 7 | < 1 | 3 | 3 |
| <i>Carchesium polypinum</i> | 104 | < 1 | 5 | 106 | 2 | 109 | 544 |
| <i>Epistylis hentscheli</i> | 1.619 | 397 | 4.643 | 1.033 | 54 | 47 | 1.299 |
| <i>Epistylis plicatilis</i> | 209 | 6 | 99 | 5 | < 1 | 1 | 55 |
| <i>Stentor</i> spp. | 12 | < 1 | < 1 | 34 | 1 | 3 | 9 |
| <i>Vaginicola</i> u. <i>Cothurnia</i> | < 1 | 2 | 1 | 1 | < 1 | < 1 | 1 |
| <i>Vorticella campanula</i> | 166 | 34 | 63 | 61 | 35 | 78 | 73 |
| <i>Vorticella citrina</i> | 25 | 2 | 58 | < 1 | 5 | < 1 | 15 |
| <i>Zoothamnium kentii</i> (syn. <i>Z. hentscheli</i>) | 10 | 20 | 5 | 2 | 26 | 47 | 18 |
| <i>Zoothamnium procerius</i> | 150 | 42 | 1.204 | 2 | 1 | 5 | 234 |
| Sauginfusorien | | | | | | | |
| <i>Acineta grandis</i> | 37 | 56 | 121 | 11 | 26 | 25 | 46 |
| <i>Dendrosoma radians</i> | < 1 | 25 | 2 | 19 | 25 | 12 | 14 |
| <i>Heliophrya rotunda</i> | < 1 | 4 | 2 | 20 | 23 | < 1 | 8 |
| <i>Metacineta mystacina</i> | 42 | 476 | 356 | 216 | 522 | 218 | 305 |
| <i>Tokophrya quadripartita</i> | 13 | 13 | 46 | 9 | 18 | 10 | 18 |
| Summe | 2.395 | 1.080 | 6.607 | 1.527 | 741 | 561 | |
| Abwasser-Bakterien | | | | | | | |
| " <i>Cladotrix</i> -Pflanzen" | 2.510 | 40 | 860 | 280 | 30 | 10.000 | |

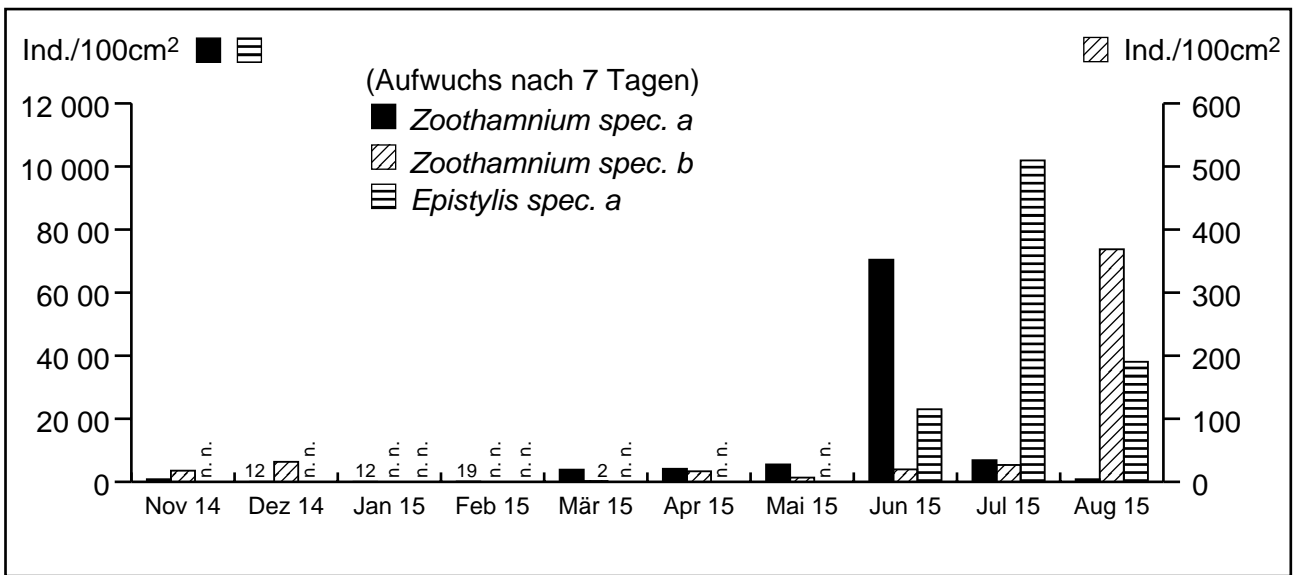
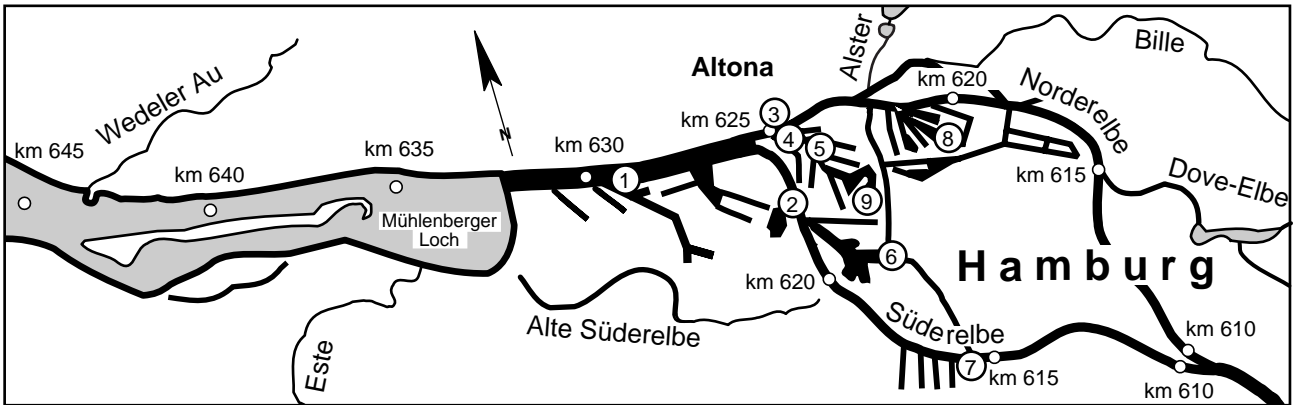


Abb. 9.1 Ausgewählte Wimpertiere im Hansahafen ⑧ während der Jahre 1914/15 (HENTSCHEL 1916 a, mod.)

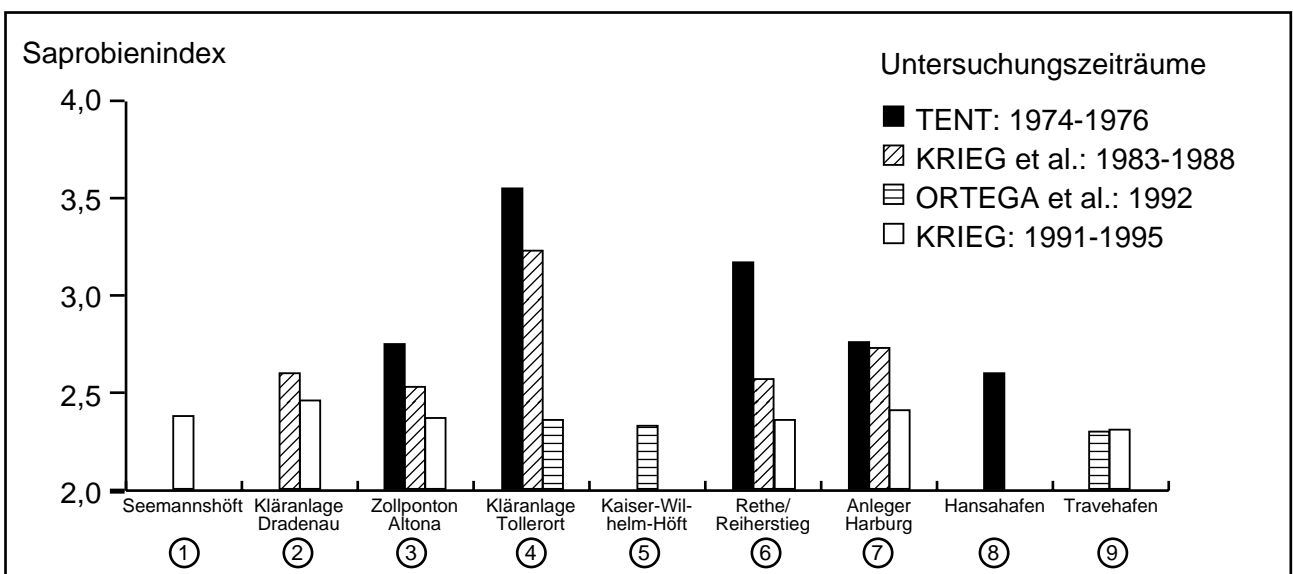


Abb. 9.2 Durchschnittliche Saprobienindices des heterotrophen Aufwuchses im Hamburger Hafen (TENT 1979; KRIEG et al. 1990; ORTEGA et al. 1994; KRIEG 1993, 1994, 1995, 1996 a)

HOLM (1925) dokumentierte 21 Sauginfusorien (Tab. 8) und erkannte ihre Abwasser-Präferenz und bestätigte dies durch Laborexperimente. Unterhalb des Sielauslasses St. Pauli registrierte er ausschließlich drei Sauginfusorien-Arten und beurteilte sie als stark abwassertolerant: *Trichophrya epistylides*, *Podophrya fixa* und *P. libera*. Während *Dendrosoma radians*, *Metacineta mystacina*, *Acineta grandis* und *Tokophrya quadripartita* eine Präferenz für schwache bis mittlere Abwasserkonzentrationen aufwiesen, mieden die meisten anderen Sauginfusorien bereits schwaches Abwasser.

HOLM fand die höchsten Individuenzahlen "gestielter" Sauginfusorien in größerer Wassertiefe; die "ungestielten" Arten *Dendrosoma radians*, *Trichophrya epistylidis* und *Heliophrya rotunda* (syn. *Trichophrya rotunda*) kamen hingegen in flacheren Bereichen vor.

Tab. 8 Verbreitung der Sauginfusorien anhand der Artenvielfalt (HOLM 1925, mod.)

| Untersuchungs- bereiche | Elbbrücken - St. Pauli (oberhalb Stammsiel) | St. Pauli (unterhalb Stammsiel) - Oevelgönne | Nordufer, Oevelgönne - Schulau | Leitdamm *) (zwischen den Ufern) | Südufer, Moorburg - Borstel |
|----------------------------|--|---|--------------------------------------|--|-----------------------------------|
| Artenzahl | 9 | 3 | 6 | 14 | 20 |

*) etwa bei dem heutigen Schweine-, Neß- und Hahnöfersand

Die verschiedenen Sauginfusorien-Arten zeigten dabei unterschiedliche Strömungs- und Abwassertoleranzen (Tab. 9). Aufgrund der regionalen Unterschiede in der Artenvielfalt und der Artenkombinationen kam HOLM zu dem Schluß, daß die Abwassereinleitung bei St. Pauli zwar nicht die einzige Ursache für die lokale Verbreitung war, aber eine entscheidende Rolle darin spielte (HENTSCHEL 1916 a; Kap. 5.2). "Die Verschmutzung ist naturgemäß kurz unterhalb St. Paulis am stärksten, schwächt sich bis Schulau hin allmählich mehr und mehr ab. Die Abwasser dehnen sich infolge der Strömungsverhältnisse nicht über die Strommitte aus. Infolgedessen wird durch diese Abwasser in erster Linie die Lebewelt des Hafens II und des Nordufers beeinflusst, während Hafen I weniger, Leitdamm kaum und Südufer wohl gar nicht davon berührt werden".

Tab. 9 Verbreitung der Sauginfusorien in Abhängigkeit von Abwasser und Strömung (HOLM 1925, mod.)

| Verbreitung | ausschließlich ruhiges Wasser | bevorzugt ruhiges Wasser | indifferent | bevorzugt strömendes Wasser |
|---|----------------------------------|--|-----------------------------|---|
| kein Abwasser | <i>Tokophrya lemnae</i> | <i>Discophrya</i> spp. | - | - |
| schwaches, aber kein stärkeres Abwasser | <i>Lerneophrya capitata</i> | <i>Dendrosoma radians</i> , <i>Heliophrya rotunda</i> | <i>Metacineta mystacina</i> | <i>Tokophrya quadripartita</i> , <i>Acineta grandis</i> |
| stärkeres Abwasser | - | <i>Trichophrya epistylides</i> | <i>Podophrya fixa</i> | - |

MESCHKAT (1937) beobachtete in einem Buhnenfeld unterhalb Hamburgs (km 633) die Abwasserbakterien und -pilze *Cladothrix*, *Chlamydothrix*, *Leptomitus* und sowie das Wimpertier *Vorticella*, die stellenweise als "weißlichgraue schlüpfriige Schicht" Pflanzen und Steine bedecken (Kap. 4.1.2). BARTSCH (1967) stellte im Aufwuchs im Hamburger Hafen überwiegend Wimpertiere fest. Die Besiedlungsunterschiede im Aufwuchs führte sie auf die saisonalen Temperaturunterschiede, Sauerstoffverhältnisse, organische Verunrei-

nigungen und Strömungen zurück. Besondere Bedeutung kam dabei dem Nahrungsangebot und den Nahrungsbeziehungen zu (Kap. 5.8). Im Gegensatz zum Benthos zog sie Aufwuchsuntersuchungen nicht zur Gewässergütebeurteilung heran (Kap. 4.1.2). TENT (1974, 1979, 1981) erfaßte 127 Taxa in Hamburger Elbe- und Hafengebieten unterschiedlicher organischer Verunreinigung. Einige Arten zeigten deutliche saisonale Präferenzen. Während für die dominanten Arten unter den Stentoriden und Vorticelliden, aber auch für *Zoothamnium hentscheli* sowie *Metacineteta mystacina* ein ganzjähriges Vorkommen registriert wurde, erreichten *Carchesium polypinum* und *Zoothamnium procerius* ein Bestandsmaximum in der kühlen Jahreszeit. Als typische Sommerformen erwiesen sich die Epistyliden, ebenso wie *Acineteta grandis*, die allerdings schon im Frühjahr und im späten Herbst noch hohe Populationsdichten erreichte. TENT (1979) registrierte eine im Vergleich zu HENTSCHEL (1916 a) unveränderte Artenvielfalt, mit lokalen Veränderungen der Bestandsstärken und Saprobität.

1983 - 1988 erfaßten KRIEG & KAUSCH (1984 - 1988) und KRIEG et al. (1989, 1990) im heterotrophen Aufwuchs des Hamburger Elberaums 121 Taxa. Dieser Bereich wurde generell in zwei Güteklassen eingeteilt: Zollenspieker bis Blankenese im Mittel kritisch belastet; demgegenüber starke bis sehr starke organische Verschmutzung in den Abschnitten Tollerort und Süderelbe bei Harburg. Nach Ausbau des Klärwerks Köhlbrandhöft II endete 1981 die Einleitung ungeklärter häuslicher Abwässer aus Wilhelmsburg und Harburg in den Reiherstieg bzw. die Süderelbe. Im Reiherstieg verbesserte sich dadurch die Belastungssituation im Vergleich zur Bewertung von TENT (1979) deutlich (Abb. 9.2). In der Süderelbe war auch weiterhin aufgrund der episodischen Dominanz von *Sphaerotilus natans*, *Carchesium polypinum* und *Epistylis plicatilis* ein Abwassereinfluß nachweisbar. Als Verschmutzungsquelle wurde das Abwasser des Klärwerks Köhlbrandhöft-Süd vermutet. Aufschlußreich war die deutliche Abnahme der Saprobie und deren relative Konstanz ab Mitte 1988. Die Minderung der organischen Belastung wurde auf die bessere Reinigungsleistung des seit 1988 angefahrenen Klärwerks Dradenau zurückgeführt. Vor dessen Auslaß traten überwiegend drei Arten auf: *Zoothamnium procerius*, *Acineteta tuberosa* und *A. grandis*. Auffällig im Vergleich zu den früheren Tollerort-Befunden war das Ausbleiben des "Abwasserpilzes" *Sphaerotilus natans*. Die Saprobienindizes des heterotrophen Aufwuchs in zentralen Hafengebieten ergaben 1992 einen Anstieg von $S = 2,0$ auf $2,5$ in Richtung Stromelbe. ORTEGA et al. (1994) zeigten für den BSB₅ die gleiche Tendenz. Die früher dominanten Schmutzwasserarten *Sphaerotilus natans*, *Epistylis plicatis*, *E. coronata* und *Vorticella microstoma* fehlten im Aufwuchs; bestandsbildend waren die Sauginfusorien *Acineteta flava*, *Metacineteta macrocaulis* und *M. septemfida*. Unter den peritrichen Wimpertieren dominierten *Zoothamnium hentscheli* und *Epistylis hentscheli*, zeitweilig auch *Vorticella citrina*. 1991 - 1996 wurden die Aufwuchsuntersuchungen fortgesetzt (KRIEG 1993, 1994, 1995, 1996 b). Von den 161 heterotrophen Taxa stellten die Wimpertiere mit 97 Taxa die Basis der Aufwuchsbiozönose dar, gefolgt von niederen Wirbellosen (44 Taxa), Wurzelfüßern und Sontentieren (16 Taxa). Der Vergleich durchschnittlicher Individuenzahlen bei Zollenspieker und Blankenese ergab 1991 - 1993 eine annähernd identische Besiedlungsdichte von ca. 500 Ind./cm², im Hafen dagegen 1.000 - > 2.000 Ind./cm². Die Artenzahlen mit durchschnittlich ca. 30 Arten waren für alle Stationen in etwa gleich, die Artenstruktur allerdings sehr unterschiedlich. Während bei Zollenspieker *Vorticella campanula*, *V. similis/convallaria* und *Heliophrya rotunda* dominierten, prägten bei Blankenese und Seemannshöft die Sauginfusorien *Acineteta flava*, *Metacineteta macrocaulis* und *M. septemfida* den Bestand (Abb. 10.1 u. 10.2). Im strömungsarmen Reiherstieg dominierten hingegen

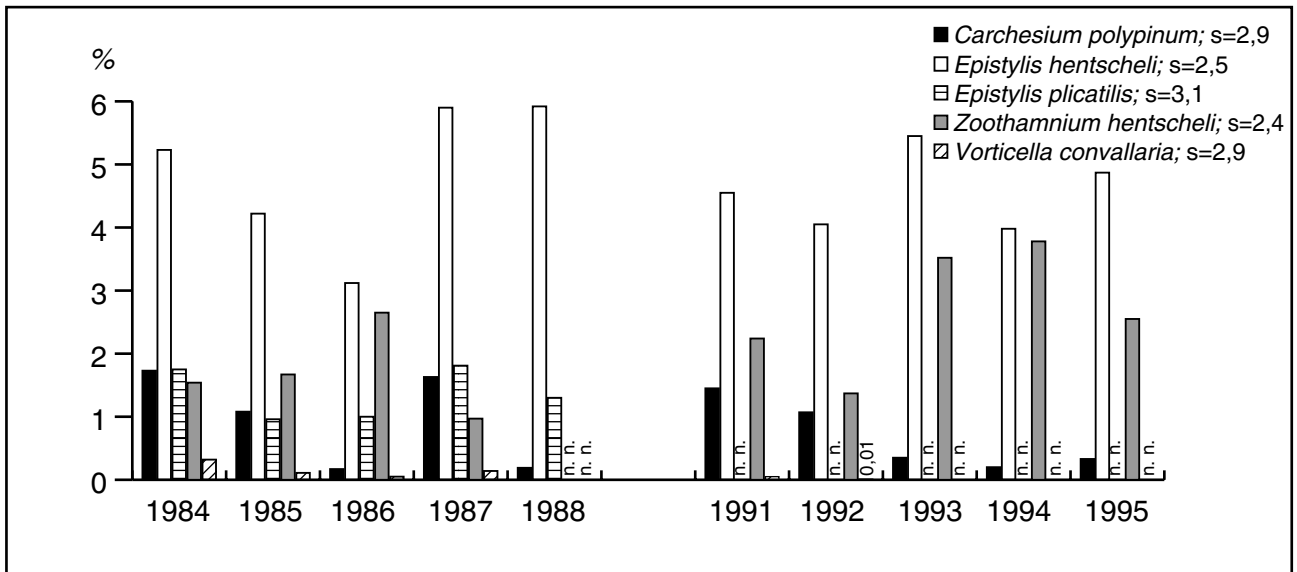
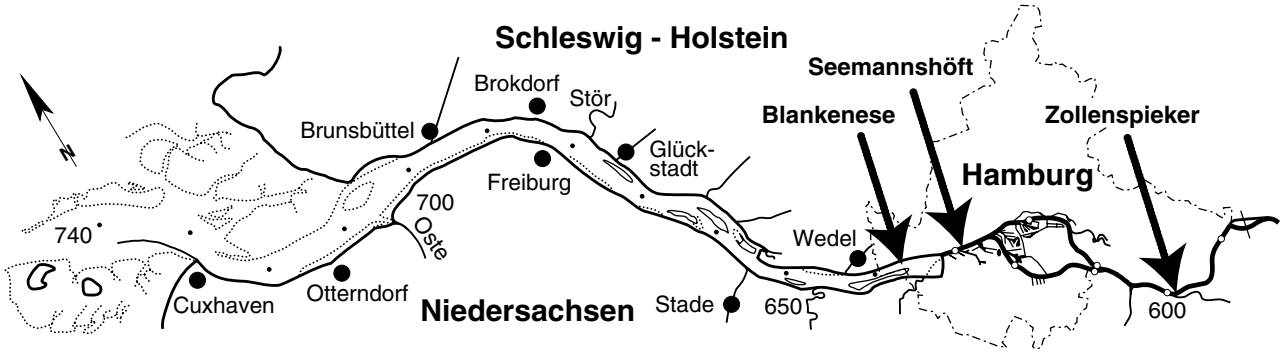


Abb. 10.1 Relative Individuendichten ausgewählter Arten des heterotrophen Aufwuchses bei Zollenspieker während der Jahre 1984 - 1988 und 1991 - 1995 (KRIEG, pers. Mitt.)

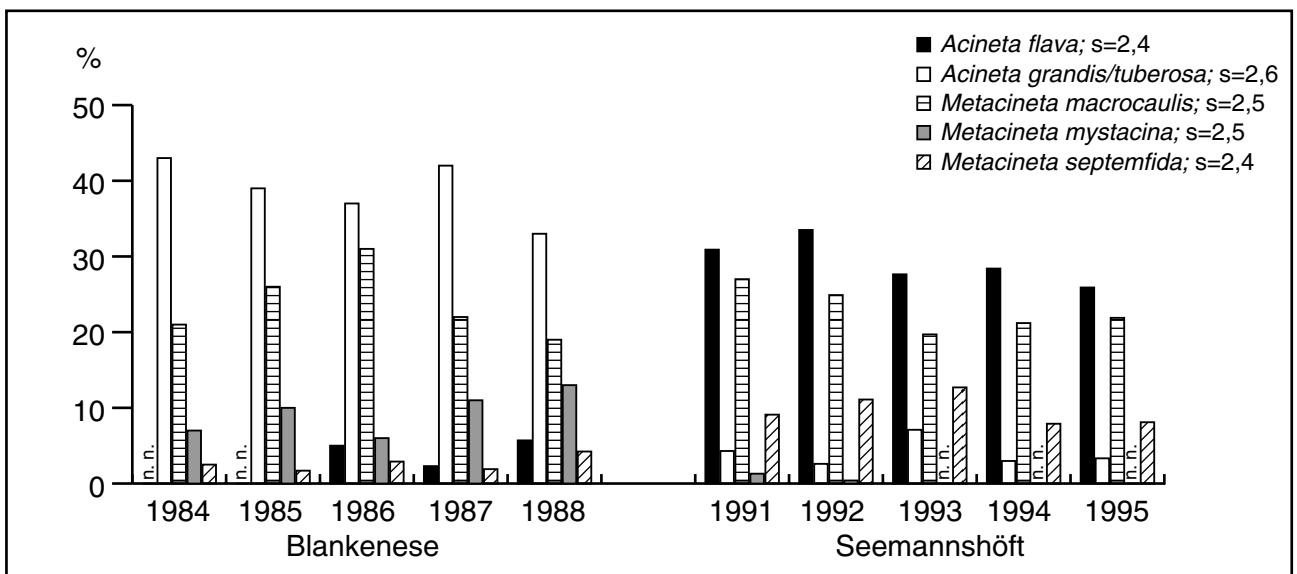


Abb. 10.2 Relative Individuendichten ausgewählter Arten des heterotrophen Aufwuchses bei Blankenese / Seemannshöft während der Jahre 1984 - 1988 und 1991 - 1995 (KRIEG, pers. Mitt.)

Epistylis hentscheli und *Dendrosoma radians*. Im Köhlbrand und am Nordufer der Norderelbe waren sowohl peritriche Wimpertiere als auch Sauginfusorien gleichermaßen vertreten. Die mittleren Saprobienindizes lagen bei 2,4 und überschritten nie den Index von 2,5. Dementsprechend wird die Elbe im Hamburger Raum seit 1991 als "kritisch belastet" eingestuft (Abb. 11.1. u. 11.2). Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen war der drastische Rückgang der typischen Abwasserformen zu verzeichnen. Klassische Schmutzwasserarten, wie *Sphaerotilus natans*, *Trithigmostoma cucullulus* (syn. *Chilodonella cucullulus*), *Epistylis plicatilis*, *Vorticella vestita*, haben inzwischen Seltenheitswert. Als auffälligstes Ergebnis wurde bei Zollenspieker und Seemannshöft ein Artenwechsel in der Aufwuchsgesellschaft zwischen 1984 bis 1988 und 1991 bis 1995 dokumentiert. Bei Seemannshöft verschwand der ursprünglich relativ hohe Anteil der Sauginfusorien *Acineta grandis*, *A. tuberosa* und *Metacineta mystacina* seit 1991 weitgehend, während *Acineta flava* und *Metacineta septemfida* ab 1991 sprunghaft anstiegen. *Metacineta macrocaulis* verhielt sich indifferent. Bei Zollenspieker wurde analog der Massenwechsel für die peritrichen Wimpertiere aufgeschlüsselt. Die koloniebildende Art *Zoothamnium hentscheli* (syn. *Z. kentii*) zeigte 1991 - 1995 tendenziell höhere Populationsdichten als in der vorangegangenen Periode. Die typischen Schmutzwasserarten, *Vorticella convallaria* und *Epistylis plicatilis*, kamen in der Aufwuchsgemeinschaft nach 1991 kaum noch vor. Für *Carchesium polypinum* war ein unwesentlicher Anstieg zu verzeichnen; *Epistylis hentscheli* verhielt sich ähnlich indifferent wie *Metacineta macrocaulis* bei Seemannshöft. KRIEG (einger.) schätzte den heterotrophen Mikro-Aufwuchs als zweckdienlichste Lebensgemeinschaft zur Ermittlung der Saprobität ein. Selbst geringfügige Veränderungen organischer Belastung konnten durch einen unverkennbaren Arten- bzw. Massenwechsel registriert werden.

4.2.2.2 Längsprofil der Tideelbe

KIRCHENPAUER (1862) untersuchte den "Bewuchs" der Seetonnen in der Außen- und Unterelbe. Die Verbreitung der festsitzenden Nessel tierpolypen, *Sertularia cupressina*, *Tubularia larynx*, *Obelia longissima* und *Cordylophora caspia* (syn. *C. albicola*) war dort primär vom Salzgradienten abhängig. DAHL (1893) gab das Vorkommen diverser Nessel tierpolypen sowie von Moostieren an und bestätigte die von KIRCHENPAUER dargestellte Beziehung zwischen Artverbreitung und Salzgehalt. VOLK (1903) führte tabellarisch die Sauginfusorien der Unterelbe auf. Da eine vollständige Untersuchung des Aufwuchses im Elbelängsprofil seither nicht mehr durchgeführt wurde, werden die Ergebnisse punktueller Untersuchungen (Kap. 4.2.2) zusammengefaßt: Im Längsschnitt der Tideelbe hatten die bestandsbildenden Sauginfusorien ihre Besiedlungsschwerpunkte im Süßwasser, nur *Acineta tuberosa* war bis in das Mesohalinikum hinein verbreitet. Entsprechend verhielten sich die meisten häufigen Wimpertiere (Tab. 10). KÜHL (1972; Kap. 4.2.2, 4.4.2) stellte die Ansiedlung und den Bewuchs junger Seepocken im Elbelängsschnitt bis an die Süßwasserzone fest.

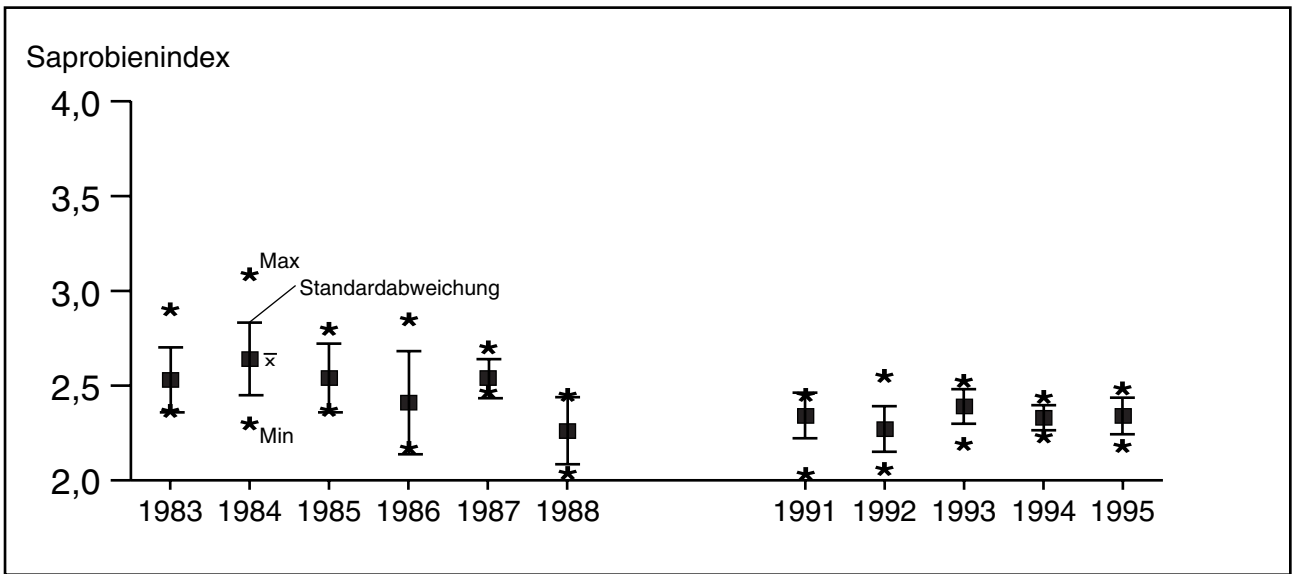
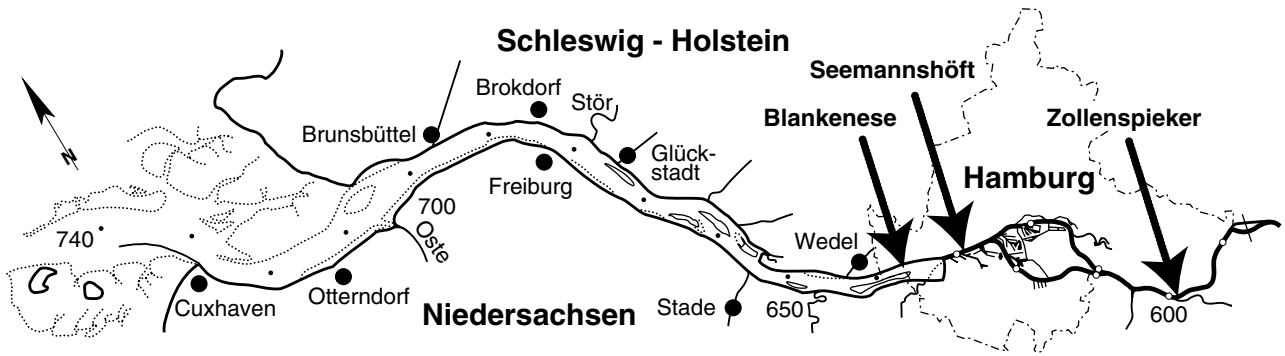


Abb. 11.1 Mittlere jährliche Saprobienindizes berechnet anhand des heterotrophen Aufwuchses bei Zollenspieker während der Jahre 1983 - 1988 und 1991 - 1995 (KRIEG, pers. Mitt.)

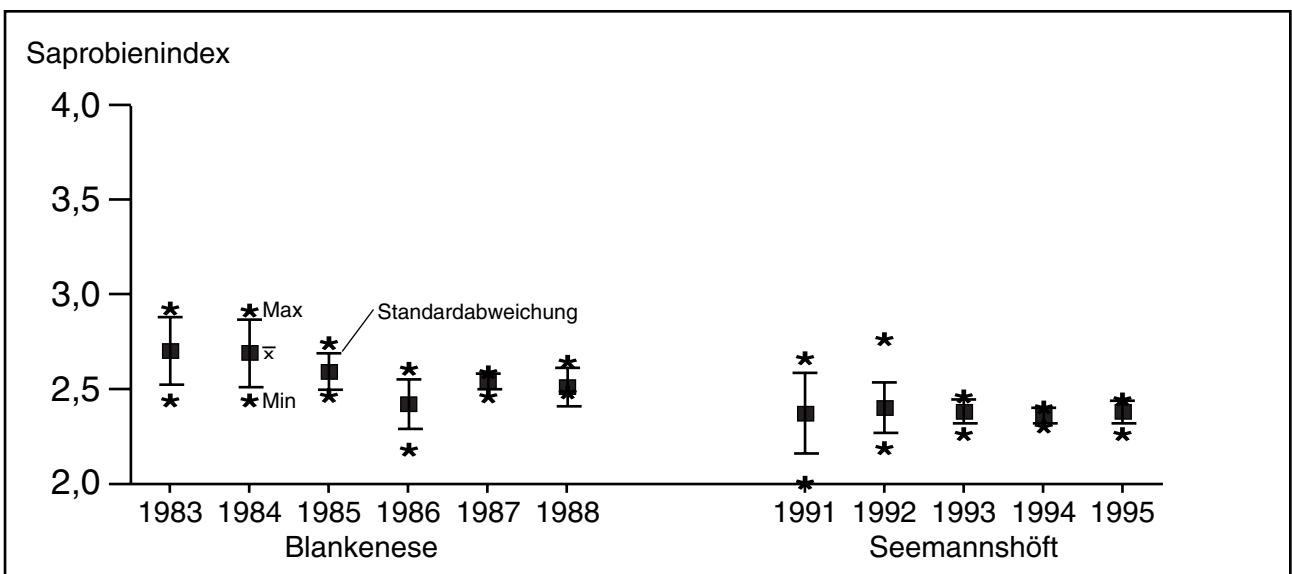


Abb. 11.2 Mittlere jährliche Saprobienindizes berechnet anhand des heterotrophen Aufwuchses bei Blankenese / Seemannshöft während der Jahre 1983 - 1988 und 1991 - 1995 (KRIEG, pers. Mitt.)

Tab. 10 Verbreitung häufiger Wimpertiere und Sauginfusorien in der Tideelbe in Abhängigkeit vom Salzgehalt

| Wimpertiere, freibeweglich | Elbe-Strom-km (N = Nordufer; S = Südufer) | | | | | | |
|---|---|---------------------|---------------------|------------------------------|-----------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Salz | S: 712 ¹ | N: 693 ² | S: 658 - 660 ² | N: 634 / S: 629 ³⁺⁴ | N: 624,7 ⁵ | N: 598 ³⁺⁴ |
| <i>Aspidisca lynceus</i> | | | | | + | + | + |
| <i>Chilodonella calkinsi</i> | BM | +++ | | | | | |
| <i>Chilodonella uncinata</i> | L3 | + | | + | + | ++ | + |
| <i>Holosticha kessleri</i> | BM | ++ | | | | | |
| <i>Litonotus cygnus</i> | | | | | + | ++ | ++ |
| <i>O+ytricha</i> spp. | | | | | + | | + |
| Wimpertiere, festsitzend | | | | | | | |
| <i>Carchesium polypinum</i> | L2 | | + | ++ | + | ++ | + |
| <i>Cothurnia annulata</i> | BM | + | | | | | |
| <i>Cothurnia cordylophorae</i> | B | | | ++ | | | |
| <i>Epistylis hentscheli</i> | | | + | +++ | ++ | +++ | ++ |
| <i>Py+icola operculigera</i> | B | | | ++ | | | |
| <i>Stentor muelleri/roeseli</i> | L2 | | | + | + | + | ++ |
| <i>Vaginicola crystallina</i> | BM | + | | + | | | |
| <i>Vorticella campanula</i> | L3 | | | ++ | +++ | ++ | +++ |
| <i>Vorticella citrina</i> | | | + | | ++ | | ++ |
| <i>Vorticella similis/convallaria</i> | L3 | | + | + | + | ++ | ++ |
| <i>Zoothamnium commune</i> | B | +++ | + | + | | | |
| <i>Zoothamnium duplicatum</i> | BM | ++ | | | | | |
| <i>Zoothamnium hentscheli</i> | B | | +++ | + | ++ | ++ | ++ |
| <i>Zoothamnium procerius</i> | B | | +++ | +++ | +++ | +++ | ++ |
| Sauginfusorien | | | | | | | |
| <i>Acineta grandis</i> | | | | | (+++) | +++ | (++) |
| <i>Acineta flava</i> | | | | | +++ | | ++ |
| <i>Acineta tuberosa</i> | BM | + | ++ | + | (+++) | +? | ++ |
| <i>Dendrosoma radians</i> | L1 | | | + | ++ | + | ++ |
| <i>Heliophrya rotunda</i> | | | | | + | | +++ |
| <i>Metacineta macrocaulis</i> | | | | | ++ | | ++ |
| <i>Metacineta mystacina</i> | | | | | (++) | ++ | (++) |
| <i>Metacineta septemfida</i> | | | | | ++ | | ++ |
| <i>Tokophrya quadripartita</i> | | | | | + | + | + |
| Summe Arten | - | 8 | 8 | 14 | 21 | 15 | 21 |

¹ KNÜPLING (1976, 1979), ² RIEDEL-LORJÉ (1981), ³ KRIEG (1993, 1994, 1995, 1996 a), ⁴ KRIEG & KAUSCH (1984 - 1988), KRIEG et al. (1989, 1990), ⁵ TENT (1979).

+++ = dominant; ++ = subdominant; + = stetig und/oder geringe Abundanz; () Artenwechsel von 1984/1988 zu 1991/1995

L1 = stenohalin, limnisch; L2 = schwach euryhalin, limnisch; L3 = stark euryhalin, limnisch; B = Brackwasser; BM = Brackwasser oder marin (RIEDEL-LORJÉ 1981)

4.2.2.3 Punktuelle Untersuchungen

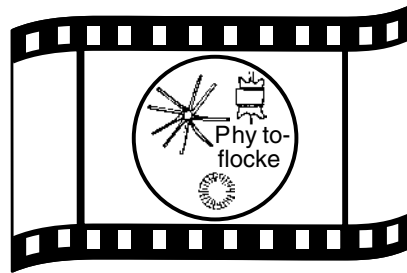
In einer systematischen Bearbeitung der Wimpertiere gab KAHL (1930 - 1935) für *Cothurnia maritima* und *Stentor multiformis* das Brackwasser von Neuwerk bzw. die "Elbmündung" als Verbreitungsgebiet an. Im Aufwuchs des Hamburger Hafens fand er *Carchesium spectabilis*, *Epistylis hentscheli*, *Vorticella citrina*, *V. similis*, *Zoothamnium hentscheli* und *Z. procerius*. CASPERS (1949 b) beschrieb gleichfalls eine Vielzahl von peritrichen Wimpertieren, wie *Cothurnia cordylophorae*, sowie weitere niedere Tiere als Bewuchs des Nesseltierpolypen *Cordylophora caspia* auf Steinschüttungen in der limnischen Tideelbe. KÜHL (1966) leitete aus Plattenversuchen bei Brunsbüttel (Kap. 4.2.2) einen Salzgehalt von 5 ‰ als unteren Grenzwert für das Anheften der planktischen Larven der Seepocke *Balanus improvisus* ab. KNÜPLING (1976, 1979) fand in der mesohalinen Region der Elbe 40 Wimpertiere mit einer im Vergleich zum Süßwasser geringeren Besiedlungsdichte (max. 150 Ind./cm²; vgl. Tab. 7). Der Bestand setzte sich vorwiegend aus euryhalin-marinen Wimpertieren zusammen (vgl. Tab. 10). Im Verlauf der Sukzession kam es zu einer vollständigen Ablösung des Aufwuchses und einer anschließenden Neubesiedlung. RIEDEL-LORJÉ (1976, 1981) untersuchte die Auswirkungen industrieller Einleitungen auf die Aufwuchsgemeinschaft. Im unteren Süßwasser war der Aufwuchs durch eine arten- und individuenreiche Gemeinschaft geprägt, in der *Zoothamnium procerius* und *Epistylis hentscheli* dominierten. Wesentlich geringer waren Artenvielfalt und Populationsdichte elbeabwärts, wo Arten und Abundanzen entsprechend dem Salzgehalt wechselten; während längerer Süßwasserperioden dominierten *Zoothamnium procerius* und *Z. hentscheli*, bei Brackwassereinschub *Acineta tuberosa*. Erwärmtes Kühlwasser eines Kraftwerkes führte im Winter zu einer Bestandszunahme an Wimpertieren und ermöglichte jungen Seepocken ein Überwintern. Hohe Abwasserkonzentrationen industrieller Einleitungen bewirkten eine Schädigung des Aufwuchses, verbesserte Abwasserbedingungen eine "Normalisierung". In Durchflußexperimenten mit Elbewasser und simultaner Abwasserzugabe wurden die Beobachtungen bestätigt. Aus den Befunden wurden Indikatoren für industrielle Abwässer in Abhängigkeit vom Salzgehalt abgeleitet. Toleranzen gegenüber Salzgehalt, pH-Wert und Sauerstoffgehalt, wie sie von Wimpertieren anderer Gewässer und aus Experimenten bekannt sind, waren in der Elbe oft anders. Untersuchungen in Durchflußbecken zum Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit auf die Besiedlungsstruktur ergaben, daß Strömung und Jahreszeit die Artenzusammensetzung grundsätzlich beeinflussten, nicht aber die Saprobität (KRIEG & RIEDEL-LORJÉ 1991). Aus den Daten wurde gefolgert, daß Proben zur Ermittlung der Saprobität jederzeit und an jedem Ort der limnischen Region der Tideelbe herangezogen werden können. Auf den Süßwasserwatten kamen die Nesseltierpolypen *Hydra* und *Cordylophora* vor (DÖRJES & REINECK 1981; CASPERS 1982; HECKMANN 1984, 1986 b; GRIMM & KIESEWETTER 1996; Kap. 4.2.1). Eine Gegenüberstellung der Nesseltierpolypen-Funde von einzelnen Autoren führten PETERMEIER et al. (1994, 1996) durch. Weiterhin war der Krebs *Eurytemora affinis* (Kap. 4.4.2), aus limnischen Watten stammend, mit dem peritrichen Wimpertier *Myoschiston centropagidarum* bewachsen (HECKMAN 1986 a). STEEGE (1991) fand im Aufwuchs der Este und der Hahnöfer Nebelbe überwiegend elbetypische Arten. Für die Station der Nebelbe wurde aus dem Aufwuchs eine kritische Belastung abgeleitet und eine signifikant positive Korrelation zwischen Aufwuchs-Saprobienindizes und NH₄-N sowie BSB₅ errechnet (STEEGE et al. 1996). Außerdem wurden die Sauginfusorien *Metacineta septemfida* und *M. macrocaulis* saprobiell eingestuft und der Entwurf zur Liste der Mikroorganismen nach DIN 38 410 einer kritischen Prüfung unterzogen.

Unter der Einwirkung giftiger Bewuchsschutzfarben war die Metamorphose planktischer Seepockenlarven zur festsitzenden Form gestört, oder die frisch angehefteten Tiere starben ab (KÜHL 1968). WATERMANN & SCHACHT (1990) stellten gleichfalls eine nachteilige Auswirkung von Antifouling-Farben auf limnische Wimpertiere fest. Die Besiedlung unterschiedlicher Substrate (Steine, Elektroofenschlacke) im Süßwasser der Elbe und in Laborexperimenten ergab je nach Expositionsdauer und Material abweichende Populationsdichten und Artenzusammensetzungen, jedoch oft ohne signifikante Unterschiede (HARTWIG & LAMMEN 1993; ARGE ELBE 1994; KRÜGER 1994 a, b; RINGELBAND 1994; KARBE & RINGELBAND 1995).

4.3 Aggregat-Besiedler

Aggregate (unter diversen Begriffen bekannt: Kap. 2.3) stellen einen Lebensraum dar, dessen Lebensgemeinschaft erst in neuerer Zeit beschrieben wurde. Die Verbreitung, Dichte und Größe der Aggregate geben eine Vorstellung über die Menge der aggregat-assoziierten Organismen. Die Aggregat-Biozönose veränderte sich ebenso wie ihr Biotop (Abundanz, Größe, Zusammensetzung) im Jahresverlauf. Die Aggregat-Abundanzen variierten von 10 - 125 Aggregate/l (Maximum 4.000 Aggregate/l), die Größe von 10 bis 5.000 μm . Während der Frühjahrs- und Sommermonate wurden maximale Aggregat-Abundanzen und -größen erreicht (ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997). Mikro- und Makroaggregate kamen vor allem in der limnischen Region der Elbe vor, Nanoaggregate im Brackwasser. Im Frühjahr dominierten in den Aggregaten zentrische Kieselalgen, Kotballen von Ruderfußkrebsen und Gehäuse tintinnider Wimpertiere, im Frühsommer Kieselalgen, später Blaualgen, im Herbst Makrophytenbestandteile und im Winter mineralische Partikel; der Detritusanteil der Aggregate lag bei 50 - 80 % (NÖTHLICH 1967; GREISER 1988; SCHULZ 1958; WOLFSTEIN 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997; ZIMMERMANN et al. 1998; HOBERG, pers. Mitt.). Nicht parasitische, im Freiwasser lebende Plankter besiedelten fakultativ Organismen vorwiegend benthischer Herkunft, die Substrat zur Fortbewegung und Nahrungsaufnahme benötigen, obligat die Aggregate (Kap. 4.3.2). Bisherige Untersuchungen im Elbe-Aestuar weisen darauf hin, daß im wesentlichen Bewohner des Freiwassers assoziiert waren (ZIMMERMANN et al. 1998).

4.3.1 Autotrophe Organismen



4.3.1.1 Längsprofil der Tideelbe

NÖTHLICH (1967) wies auf die Bedeutung von Kieselalgen-Schalen als Bestandteil des "Sestons" im Elbe-Aestuar hin und stellte das Vorkommen lebender Algen parallel zum Detritus dar (KÜHL 1965; Kap. 5.5). Innerhalb der verschiedenen Salzgehaltszonen unterschied sich die Schleimzusammensetzung von Algen in qualitativer Hinsicht nicht, eine Quantifizierung erfolgte nicht (KOPPELMANN 1988 a, b). KIES et al. (1992) registrierten einen deutlichen Rückgang des Phytoplanktons von der limnischen Zone unterhalb Hamburgs bis zur oberen Brackwassergrenze (Kap. 5.6). Absterbendes Phytoplankton, charakterisiert durch ein hohes Phaeophytin/Chlorophyll-a-Verhältnis, war ein bedeutender Bestandteil der Aggregate um die obere Brackwassergrenze und bewirkte die Ausbildung der sogenannten "Trübstofffalle" (Kap. 5.4). Im Bereich maximaler Trübung waren vor allem tote Algen in die "Flocken" inkorporiert. Im Süßwasser war der Anteil an frei im Wasser lebenden Algen gering, die meisten Formen kamen in Aggregaten vor (KIES et al. 1996). Zwischen Geesthacht und Glückstadt kam es zu einer verstärkten Aggregatbildung und einer damit einhergehenden Trübungszunahme; für die Sauerstoffzehrung wurden das Absinken der Aggregate und der bakterielle Abbau der eingebundenen Algen verantwortlich gemacht (KNAUTH & SCHRÖDER 1994; KERNER & GRAM 1995; KERNER et al. 1995; Kap. 5.5). Es gab besonders hohe Verluste an Phytoplanktonern im Hamburger Hafenbereich. WOLFSTEIN & KIES (1995; KIES 1995) beobachteten eine deutliche Abnahme der Algenbiomasse zwischen Hamburg und Glückstadt durch das Absinken als suspendiertes partikuläres Material (SPM). Die Chlorophyll-a-Konzentrationen waren in den schneller sinkenden "Flocken" niedriger als in Aggregaten der langsam sinkenden Fraktion (Abb. 12.1), in der vor allem tote Kieselalgen auftraten. Im Vergleich gab es mehr Grünalgen in der langsam sinkenden Fraktion und mehr Kieselalgen in der schnell sinkenden Fraktion. Aggregierte Algen kamen hauptsächlich direkt unterhalb Hamburgs vor (KIES et al. 1996). Messungen der Aggregat-Gehalte in Abhängigkeit von der Tide ergaben, daß geringste Aggregat-Gehalte grundsätzlich 1 - 2 Stunden nach dem Kenterpunkt auftraten (Abb. 12.2). Saisonale, vertikale und tideabhängige Aspekte der Zusammensetzung der "Schwebstoffe", unter besonderer Berücksichtigung des Phytoplanktons, im Längs- und im Querprofil der Tideelbe stellen WOLFSTEIN (1996) sowie KIES & NEUGEBOHRN (1994) dar. Erosionsversuche an intakten Sedimenten im oberen Eulitoral der limnischen bis mesohalinen Region zur Zeit des Kenterpunktes Ebbe zeigten die Bildung flockenförmiger Strukturen aus erodierten Sedimenten mit Durchmessern von 20 - 500 µm. Bruchstücke toter Algen, Makrophytenreste und mineralische Bestandteile waren dabei in die amorphe Matrix eingebunden (HUMANN 1996; KIES & NEUGEBOHRN 1994). Aus den Pigmenten des suspendierten partikulären Materials (SPM) konnten Rückschlüsse auf dessen Herkunft und die assoziierten Algengruppen gezogen

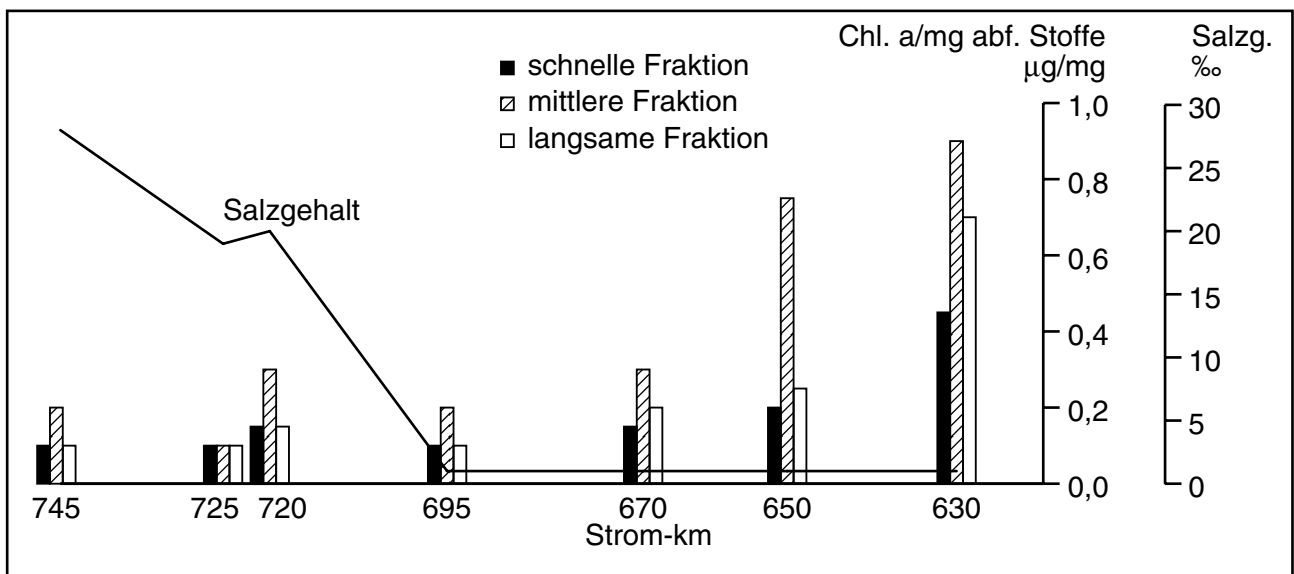
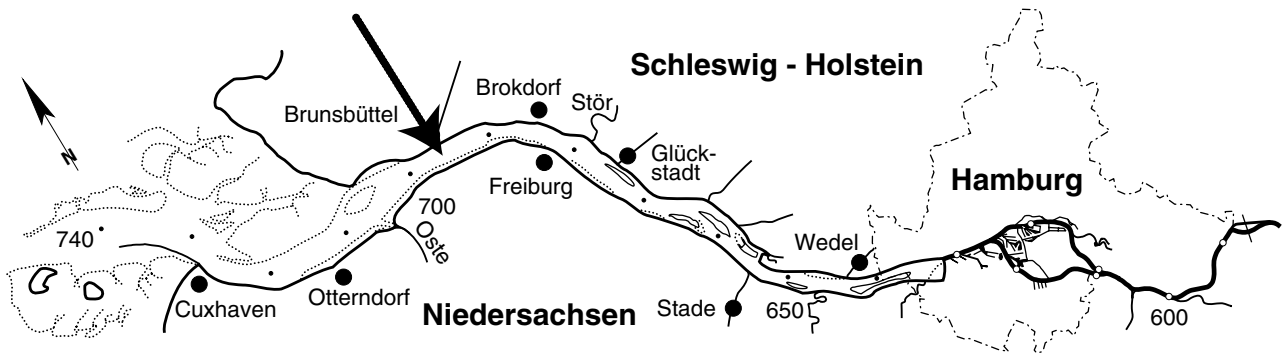


Abb. 12.1 Chlorophyll-a-Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe in der langsamen ($\leq 0,3$ mm/s), mittleren (0,3 - 1,9 mm/s) und schnell absinkenden ($\geq 1,9$ mm/s) Fraktion (Aggregate) sowie der Salzgehalte im Längsschnitt des Elbe-Aestuars im April 1992 (WOLFSTEIN 1996, mod.)

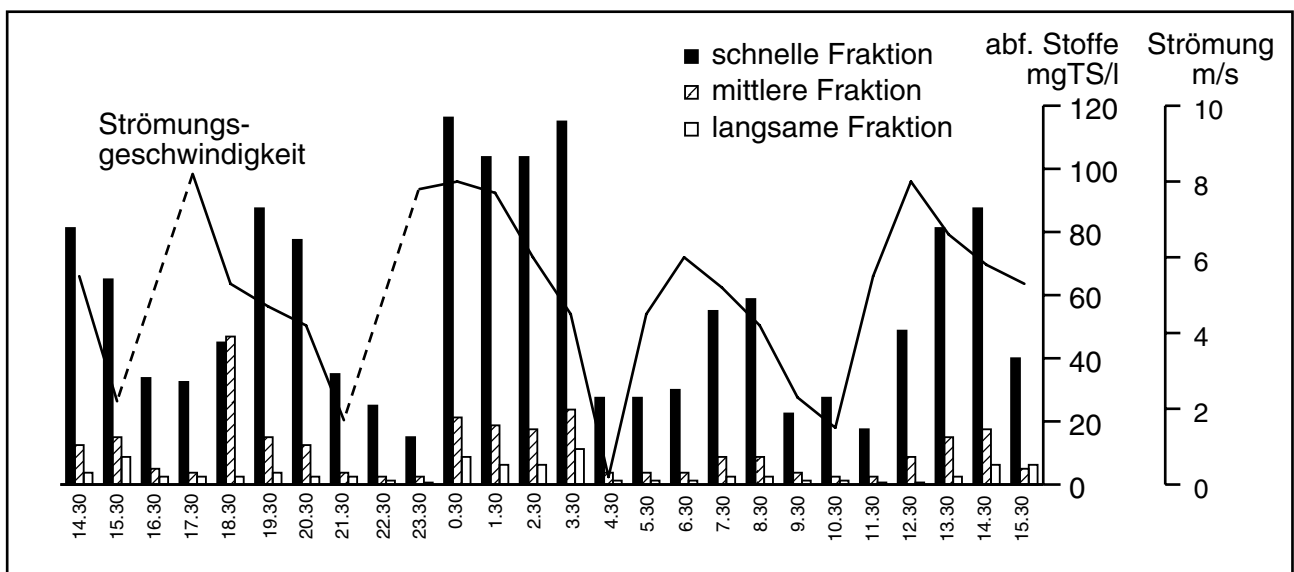


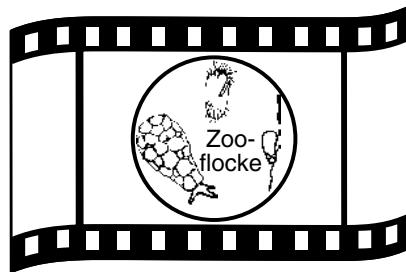
Abb. 12.2 Tideabhängige Dynamik von Strömungsgeschwindigkeit und Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe in der langsamen ($\leq 0,3$ mm/s), mittleren (0,3 - 1,9 mm/s) und schnell absinkenden ($\geq 1,9$ mm/s) Fraktion bei Brunsbüttel im April 1992 (WOLFSTEIN 1996, mod.)

werden (WILTSHIRE et al. 1996). In Aggregaten mariner Herkunft kam Chlorophyll-c vor, die der Trübungszone waren durch einen hohen Luteingehalt charakterisiert. Den Aggregaten der limnischen Region fehlte Chlorophyll-c, während sie im Vergleich zum Chlorophyll-a sehr hohe Chlorophyll-b-Konzentrationen besaßen.

4.3.1.2 Punktuelle Untersuchungen

Oberflächenproben von Brunsbüttel zeigten, daß Abbauprodukte in hohem Maße an schnell sinkende "Flocken" gebunden vorkamen und abgestorbene Algen schneller absanken als lebende (FAST 1993). KAUSCH et al. (1991 a), ORTEGA et al. (1994) sowie ORTEGA & STEEGE (1995) beobachteten in verschiedenen Hafenbecken und der Norderelbe ein verstärktes Absinken von Phytoplankton bei Verringerung der Fließgeschwindigkeit und Zunahme der Gewässertiefe. An Stellen, an denen viel Hafenschlick anfiel, traten die höchsten Zellzahlen mit ganz oder teilweise erhaltenen Chloroplasten auf, und das Absterben von Algenblüten wurde als lokale Sekundärverschmutzung gewertet. Sie zogen sogar toxische Effekte für den Rückgang von Phytoplankton in Betracht. BERNÁT et al. (1994) erkannten eine Korrelation zwischen den Konzentrationen von Phytoplankton und Bakterien sowie zwischen Bakterien und suspendiertem partikulärem Material (SPM).

4.3.2 Heterotrophe Organismen



Die Tiere besiedelten die Aggregate auf unterschiedliche Weise. Sie lebten im Inneren der Aggregate, wo sie sich im vorhandenen Hohlräumssystem bewegten, oder die Aggregate durch ihre spezifische Mobilität strukturierten (ZIMMERMANN et al. 1998; Tab. 11). Diese Organismen verursachten innerhalb der Aggregate unterschiedliche physikalische und chemische Milieus. Andere hingegen waren typische Oberflächenbewohner, die sich über die Aggregat-Oberfläche bewegten. Beide waren obligat oder fakultativ an die Aggregate assoziiert. Typische Freiwasserbewohner hielten sich nur kurzzeitig zum Abweiden der Futterorganismen an den Aggregaten auf oder hefteten sich mit Hilfe eines Fußes oder klebriger Polysaccharidfäden fest, um lose assoziierte Organismen aufzunehmen. Festsitzende waren unter den Aggregat-Besiedlern ausgesprochen selten.

4.3.2.1 Wasser- und Abwasseruntersuchungen in Hamburg

Bereits KRAEPELIN (1886) beschrieb "suspendierte Mineralteilchen" und "organische Detrituspartikel" sowie deren typische Konsumenten in den Wasserleitungsrohren der

Tab. 11 Verbreitung von Protozoen und Metazoen in der Tideelbe, die permanent (obligat) oder zeitweise (fakultativ) in Aggregate und an deren Oberfläche leben sowie im pelagischen Lebensraum (ZIMMERMANN et al. 1998 , mod.)

| | Taxa | im Aggregat | | Aggregat-Oberfläche | | Pelagia I |
|----------------------|--|-------------|------------|---------------------|------------|-----------|
| | | obligat | fakultativ | obligat | fakultativ | |
| Wurzelfüßer | <i>Vanella spec.</i> | + | | | | |
| Wimpertiere | <i>Askenasia spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Aspidisca spec.</i> | + | | + | | |
| | <i>Balanion spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Coleps spec.</i> | | + | | + | + |
| | <i>Cyclidium citrullus</i> | | + | | + | + |
| | <i>Cyclidium glaucoma</i> | | + | | + | + |
| | <i>Didinium spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Euplotes spec.</i> | | | | + | |
| | <i>Frontonia spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Glaucoma scintillans</i> | | | | + | + |
| | <i>Halteria spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Litonotus spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Lohmaniella spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Paradileptus elephantinus</i> | | | | + | + |
| | <i>Stentor coeruleus</i> | | | | + | + |
| | <i>Strobilidium gyrans</i> | | + | | + | + |
| | <i>Strobilidium spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Strombidium spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Tintinnidium cylindrata</i> | | | | + | + |
| | <i>Tintinnidium fluviatile</i> | | | | + | + |
| | <i>Tintinnidium spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Uronema spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Urotricha spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Vorticella convallaria</i> | | | + | | |
| | <i>Vorticella microstoma</i> | | | + | | |
| Geißeltiere | <i>Bicosoeca spec.</i> | | | + | | |
| | <i>Bodo spec.</i> | + | | | | |
| | <i>Ceratium spec.</i> | | | | + | + |
| | <i>Pseudobodo spec.</i> | + | | | | |
| | <i>Rhynchomonas spec.</i> | + | | | | |
| Rädertiere | <i>Anuraeopsis fissa</i> | | | | + | + |
| | <i>Keratella cochlearis</i> | | | | + | + |
| | <i>Keratella cochlearis var. tecta</i> | | | | + | + |
| | <i>Notholca squamula</i> | | | | + | + |
| | <i>Notholca acuminata</i> | | | | + | + |
| | <i>Notholca labis</i> | | | | + | + |
| | <i>Pompholyx sulcata</i> | | | | + | + |
| | <i>Pompholyx triloba</i> | | | | + | + |
| | <i>Trichocerca pusilla</i> | | | | + | + |
| Muschellarven | <i>Dreissena polymorpha</i> | | + | | + | + |
| Fadenwürmer | | + | | + | | |

Hansestadt. HENTSCHEL (1923 a, b) stellte fest, daß "Detritus" aus Hamburger Sielen nicht nur stromab, sondern auch stromauf verdriftet wurde. Die "Detritusfauna" im Elbe-Aestuar wurde erstmals von ROY (1937) bearbeitet. Die Aggregat-Mengen veränderten sich im Jahresgang horizontal und vertikal. Während Pflanzen, Treibholz und Putzwolle im "Detritus" bedeutsam waren, spielte der "mineralische Detritus" eine untergeordnete Rolle; eine qualitative saisonale Charakterisierung des "Detritus" fehlte. Die Fauna des sich absetzenden "Detritus" zwischen Rothenburgsort und Neumühlen bestand überwiegend aus Wimpertieren (ca. 80 Arten; mit ausführlichen ökologischen Angaben), darüber hinaus aus einigen größeren Geißeltieren, Wurzelfüßern, Sonnentieren, Hohltieren, Rädertieren, Bauchhärlingen, Fadenwürmern und Wenigborstigen Ringelwürmern. Die Individuendichten tierischer Einzeller erreichten ein Maximum von 18×10^6 Ind./l im Mai 1934 (Abb. 13.1). Sie richteten sich nach der Detritusmenge, wobei die eingeleiteten Abwässer deutliche Unterschiede im Strom oberhalb und unterhalb der Sieleinmündung bewirkten. ROY meinte, daß ein beträchtlicher Teil der sogenannten Selbstreinigung auf der Detritusfauna beruhte und wies sogar auf mögliche katastrophale Zustände in heißen Jahreszeiten hin (Kap. 5.2). Das Auftreten der meisten Tiere (Ausnahme: vorticellide Wimpertiere) erfolgte zeitgleich zur Aggregat-Bildung oder zeitlich verzögert. Auf die Aggregat-Assoziation der Organismen ging er nicht ein. Er erkannte den reduzierenden Einfluß starker Oberwasserabflüsse auf die Organismen- und Aggregat-Dichten. Vorticellide Wimpertiere waren selten an treibende "kleine Teile" angeheftet. Koloniebildende Formen wurden seltener an Detritus gefunden als solitäre, z. B. das Glockentier *Vorticella campanula*.

4.3.2.2 Längsprofil der Tideelbe

Der "Detritus" der Tideelbe wurde bereits von VOLK (1907) und BURCKHARDT (1935) als Nahrung für Wassertiere, insbesondere Ruderfußkrebse, erkannt (Kap. 4.4.2, 5.2). SCHULZ (1958) stellte die Menge des "Triptons" (ausgedrückt als Extinktionskoeffizient) als abiotische Nahrungsquelle dem Planktonvorkommen gegenüber. Er lieferte mit seiner umfassenden fotografischen Dokumentation der Planktonbiozönose auch einen Einblick in Größe und Abundanz der Elbe-Aggregate unter Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Verteilung. KÜHL & MANN (1962) beobachteten im Elbe-Längsschnitt ein starkes "Detritusvorkommen" in der limnischen Region und nur wesentlich geringere Mengen flußabwärts. KOSKE et al. (1966) vermuteten eine Zusammenballung von feinem "Detritus" durch Bakterien zu größeren Einheiten; GREISER (1985, 1988) sowie GREISER et al. (1996 a, b) belegten derartige bakteriellen Prozesse (Kap. 5.5). Der Anteil schwerer "Partikel" ("Feinsände", "grober Detritus", "aufgewirbelte Schlickpartikel") nahm elbeabwärts zu und bestimmte bei Brunsbüttelkoog das Trübungsbild; demgegenüber dominierte "Feindetritus" im Süßwasser (NÖTHLICH 1972 a). Die Zahl der an Aggregate gehefteten Bakterien war von der Zahl und Qualität der Aggregate abhängig, wobei innerhalb unterschiedlich spezialisierter physiologischer Gruppen Unterschiede auftraten (Kap. 5.5).

Die Aggregate wurden von Tieren unterschiedlichster systematischer Gruppen besiedelt: Bakterien, Wurzelfüßer, Wimpertiere, Geißeltiere, Hohltiere, Strudelwürmer, Egel, Rädertiere, Fadenwürmer, Wenigborstige Ringelwürmer, Krebse, Spinnen und Larven der Dreikantmuschel (ROY 1937; ZIMMERMANN 1995; HOLST 1996; HOLST et al. 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997; ZIMMERMANN et al. 1998; ZIMMERMANN, inger.). Ca. 80 % der Aggregate wurden in der Untereelbe durch Bakte-

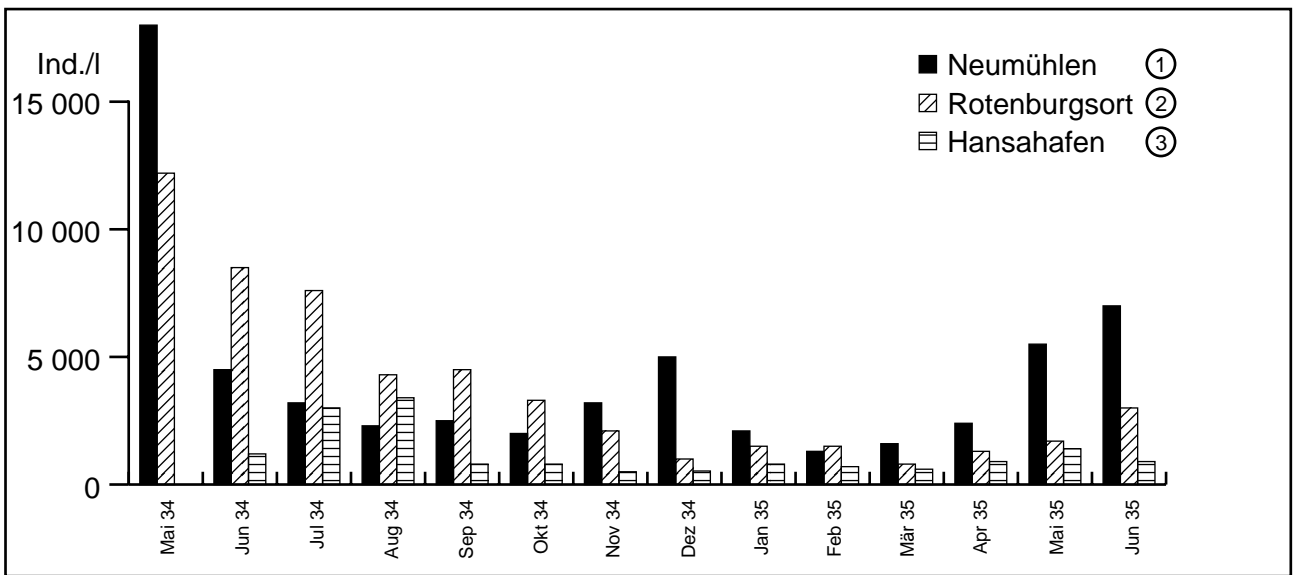
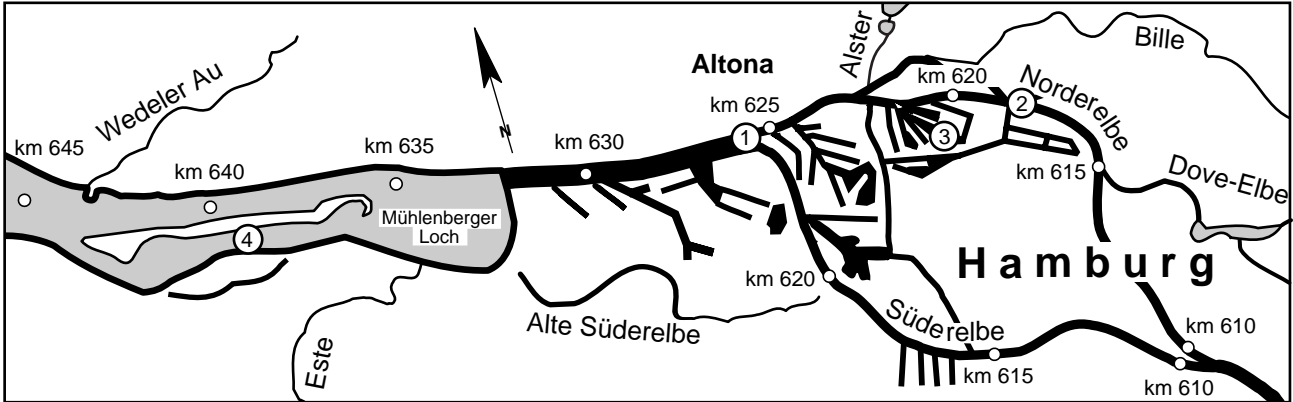


Abb. 13.1 Saisonale Veränderungen tierischer Einzeller im Detritus (verdünnt) bei Neumühlen, Rothenburgsort und im Hansahafen 1934/1935 (ROY 1937, mod.)

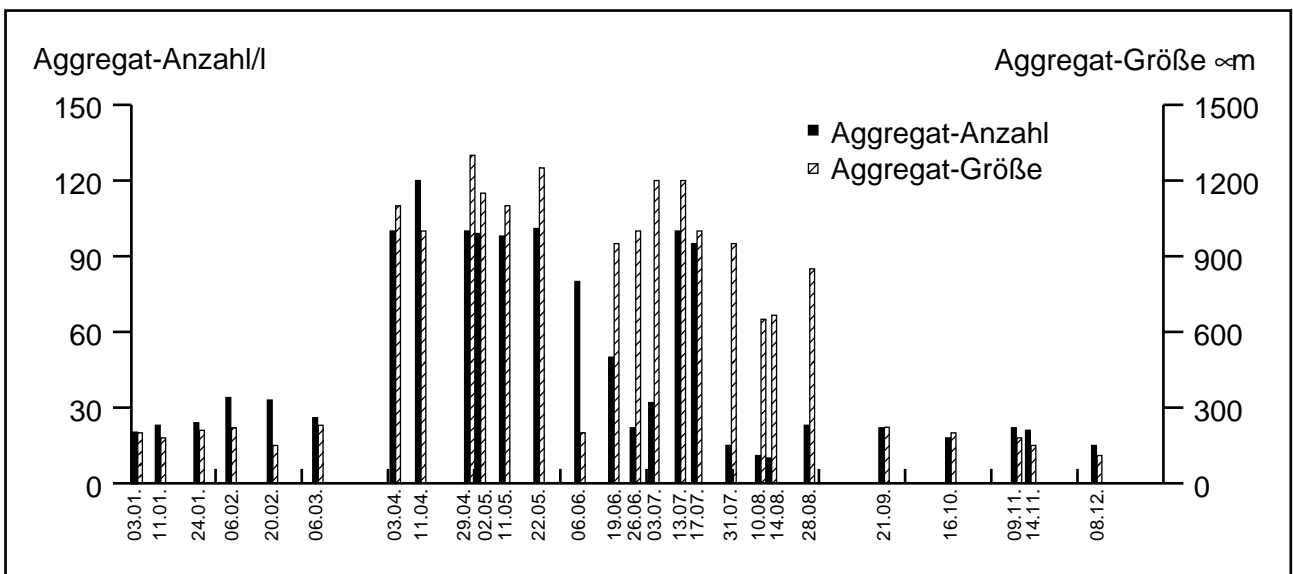


Abb. 13.2 Saisonale Veränderungen der Aggregat-Anzahl und -Größe in der Hahnöfer Nebelnde (4) 1995 (ZIMMERMANN 1997)

rien und nur ca. 20 % durch tierische Einzeller besiedelt (ZIMMERMANN 1997). Nach ZIMMERMANN (1975) erreichte die Zahl der an Aggregate assoziierten Bakterien nur einen geringeren Anteil. Zwei Faktoren waren für das Vorkommen von Bakterien in der Elbe verantwortlich: im oberen Teil des Aestuars ergaben sich aus der starken Grazing-Aktivität relativ stabile Bakterien-Abundanzen, im unteren Abschnitt war eine Substrat-Limitierung, d. h. das Vorhandensein vieler Partikel von nur geringer Größe, ausschlaggebend. Die Bakterienentwicklung im Freiwasser und auf Aggregaten war abhängig von verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren. Diese Ergebnisse widersprachen den Resultaten von BÖTTCHER et al. (1995), die Korrelationen Aggregat-assoziierter Bakterien mit Aggregat-Dichten, jedoch nicht mit deren -Größe feststellten.

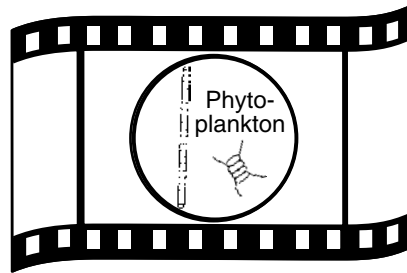
4.3.2.3 Punktuelle Untersuchungen

KÜHL (1965) beschrieb die "Trübung" zu unterschiedlichen Jahreszeiten bei Cuxhaven. GREISER (1988) führte die jahreszeitlichen Veränderungen der "Schwebstoffe" auf mikrobielle Stoffumsätze im Sommer sowie auf Eintrag organischer und anorganischer Substanzen zurück. Die Sommeraggregate waren gegenüber denen des Winters durch höhere Schleimanteile schwebefähiger. Auf Elbe-Aggregaten fand er Algen, Makrophytenbestandteile, Häutungshüllen von Zooplanktern und mineralische Partikel. Die starke Besiedlung durch Mikroorganismen wurde indirekt über ein spezielles Meßverfahren ermittelt. Er betrachtete den biogenen und allochthonen Eintrag als entscheidend für die Aggregat-Bildung. Diese Meinung teilten ZIMMERMANN & KAUSCH (1996) sowie ZIMMERMANN et al. (1998) nicht. BERNÁT et al. (1994) zeigten die Stoffwechselbeziehungen zwischen Phytoplankton und Bakterien, wobei die Konzentrationen der Bakterien mit denen des suspendierten partikulären Materials (SPM). korreliert waren. Die Dichten der detritusfressenden Schwebgarnele *Neomysis integer* korrelierten mit den Gehalten an abfiltrierbaren Stoffen und den Dichten des Ruderfußkrebsses *Eurytemora affinis* (BERNÁT et al. 1994; KÖPCKE & KAUSCH 1996; KÖPCKE, unveröff.; Kap. 4.4.2, 5.8).

In Aggregaten der Hahnöfer Nebenelbe beobachtete ZIMMERMANN (1995) mit einer neuen Probenahme-Methodik die Lebensgemeinschaft der Aggregate und des Freiwassers. Sie vermutete höhere Individuendichten auf den Aggregaten als im Freiwasser. ZIMMERMANN & KAUSCH (1996) beschrieben die Entstehung und Besiedlung von Aggregaten in der Hahnöfer Nebenelbe (KAUSCH et al. 1995 a). Dabei wurden Aggregate quantitativ erfaßt, vermessen und hinsichtlich ihrer Biozönose und jahreszeitlichen Sukzession untersucht (ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997 (Abb. 13.2); ZIMMERMANN et al. 1998; ZIMMERMANN, einger.). Im Vergleich zu den im Freiwasser vorkommenden Organismen waren sie auf den Aggregaten bis zu 4.000 mal häufiger. Aggregat-Abundanzen, -Größen, -Entstehung und -Sukzession in der Tideelbe, unter besonderer Berücksichtigung der Hahnöfer Nebenelbe, werden zur Zeit bearbeitet. Rädertiere der Aggregate wurden von HOLST (1996) und HOLST et al. (1996) beschrieben. Lebendbeobachtungen zeigten ein Abweiden der Aggregat-Oberflächen durch *Keratella cochlearis*, *Pompholyx sulcata* und *Notholca spec.* Die Rädertiere *Brachionus angularis* und *Trichocerca spec.* nutzen darüber hinaus die Aggregate zur Anheftung und profitierten möglicherweise von der erhöhten Konzentration an Futterorganismen in der unmittelbaren Umgebung der Aggregate (Kap. 5.8).

4.4 Plankton

4.4.1 Phytoplankton



Bereits um die Jahrhundertwende zählten die Hamburger LOHMANN und MÖLLER zu den führenden marinen Planktologen (KIES 1987). Ob sie auch Untersuchungen in der Elbe durchführten, ist unbekannt. MÖLLER hatte bereits vor 1893 eine Typenplatte von Süßwasser-Kieselalgen aus der Umgebung Hamburgs zusammengestellt, die TIMM (1893/1894) benutzte. Von ihm stammt die erste vorliegende Plankton-Angabe über die Tideelbe, der zur Zeit der Choleraepidemie die Hamburger Wasserleitungen und -kästen untersuchte (RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982; Kap. 4.1.2, 4.3.2, 4.4.2, 5.1). Er fand neben fädigen Bakterien ca. 60 Phytoplankton-Arten: vorwiegend Grünalgen der Gattungen *Scenedesmus* und *Pediastrum* sowie ein Fülle von Kieselalgen, darunter auch einige Aufwuchsarten wie *Rhoicosphaenia spec.* (Kap. 4.2.2). *"Das reizende Bild, welches die äusserst zierlichen und mannigfaltigen Diatomeenschalen sowie die symmetrischen Pediastron darbieten ist nun"* (im Bodensatz der Wasserkasten) *"verschwunden, bzw. auf die Filterbassins beschränkt. Aber wir sind froh, dass wir diese Flora loswerden, denn zu ihr gehören auch die unheimlichen Gäste, die uns das Leben schwer gemacht haben. Wie gewöhnlich, so müssen auch hier die Unschuldigen mit den Schuldigen das gleiche Schicksal erdulden."*

Von 1899 bis ca. 1910 wurde das Plankton im Hinblick auf die Verunreinigungen der Elbe durch die Hamburger und Altonaer Sielabwässer untersucht (VOLK 1903; RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982). Dabei erfolgte die Bearbeitung des Phytoplanktons durch SELK und REINBOLD. VOLK (1901) führte seine Arbeiten durch eine umfangreiche Abhandlung über *"Die bei der Hamburgischen Elb-Untersuchung angewandten Methoden zur quantitativen Ermittlung des Planktons"* ein (Kap. 3). Der Bericht von VOLK (1903) beinhaltete nach Daten und Fundstellen aufgeschlüsselte Ergebnisse (1899 - 1902). Er gab für die 13 untersuchten Bereiche in Elbe und Nebengewässern mehr als 1.000 Arten für das Gesamtplankton an (Kap. 4.4.2), davon 1 Rotalge, 159 Grün-, 267 Kiesel- und 45 Blaualgen. In einer Diskussion der Ergebnisse erwiderte er Vorwürfe von BONNE (1905), daß die Faulschlammablagerungen infolge übermäßiger Abwassereinleitungen sich noch an der unteren Station bei Teufelsbrück zeigten und diese am benachbarten Elbestrand im Sommer stark stanken. *"Solche von Einfach-Schwefeleisen - diesem sichtbaren Endprodukt eines Teils der Selbstreinigung eines Gewässers - gefärbte Stellen wurden sowohl weit oberhalb der Sielwasser-Zone, wie auch im Grund der Häfen und an den Elbufern unterhalb Altona's beobachtet."* Dennoch ergab sich für VOLK (1903) *"aus der Gesamtheit der Feststellungen ... nachstehende Schlußfolgerungen: Die Vermehrung der im Elbwasser schon vor seinem Eintritt in die Abwasserzone mitgeführten Verunreinigungen durch fäulnisfähige, resp. in Zersetzung begriffene Sielwasser-Bestandteile aus dem Sielnetz der Städte Hamburg, Altona und Wandsbek hat keine schädigende Wirkung auf den Gesamtbestand der Mikrofauna des Stromes erkennen lassen. Wenn auch manche Tiergruppen im "Reinwasser" durchschnittlich in größerer Individuenzahl vorhanden*

waren, so konnte dagegen bei anderen, durchaus nicht zur "Abwasserfauna" gehörigen Arten erhebliche, bei manchen sogar, und darunter bei solchen, die als Fischnahrung von besonderer Bedeutung sind, eine ganz enorme Vermehrung innerhalb der Abwasserzone konstatiert werden." Aus den Ergebnissen seiner umfangreichen Untersuchungen (Kap. 4.4.2) schloß VOLK (1903, 1906, 1907), daß die Sielabwässer aus Hamburg und Altona der als Fischnahrung wichtigen Kleinlebewelt nicht schaden. Sogar während des extrem oberwasserarmen und heißen Sommers 1904 stellte VOLK (1906) im Hamburger Raum keine nachteilige Auswirkung der Abwassereinleitungen auf das Plankton fest und folgerte daraus, daß die "Selbstreinigungskraft" der Elbe nicht einmal unter den hohen Temperaturen gelitten habe (Kap. 5.2, 5.8). Die in einem Zeitraum von mehr als 20 Jahren ermittelten Ergebnisse der "Hamburgischen Elb-Untersuchungen" erschienen im Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten und gingen nach HENTSCHEL (1916 a) in die 5 unveröffentlichten Elbeberichte des Hygienischen Instituts ein (KNISTER 1907).

4.4.1.1 Längsprofil der Tideelbe

HEERING (1905/1906) betrachtete das artenreiche und sich durch größere Schwebefähigkeit auszeichnende Grünalgen-Plankton der Elbe ("Potamoplankton") als aus den Nebenflüssen eingeschwemmt. Das von SELK bearbeitete Phytoplankton aus dem Hamburger Raum wurde von VOLK (1903, 1906) ausgewertet und in den Hamburgischen Elb-Untersuchungen veröffentlicht. Seine umfangreichen Untersuchungen (incl. "Kratzgut": Kap. 4.2.1) in der Unterelbe publizierte SELK (1908, 1918) separat. Dabei machte er Angaben über das Vorkommen von mehr als 200 Algenarten (mit und ohne Zellinhalt). Im Sommer 1903 stellte er *Coscinodiscus concinnus* als Hauptbestandteil zwischen Brunshausen und dem Nord-Ostsee-Kanal fest. Daneben beschrieb er die Arten ausführlich. SELK (1918) listete die Phytoplankton-Ergebnisse aus dem Hamburger Raum sowie zwischen Teufelsbrück und Cuxhaven von 1907 auf und machte eine Zusammenstellung der *Coscinodiscus* spp.-Funde. An seine Längsprofile schlossen sich seewärts die Untersuchungen von KRAEFFT (1908) an. HENTSCHEL (1923 b; Kap. 4.1.1, 4.2.1) erwähnte nur knapp das Phytoplankton, indem er als typisches Aestuar-Plankton dem Krebs *Eurytemora* (Kap. 4.4.2) die Kieselalge *Coscinodiscus* gegenüberstellte. THIEMANN (1934) stellte eine minimale Besiedlung limnischer und mariner Algen bei Cuxhaven als Folge des seewärts ansteigenden Salzgehaltes fest (Abb. 14; Kap. 5.4, 5.7). Er unterschied bereits 5 Planktongemeinschaften anhand von Halinitätszonen (Kap. 5.4). In einem "Liebhaber-Kursus über Plankton" wurde jahrzehntelang das Hamburger Elbeplankton bearbeitet; einige kurzgefaßte Ergebnisse sind den Arbeiten von RÜHMANN (1954/1955, 1956/1957) und CASPERS & RÜHMANN (1959) zu entnehmen. Während sich KÜHL & MANN (1967) vorrangig dem Zooplankton widmeten (Kap. 4.4.2), erfaßten BURSCHE et al. (1958 a, b) Arteninventar, Individuendichten, Chlorophyll- und Eiweiß-Gehalte des Phytoplanktons. Parallel zu einem Zooplanktonmaximum gab es eine maximale Phytoplankton-Entwicklung mit Dominanz von Süßwasserarten zwischen Blankenese und Glückstadt (Abb. 14; Kap. 4.4.2) sowie ein Maximum des Küstenplanktons bei FS Elbe 3. Das Minimum, die "Verarmungs- oder Verödungszone" (KÜHL & MANN 1961), befand sich bei Otternord/Medem. Zwischen Glückstadt und Oste/Cuxhaven war auch der Anteil toter Plankter am höchsten. Wesentlich gleichmäßiger verliefen die Chlorophyll-Gehalte mit einem Anstieg unterhalb Hamburgs bis Glückstadt sowie einer anschließenden Abnahme vor der Ostemündung. Das Phytoplankton bei Cuxhaven variierte in Abhängigkeit von Tide und Salzgehalt stark. Die Hamburger Abwässer sowie Trübung, Licht und Salzgehalt

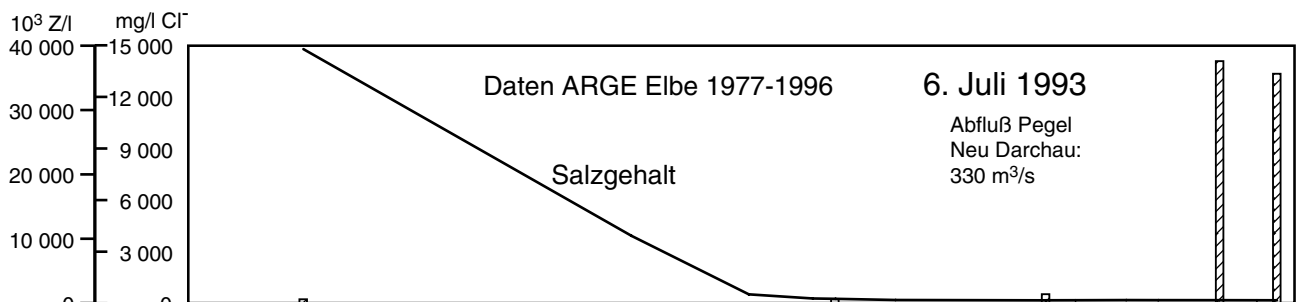
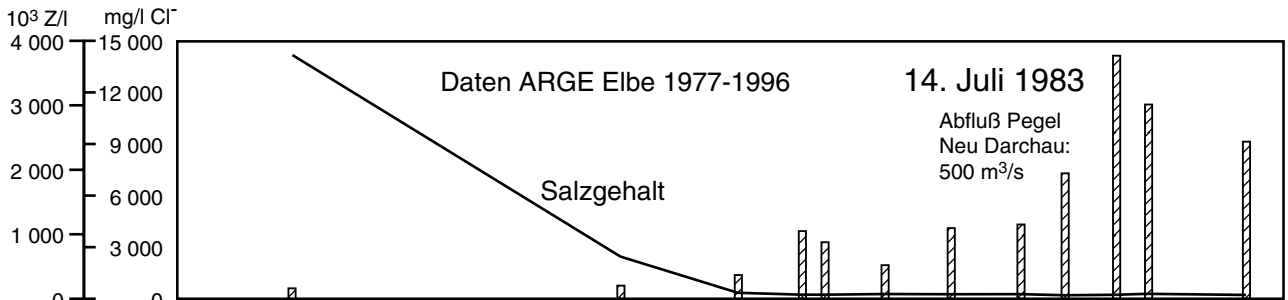
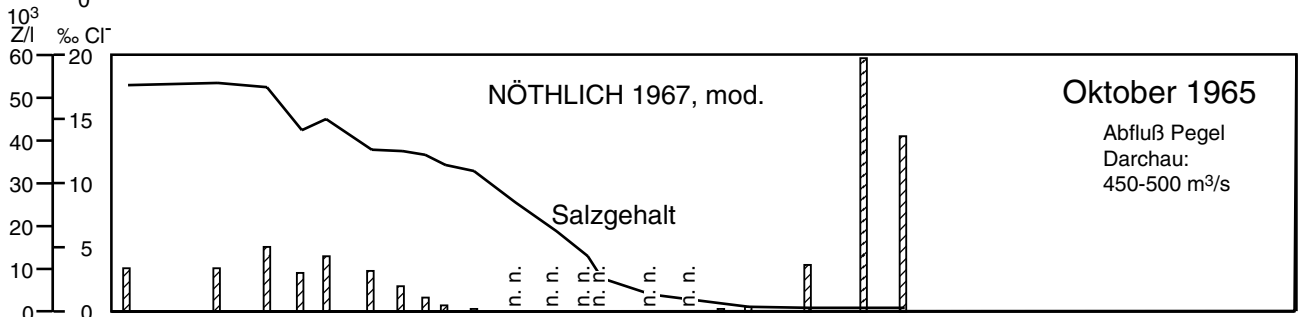
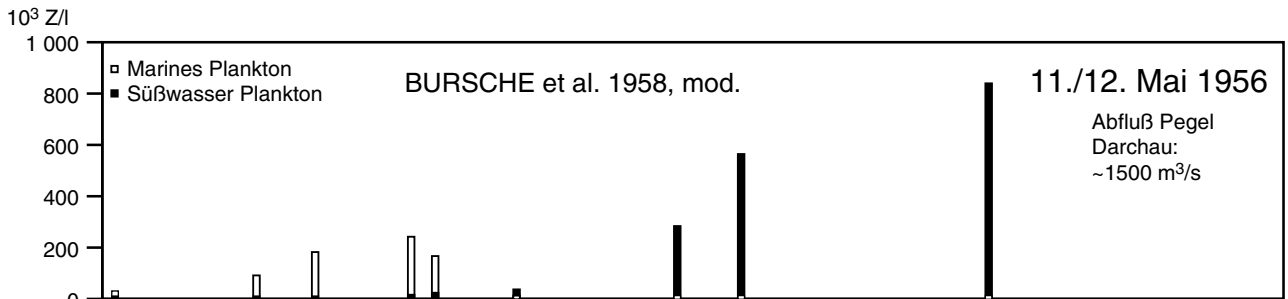
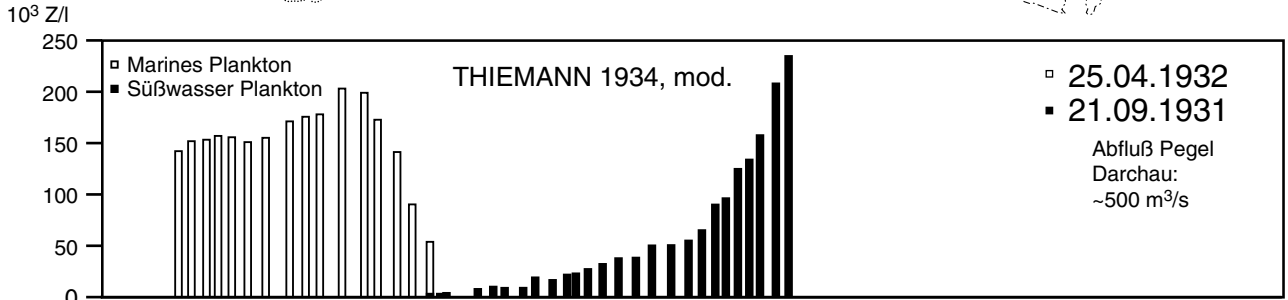
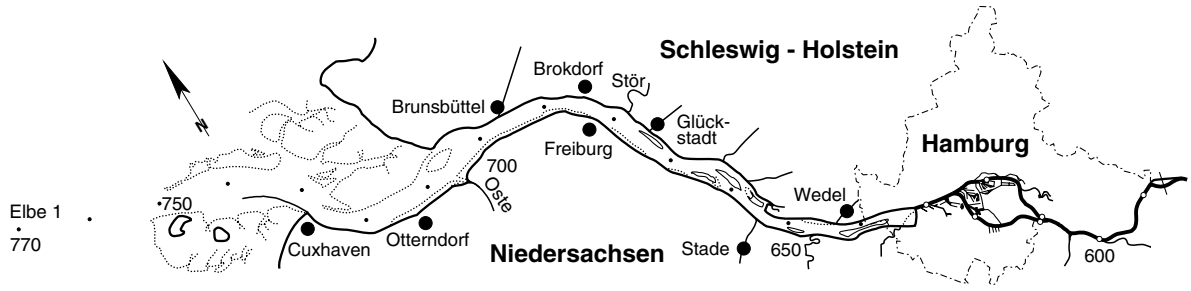


Abb. 14 Phytoplankton und Salzgehalte im Längsschnitt des Elbe-Aestuars

waren für die Entwicklung des Phytoplanktons von wesentlicher Bedeutung. Entsprechend der Planktongesellschaften und Salzgehalte gab es in der Tideelbe unterhalb Hamburgs 5 Zonen: limnische Zone (Selbstreinigungszone und reines Flußwasser), oligohaline, € und / -mesohaline sowie polyhaline Zone (seewärts Westwasser). BURSCHE et al., (1958 a, b) stellten Abweichungen zwischen ihren Untersuchungsergebnissen aus den Jahren 1955/1956 und früheren fest: Es "herrschten auch unter den Süßwasseralgen zumeist die Diatomeen vor und nicht, wie THIEMANN (1934) für seine Untersuchungen 1932 angibt, die Grünalgen." Basierend auf den Ergebnissen von BURSCHE et al. (1958 a, b) sowie KÜHL & MANN (1967) stellte KÜHL (1972) bei ansteigendem Salzgehalt im Bereich des Trübungsmaximums die geringsten Individuenzahlen und den höchsten Anteil absterbender (Phyto-) Plankter fest (Kap. 5).

Seit den fünfziger Jahren bis zur Gründung der ARGE ELBE wurden von LUCHT (u. a. 1957) im Rahmen der biologischen Untersuchungen für die Monatsberichte der Wasser- und Schifffahrtsdirektion monatliche Planktonuntersuchungen im Elbelängsschnitt durchgeführt. Ihre Bearbeitung erfolgte im Hydrobiologischen Institut der Universität Hamburg. Während die Zählprotokolle incl. der Salzgehalts- und Oberwasserdaten z. Zt. nicht verfügbar sind, liegen knappe Angaben zur Häufigkeit und Saprobität der bestandsbildenden Plankter für die verschiedenen Elbeabschnitte vor (Tab. 12). Zur Beprobung vom 28./29. 8. 1957 heißt es beispielsweise: "Das Vorherrschen β -mesosaprobier Organismen weist auch in diesem Monat auf einen befriedigenden biologischen Zustand hin. Bemerkenswert ist eine kräftige Zunahme der Cyanophyceen an allen Untersuchungsstationen zwischen Schnackenburg und Wedel". Seine Untersuchungen erfolgten zeitgleich zu denen von SCHULZ (1961).

Tab. 12 Ergebnisse der biologischen Untersuchungen vom 28/ 29. 8. 1957 (LUCHT 1957, mod.)

| Ostemündung bis Cuxhaven | Glückstadt bis Ostemündung | km 618 bis Glückstadt | "Oberelbe" (km 474,5 bis 618) |
|-----------------------------------|--|--|--------------------------------|
| <i>Biddulphia sinensis</i> | <i>Coscinodiscus rothii</i> var. <i>normanii</i> | <i>Coscinodiscus rothii</i> var. <i>normanii</i> | <i>Melosira granulata</i> |
| <i>Eucampia zodiacus</i> | <i>Coscinodiscus commutatus</i> | <i>Melosira granulata</i> | <i>Fragillaria crotonensis</i> |
| <i>Lithodesmium undulatum</i> | | <i>Dictyosphaerium</i> -Arten | <i>Pediastrum</i> -Arten |
| <i>Rhizosolenia stolterfothii</i> | | <i>Scenedesmus</i> -Arten | <i>Dictyosphaerium</i> -Arten |
| | | | <i>Scenedesmus</i> -Arten |

Mittels umfangreichen Karten- und Fotomaterials aus eigenen Untersuchungen über "die Einwirkungen des Salzgehaltes auf das Plankton der Elbe" belegte SCHULZ (1958) die bereits von SELK (1908, 1918) und THIEMANN (1934) beschriebenen Zonierung. SCHULZ (1961) fand 390 Phytoplankton-Taxa (weitere Arten stromaufwärts). Er konnte diesen sehr umfangreichen Artenkatalog erstellen, da er aus Schöpf- und Netzproben sowohl lebendes als auch präpariertes Material bearbeitete. Dieser Artenreichtum der Elbe im Hamburger Raum besteht unverändert (RIEDEL-LORJÉ, mdl. Mitt.). Während der ausgeprägten saisonalen Plankton-Sukzession wurde die Lebensgemeinschaft vom Salzgehalt geprägt. Das Vorkommen der Grünalgen beschränkte sich weitgehend auf die limnische Region, wobei sie eine geringe Erhöhung des Salzgehaltes tolerierten und somit als Indikatoren für Süßwasser gelten. Es kamen hauptsächlich koloniebildende Formen (*Scenedesmus* spp., *Crucigenia* spp., *Pediastrum* spp., *Aktinastrum hantzschii*, *Coelastrum* spp.) sowie die solitäre Gattung *Monoraphidium* (syn. *Ankistrodesmus*) vor. Die zentrische Kieselalge *Actinocyclus normanii* galt als wichtigster Phytoplankter der unteren limnischen Zone

des Aestuars und damit Leitform dieser Region. CASPERS & SCHULZ (1964) erörterten die Ergebnisse von SCHULZ (1961) unter dem Aspekt der Verunreinigung im Hamburger Raum durch Abwasser und Öl sowie Beeinträchtigungen durch die Schifffahrt und nahmen eine Gewässergüte-Beurteilung vor (Kap. 5.2, 5.3). NÖTHLICH (1967) führte "Untersuchungen über den Schlickhaushalt in der Unterelbe mit besonderer Berücksichtigung der biologischen Komponenten" durch. Die eigentliche Trübungszone (dargestellt als Seston-Trübung auf Membranfiltern) lag im oberen Brackwasser und entsprach dem Prinzip der "Sinkstoffalle" (Kap. 4.3). Kieselalgen-Schalen waren als Bestandteil der Trübstoffe von Bedeutung. Im Phytoplankton gab es 198 Arten mit stellenweise hohen Individuendichten sowie die bereits von SCHULZ (1961) beschriebene Zonierung. In Abhängigkeit von der Verlagerung der Halinitätszonen fluktuierten die limnischen und marinen Planktonbestände stark. Darüber hinaus wurden Biomasse, Plankton-turnover, Assimilation und Respiration sowie der Einfluß der Konsumenten auf das Phytoplankton untersucht (Kap. 5.8). NÖTHLICH (1972 b) unterstrich die große Bedeutung der oberen 50 cm der Wassersäule im Bereich hoher Trübung für die Sauerstoffproduktion (Kap. 5).

Seit 1980 führt die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) im Rahmen ihrer monatlichen Längsprofilmessungen in der Stromelbe, den Nebenelben und Nebenflüssen Untersuchungen des Schöpfplanktons durch. (Die Wassergütedaten der Elbe werden von der ARGE ELBE jährlich in Berichten veröffentlicht, die derzeit für den Zeitraum 1977 bis 1996 vorliegen; sie werden im Literaturverzeichnis einmal en bloc aufgeführt). Das Phytoplankton wird qualitativ und quantitativ ausgewertet. Neben Arten- und Individuenzahlen werden Chlorophyll- und Phaeophytin-Gehalte ermittelt. Im Laufe der Jahre variierten in den Berichten die Zahl der Stationen und Einteilungen des Planktons in verschiedene Gruppen. 1980 erfolgte eine Darstellung der zeitlichen (Januar - Dezember 1980) und räumlichen (km 630 - 745) Verbreitung typischer Vertreter des Unterelbeplanktons: der Kieselalgen *Asterionella formosa*, *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella striata* var. *ambigua*, *Coscinodiscus radiatus*, *C. luscens*, *Stephanodiscus hantschii*, sowie der Grünalgen *Scenedesmus quadricauda* und *S. acuminatus*. Es zeigte sich in Übereinstimmung mit SCHULZ (1961) eine jahreszeitlich abhängige Verbreitung, eine Zonierung der Arten entsprechend oberwasserabhängiger Salzgehalte und ein seewärtiger Rückgang der Grünalgen. Anhand von ca. 200 Arten wurde das Phytoplankton saprobiell eingestuft sowie die "relative biologische Güte" und die "relative biologische Belastung" errechnet. Im Längsprofil ergaben sich unterschiedliche Verteilungsmuster für das Plankton: insgesamt nahezu konstant verlaufende Planktonabundanzen mit einer deutlichen Abnahme an der oberen Brackwassergrenze und solche mit einer Abnahme bereits im Hamburger Hafen. Der starke Rückgang des Planktons im Übergangsbereich der limnischen zur Brackwasserregion wurde bereits in der früher genannten Literatur beschrieben. Die Verringerung an Plankton-Biomasse, Chlorophyll- und Sestongehalte sowie der Zellzahlen bei deren Passage des Hamburger Stromspaltungsgebietes war besonders drastisch im Sommer 1993: zwischen Bunthaus und Teufelsbrück wurde ein Absinken von ca. 20.000 - 30.000 Zellen/ml auf 1.000 - 5.000 Zellen/ml bzw. des Chlorophyll-Gehaltes von etwa 250 µg/l auf 40 µg/l festgestellt; dieses entspricht einer Reduktion von mehr als 80 % (Kap. 5).

1984 - 1993 untersuchte RIEDEL-LORJÉ (1994) das Plankton von ca. 4.400 Proben, die entweder monatlich als Schöpfproben oder vierteljährlich als Netzproben sowohl bei Hochwasser als auch bei Niedrigwasser in der Unterelbe zwischen Strom-km 668 und 699 entnommen worden waren (Abb. 15). Individuendichten und Artzusammensetzung des

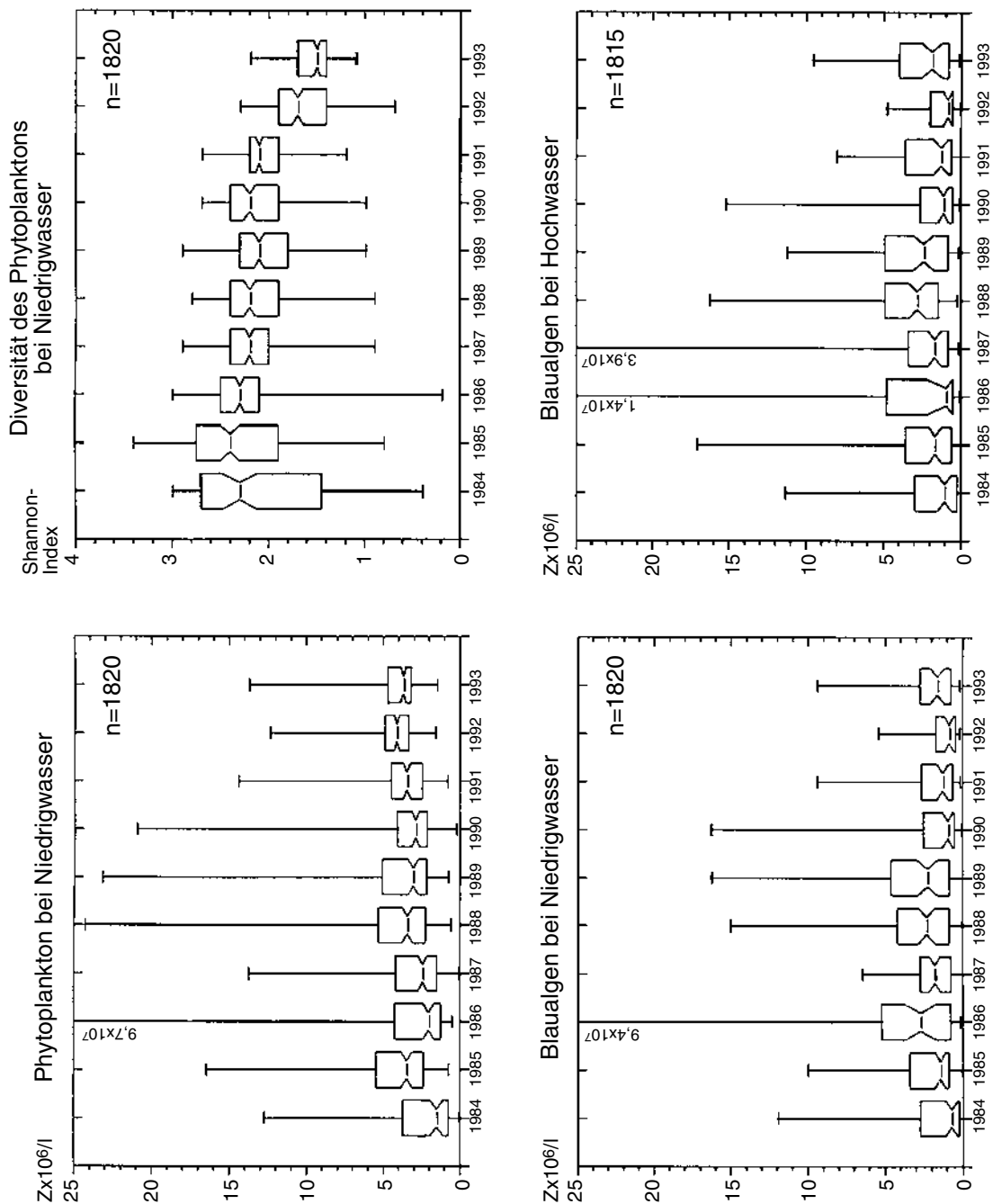
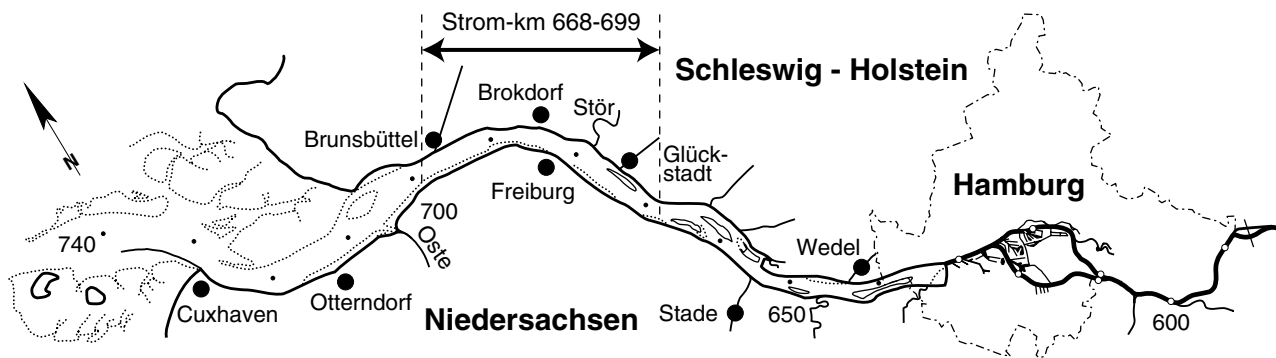


Abb. 15 **Phytoplankton, Diversität des Phytoplanktons [Artenvielfalt nach SHANNON & WEAVER 1949] und Blaualgen zu verschiedenen Tidephasen als Box-Plots (vgl. Abb. 18) zwischen Strom-km 668 - 699 während der Jahre 1984 - 1993 (RIEDEL-LORJÉ 1994, mod.)**



Planktons waren typisch für diesen Übergangsbereich vom Süß- zum Brackwasser mit seinen wechselnden Salzgehalten aufgrund von Tide- und Oberwassereinflüssen. Das Phytoplankton wurde dort durch zeitweilige Massenentwicklungen von Kiesel-, Grün- oder Blaualgen geprägt, wobei *Oscillatoria agardhii* im Mai 1986 ca. 35 Mio. Zellen/l (November 1986 und November 1989 ca. 17 Mio. Zellen/l), *Coscinodiscus normanni* im Juni 1986 ca. 2,5 Mio. Zellen/l und *Cyclotella striata* im Juli 1991 und Nov. 1985 ca. 350.000 Zellen/l erreichten. Neben den saisonal bedingten Schwankungen gab es im Plankton eine sehr hohe Variabilität. Interessanterweise lagen die mittleren Individuendichten (Jahres-Medianwerte) in den abflußarmen Jahren 1991 bis 1993 höher als im abflußreichen Jahr 1987. Die Artenvielfalt verhielt sich demgegenüber umgekehrt proportional.

Im September 1987 stellten KIES et al. (1992) einen deutlichen Rückgang des Chlorophyll-a-Gehaltes von der limnischen Zone unterhalb Hamburgs bis an die obere Brackwassergrenze fest (Abb. 16). Von dort blieben die Chlorophyll-a-Gehalte bis Helgoland niedrig. Ähnliche Befunde wurden auch von der ARGE ELBE (1977 bis 1996) sowie KIES et al. (1994) dokumentiert. Ein hoher Wert des Phaeophytin/Chlorophyll-a-Quotienten im Bereich der oberen Brackwassergrenze wurde als Resultat der dort absterbenden Phytoplankter angesehen (Kap. 5; "Sinkstofffalle"). In Längsschnitten zwischen Teufelsbrück und Helgoland registrierte FAST (1993) 78 Arten und nannte Leitarten für bestimmte Regionen. Weiterhin beschrieb er die regionale und saisonale Verteilung ausgewählter Arten und gab neben Abundanzen auch Phytoplankton-Biomassen als Chlorophyll-a-Gehalte an. Die Abbauprodukte waren in hohem Maße an schnell sinkende Flocken gebunden; abgestorbene Algen sanken schneller ab als lebende (Kap. 4.3, 5.5). Das Plankton aus dem Köhlbrand und der angrenzenden Stromelbe verglichen ORTEGA et al. (1994) mit dem des Hamburger Hafens (Kap. 4.1, 4.4.2). Das Phytoplankton in den elbennahen Bereichen hatte einen größeren Anteil an der Primärproduktion als in den geschlossenen Hafenbecken. Sauerstoffübersättigungen traten nur zum Zeitpunkt der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons und bei Wassertemperaturen unter 15 °C auf. Im Hafen sedimentierten erhebliche Algenmengen (10 - 30 % des Chlorophyll-a-Gehaltes), die höchsten Anteile mit ganzen oder teilweise erhaltenen Chloroplasten gab es an Stellen mit viel Hafenschlick. Sedimentierende Algen stellten eine Nahrungsquelle für Bodentiere dar (Kap. 4.1.2, 5.8). Nach ORTEGA et al. (1994) trat durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit bei Zunahme der Gewässertiefe (Bunthaus: 2 - 3 m Tiefe, Hafen: etwa 10 - 15 m) ein verstärktes Absinken von Material aus der durchlichteten Zone auf und somit ein Verlust an Primärproduzenten im Hafen (FAST 1993; Kap. 4.3, 5.7). Außerdem trug der Verdünnungseffekt durch ein vergrößertes Wasservolumen unterhalb Bunthaus (Querschnitt bei Bunthaus: MTnw 1.500 m², MThw 2.900 m², Teufelsbrück: MTnw 4.400 m², MThw 5.700 m², BERGEMANN, pers. Mitt.) zum "Verlust" an Primärproduzenten bei.

Nach KIES et al. (1994) war der Anteil frei im Wasser auftretender Algen kleiner als der in Flocken (Kap. 4.3.1). Flocken, die aus dem Bereich der maximalen Trübung entnommen wurden, enthielten nur wenige lebende Algen. WOLFSTEIN & KIES (1995) fanden 56 Arten. Sie belegten einerseits einen starken Abfall der Chlorophyll-a-Gehalte über den Hamburger Hafen und andererseits ein weiteres Absinken in der unteren limnischen Zone. So verringerten sich die Chlorophyll-a-Gehalte über den Hafen im Mai 1993 von 32 µg/l auf 2 µg/l. Nach WOLFSTEIN & KIES (1995) führte der vollständige Abbau von 30 µg/l über den Hafen zu einem Sauerstoffverbrauch von 1,9 mg/l, was unterhalb Hamburgs etwa einem Defizit von ca. 30 - 50 % entsprach. Im Untersuchungszeitraum

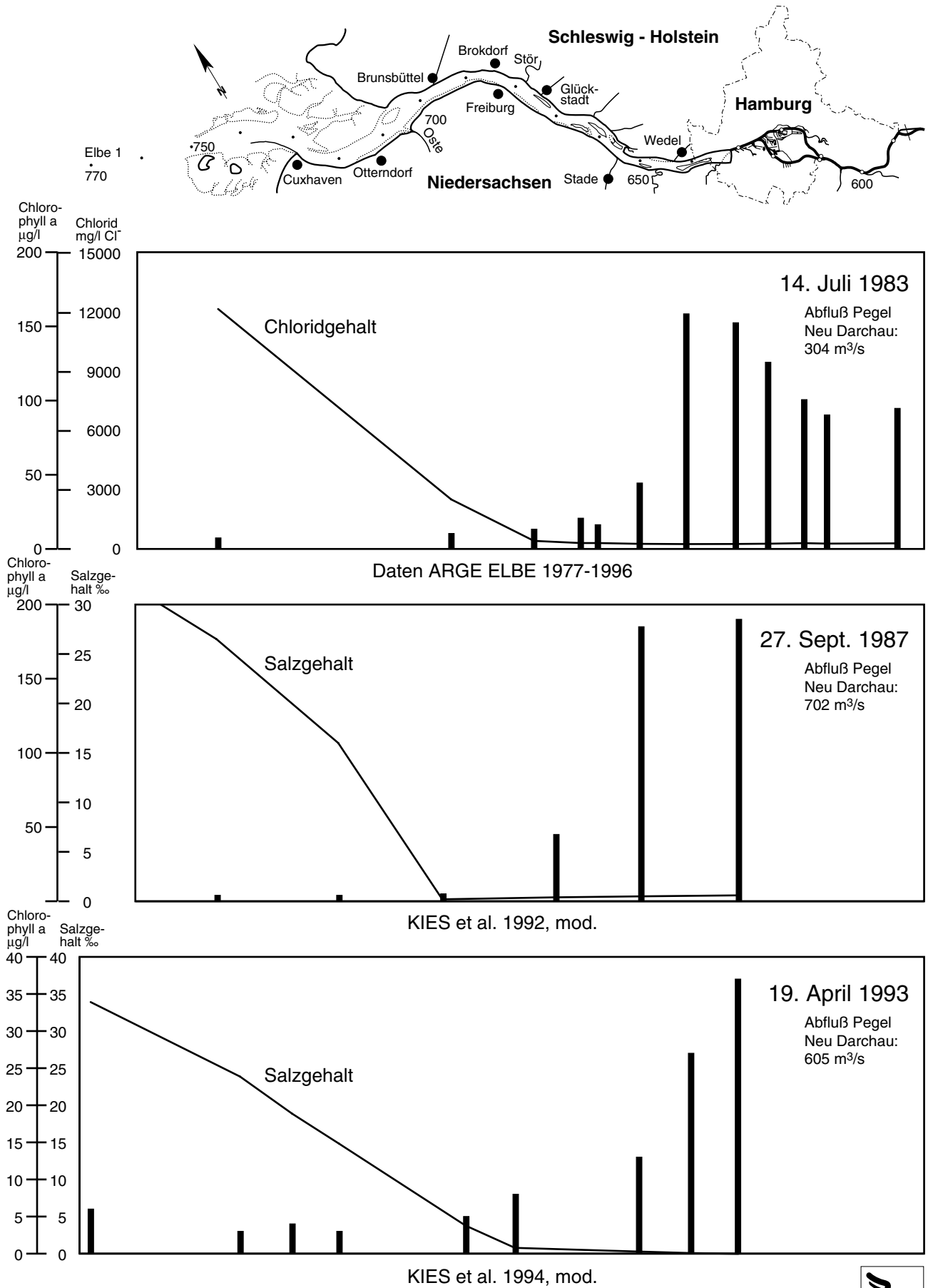


Abb. 16 Chlorophyll-a-Gehalte des Phytoplanktons und Chlorid- bzw. Salzgehalte im Längsschnitt des Elbe-Aestuars

wurde der Abbau abgestorbener Plankter als hauptsächliche Ursache für die Zehrung angesehen. Zwischen Hamburg und Glückstadt bzw. Pagensand wurden minimale Chlorophyll-a-Konzentrationen von 0,5 µg/l und ein Absinken der in Flocken inkorporierten Algen registriert. Stets waren die Chlorophyll-a-Konzentration der schneller sinkenden Flocken niedriger als derjenige der langsam sinkenden. Dabei gab es in der schnell sinkenden Fraktion viele tote Kieselalgen, an den langsam sinkenden Fraktionen mehr Grünalgen. Aus Chlorophyll-a-Gehalten, Phaeopigment/Chlorophyll-a-Verhältnissen und organischen Kohlenstoff-Gehalten beider Fraktionen leiteten WOLFSTEIN & KIES (1995) sowie WOLFSTEIN (1996) den Verlust großer Biomasseanteile in Form von Algendetritus für die Tideelbe unterhalb Hamburgs ab (Kap. 4.3, 5.5, 5.7).

4.4.1.2 Punktuelle Untersuchungen

In seinen Planktonuntersuchungen im Mesohalinikum stellte TIMM (1976) 24 Kieselalgen fest, die aufgrund von Turbulenzen im Austausch mit dem Benthos standen (Kap. 4.1.1). Um die "ökologischen Auswirkungen des künftigen Abwasserablaufes aus dem Klärwerk Dradenau in den umliegenden Hafenbecken und in der Elbe" einzuschätzen, untersuchten KAUSCH & KRIEG (1982) auch das Phytoplankton. Es wurden die Sukzessionen der dominanten Arten dargestellt, die Meßstellen saprobiell bewertet und die Nährstoffverhältnisse (N/P-Verhältnisse) diskutiert. STADIE (1982) ermittelte eine mittlere bis relativ niedrige Produktion und Biomasse für das autotrophe und heterotrophe Plankton im Hamburger Hafen. Die Auswirkungen von Eindeichungsmaßnahmen auf die Flora und Fauna der Haseldorfer Marsch untersuchte HECKMAN (1984, 1986 b). Der Vergleich mehrerer strömungsfreier Gewässer binnendeichs zur Tideelbe ergab deutliche Unterschiede: Während *Coscinodiscus lacustris*, *C. rothii*, *Actinocyclus normanii*, *Oocystis marssonii*, *O. lacustris* und *Closterium prorum* ausschließlich in tidebeeinflussten Bereichen vorkamen, waren *C. moniliferum* und *C. ehrenbergi* auf tidefreie Habitate beschränkt. Binnendeichs nahmen nach der Eindeichung im Verlauf der Sukzession Stillwasserarten zu (Kap. 3). Umfangreiche Untersuchungen zum Phytoplankton der Tideelbe erwiesen dieses als sehr artenreich. Allein für den Hamburger Elbeabschnitt wurden ca. 400 Arten bzw. Varietäten aus Artenlisten unterschiedlicher Zeitperioden beschrieben (KOPPELMANN & KIES 1989; Abb. 17). Speziell über das Vorkommen der Goldalge *Synura* im Hamburger Gebiet arbeiteten KIES & BERNDT (1984).

Aufgrund hohen bakteriellen Sauerstoffverbrauchs, besonders im Frühjahr und Frühsommer, entstanden in der Fahrrinne der Stromelbe periodisch Sauerstoff-Defizite, so im Jahre 1990 (ARGE ELBE 1977 - 1996). Im Gegensatz zur Fahrwassermitte traten auf den Watten nicht nur positive Sauerstoffbilanzen auf, sondern es kam zeitweise gegen Abend sogar zu hohen Übersättigungen (CASPER 1984). Im Flachwassergebiet Mühlenberger Loch gab es hohe Sauerstoffproduktions-Potentiale von, je nach Tidephase, 9 - 41 t O₂/6 h, das mit zur biogenen Belüftung beitrug (Kap. 4.1.1, 5.6). In der Stromelbe vor dem Mühlenberger Loch wurde hingegen ein Sauerstoffdefizit von 6 t O₂/6 h errechnet. POSEWANG-KONSTANTIN et al. (1992) fanden dort keine Werte unter 3 mg O₂/l.

Die Ergebnisse von Planktonuntersuchungen an oberflächennahen Schöpfproben aus dem Hauptstrom bei Wedel und an Proben aus der Hahnöfer Nebenelbe (NE) zeigen für den Beispielzeitraum 1982 bis 1987 (in: ARGE ELBE 1977 - 1996) charakteristische Unterschiede, die im Prinzip auch für andere Nebenelben und die dort angrenzenden Haupt-

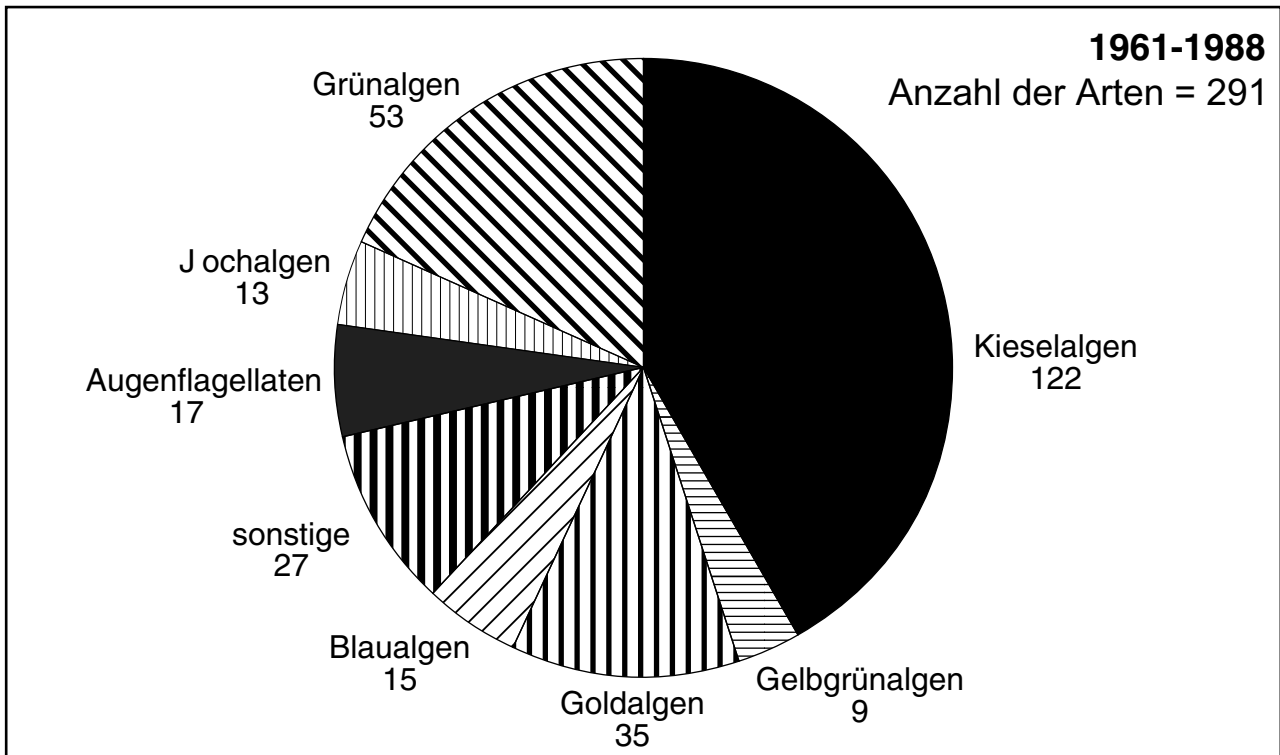
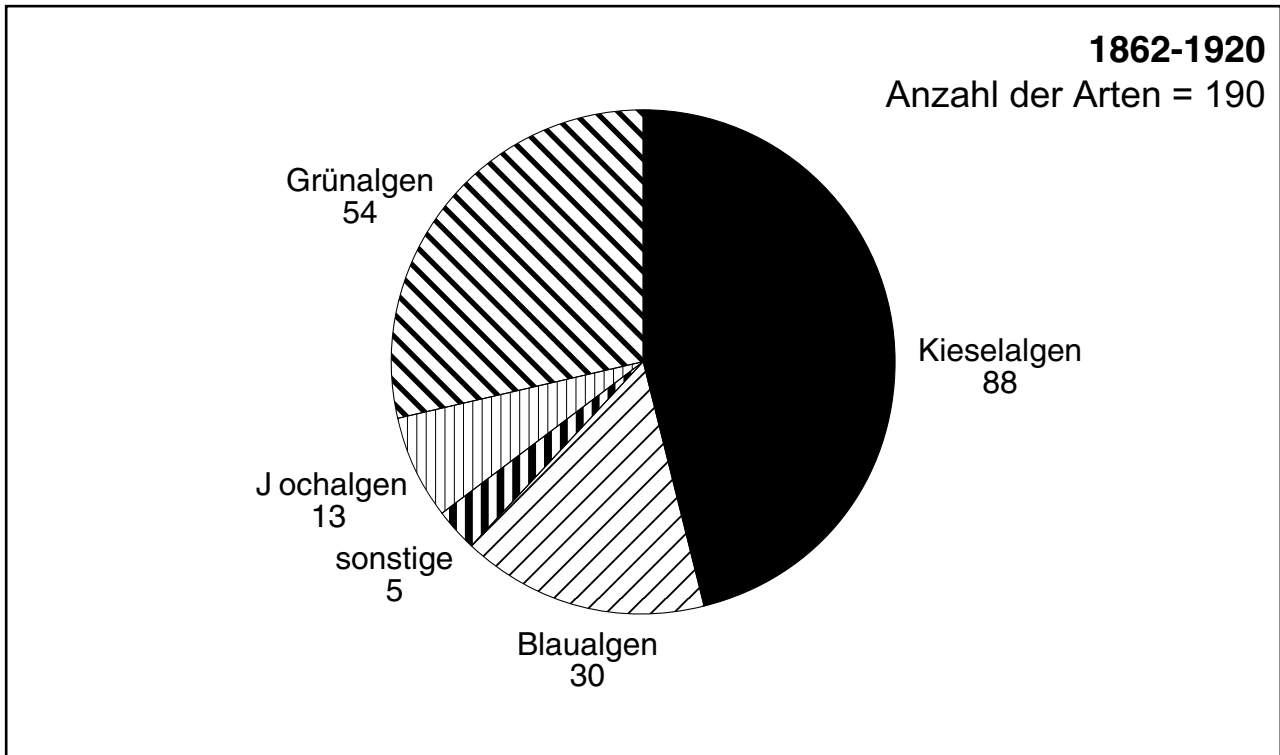


Abb. 17

**Anzahl der Arten pro Algenklasse des Phytoplanktons
im Hamburger Elbebereich im Vergleich der Jahre
1862 - 1920 zu 1961 - 1988 (KOPPELMANN & KIES 1989, mod.)**

strombereiche gelten: Grundsätzlich waren bei hoher Streuung der Werte die mittleren Individuendichten des Phytoplanktons, der Kieselalgen und die Chlorophyll-a-Gehalte im Winter (hier: Oktober bis April) schwächer ausgeprägt als im Sommer (hier: Mai bis September, entspricht in etwa der Vegetationsperiode). Ferner waren die Individuendichten des Phytoplanktons und der Kieselalgen sowie die Chlorophyll-a-Gehalte im Winter in der Stromelbe geringfügig höher. Demgegenüber übertrafen im Sommer die Chlorophyll-a-Gehalte aus Proben der Hahnöfer NE die Werte von Proben aus dem Hauptstrom erheblich. (Die vorstehend beschriebenen Befunde sind in Abb. 18 als Box-Plots dargestellt; die statistischen Informationen eines Box-Plots sind dort ebenfalls kurz angeführt.) In der Regel lagen in diesem Zeitraum auch die Sauerstoffgehalte der Nebelbe deutlich über den Gehalten des Hauptstromes (in: ARGE ELBE 1977 - 1996). Hieraus ergibt sich zusammen mit dem günstigen atmosphärischen O₂-Eintrag aufgrund der großen spezifischen Wasseroberfläche eine herausragende Bedeutung der Nebelben und anderer Flachwasserbereiche (Bereich zwischen MTnw und MTnw -2 m) für den Sauerstoffhaushalt des Stromes; insbesondere dann, wenn sich die O₂-Gehalte im stark vertieften Hauptstrom (Großschiffahrtsrinne) aufgrund intensiver mikrobieller Umsetzungsprozesse während der warmen Jahreszeit auf einem niedrigen Niveau befinden.

4.4.1.3 Zeitliche Aspekte (annuale, saisonale und tidale Schwankungen)

Um die Ursache der Schwankungen im Herings- und Sprottenbestand vor der Elbemündung zu finden, wurden bereits im letzten Jahrhundert umfangreiche Planktonuntersuchungen durchgeführt. Hieraus ergaben sich annuale qualitative und quantitative Unterschiede im Plankton (KRAEFFT 1908). Längerfristige Fluktuationen belegten Datensätze von 1984 bis 1993 aus dem Übergangsbereich zwischen Süß- und Brackwasser (RIEDEL-LORJÉ 1994). Dort kam die Kieselalge *Actinocyclus normanii* mit max. 4×10^5 Zellen/l (1984 - 1988) vor. Sie war mit nur wenigen Ausnahmen bei einer Stetigkeit von 90 - 100 % dominant; in den darauffolgenden oberwasserarmen Jahren mit erhöhtem Salzgehalt erfolgte ein stetiger Rückgang von 50 % auf bis zu 0 %. Bei Brackwasserschüben drangen euryhaline Arten (Kap. 4.4.1) aus der Nordsee in die meso- bis oligohaline Brackwasserzone ein. Grünalgen und Blaualgen, von der fädigen *Oscillatoria agardhii* dominiert, beschränkten sich weitgehend auf limnische Phasen (Kap. 5.4). Vom Winter bis ins Frühjahr gab es ein spärliches kälteliebendes Plankton überwiegend aus Kieselalgen bestehend. Auffällig war das Vorkommen von der Blaualge *O. agardhii* bei niedrigen Wassertemperaturen zu Anfang des Winters. Im Frühjahr vermehrte sich das Plankton stark und erreichte dabei oft sogar das Jahresmaximum, wobei noch die Kieselalgen vorherrschten. Im Sommer dominierten im Süßwasser die Grünalgen, gefolgt von Blaualgen, insbesondere von *O. agardhii*, die in einigen Jahren sogar in der kühleren Jahreszeit noch massenhaft auftrat. Stromabwärts entwickelten sich zeitweise die für das untere Süßwasser typischen zentralen Kieselalgen *Actinocyclus normanii*, *Cyclotella striata*, *Surirella ovata* und die pennate *Nitzschia tryblionella*. Im Herbst verringerte sich der Planktonbestand wieder erheblich, wobei der relative Anteil der Kieselalgen zunahm. Für die einzelnen Halinitätszonen existierten Indikatorarten.

Die Halinitätszonen im Übergangsbereich zwischen limnischen Flußwasser und marinem Nordseewasser verschieben sich in der Unterelbe rhythmisch aufgrund des Tideinflusses sowie unrythmisch durch sich ändernde Oberwasserabflüsse und Starkwindeinflüsse aus bestimmten Richtungen. Regelmäßige Planktonuntersuchungen an ein und dem

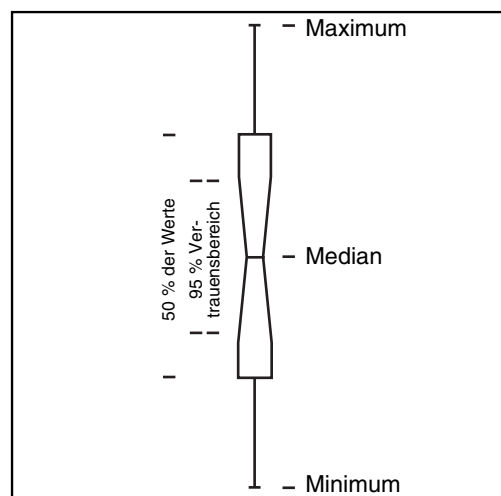
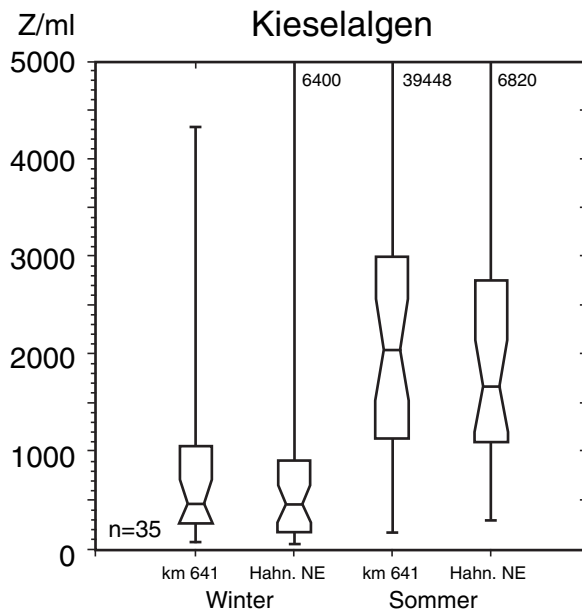
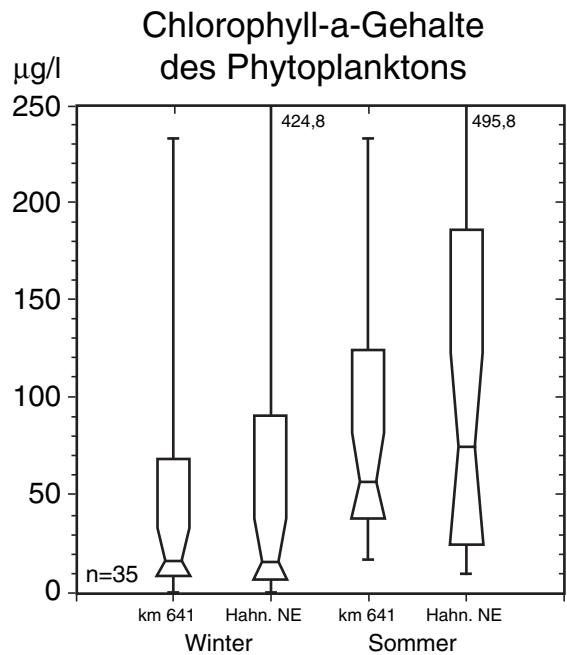
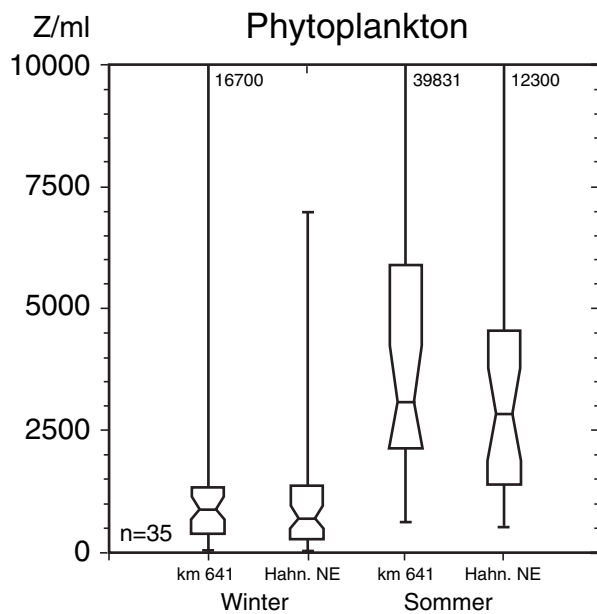
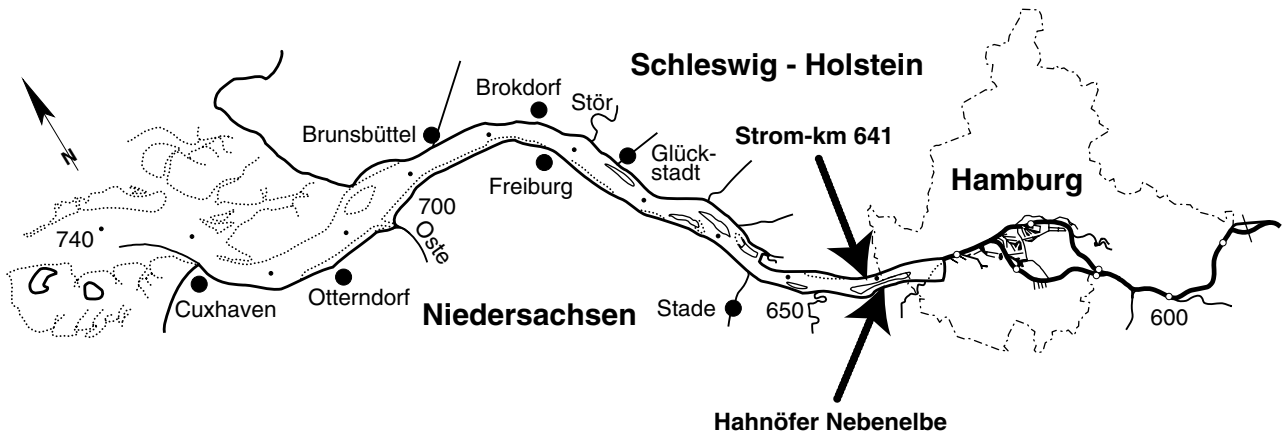


Abb. 18 Phytoplankton, Chlorophyll-a-Gehalte des Phytoplanktons und planktische Kieselalgen in der Stromelbe (km 641) und der Hahnöfer Nebelbe (Sommer- und Winter-Mittelwerte der Jahre 1982-1987 als Box-Plots)

selben Meßort innerhalb dieses Übergangsbereiches führen folglich zu unterschiedlichen und zum Teil nicht vergleichbaren Untersuchungsergebnissen (vgl. auch Kap. 4.4.2, 5.4, 5.7). Ein Beispiel für die hohe Variabilität der Meßergebnisse gleichen Ortes (Strom-km 668) gibt die Abb. 19 wider, in der über eine Jahresreihe (1984 bis 1993) die Gesamtzellzahlen des Phytoplanktons aus "Hochwasserproben" und "Niedrigwasserproben" gegenübergestellt wurden.

Auch HENTSCHEL (1964) wies auf die Bedeutung der räumlichen und zeitlichen Stellung von Planktondaten hin und belegte die starken Unterschiede an Tideuntersuchungen vor Cuxhaven. Während dort bei sehr hohen Oberwasserabflüssen limnisches Plankton vorkam, bewirkten niedrige Oberwasserabflüsse einen ausgeprägten Wechsel zwischen vitalen marinen und abgestorbenen limnischen Formen (BURSCHE et al. 1958 b).

4.4.1.4 Leitarten der Halinitätszonen

THIEMANN (1934) stellte in den verschiedenen Halinitätszonen unterschiedliche Planktongemeinschaften bzw. Leitarten zum Teil mit überlappendem Charakter fest (Tab. 13.) Auch andere Autoren, wie z. B. BURSCHE et al. (1958 a), leiteten aus den Phytoplankton-Ergebnissen diverser Untersuchungsfahrten bestandsbildende Arten ab, die mit den von THIEMANN genannten weitgehend übereinstimmten. KÜHL & MANN (1961) ergänzten später ihre Befunde durch vergleichende hydrochemische Untersuchungen an den Mündungen deutscher Flüsse.

SCHULZ (1961) widmete sich ausführlich den Indikatoren für bestimmte Halinitätszonen, die sich entsprechend der Oberwasserführung ($MQ_{\text{Juli 1957}} = 389 \text{ m}^3/\text{s}$, $MQ_{\text{August 1957}} = 855 \text{ m}^3/\text{s}$) verschoben (Abb. 20; Kap. 5.4). *Cyclotella meneghiniana*, *C. pseudostelligera*, *C. comta*, *C. striata* und *Stephanodiscus astrea* zeigten dagegen keine derart ausgeprägten Salzgehaltsspräferenzen. Eine der wenigen extrem euryhalinen Arten war die kleine zentrale Kieselalge *Thalassiosira pseudonana* (BÖHLING 1986). Bei Brackwasserschüben drangen marine euryhaline Arten wie *Actinoptychus undulatus*, *Biddulphia sinensis* (syn. *Odontella sinensis*), *Chaetoceros* spp., *Lithodesmium undulatum* und *Skeletonema costatum* von See her in die meso- bis oligohaline Brackwasserzone ein (Kap. 4.4.1).

Aus dem Phyto- und Zooplankton der Tideelbe leitete SCHULZ (1961) fünf verschiedene Planktongesellschaften für bestimmte Regionen im Längsprofil ab (Tab. 14; Kap. 4.4.2).

NÖTHLICH (1972 a, b) legte sechs Planktongemeinschaften für das Elbe-Aestuar fest. Er ordnete zwei dem externen Aestuarbereich außerhalb von Cuxhaven zu: das eumarine Plankton und das euryhaline Meroplankton. Für den internen Abschnitt zwischen Cuxhaven und Hamburg gab er das marin-brackige und das limnisch-brackige Mischplankton sowie die *Actinocyclus-Eurytemora*-Gesellschaft an. Im Gezeitenbereich oberhalb Hamburgs, der sog. "Oberelbe", folgte die *Melosira-Brachionus*-Gesellschaft.

FAST (1993) beschreibt für den Längsschnitt der Tideelbe unterhalb Hamburgs die relativen Anteile ausgewählter Phytoplanktonorganismen (Abb. 21) sowie die Häufigkeiten bestimmter limnischer, brackwassertoleranter und mariner Arten, auch in Abhängigkeit saisonaler Aspekte (Abb. 22), wobei er *Actinocyclus normanii* als eine der dominantesten Arten herausstellte. Auch RIEDEL-LORJÉ (1994) bestätigte *A. normanii* als Leitform der

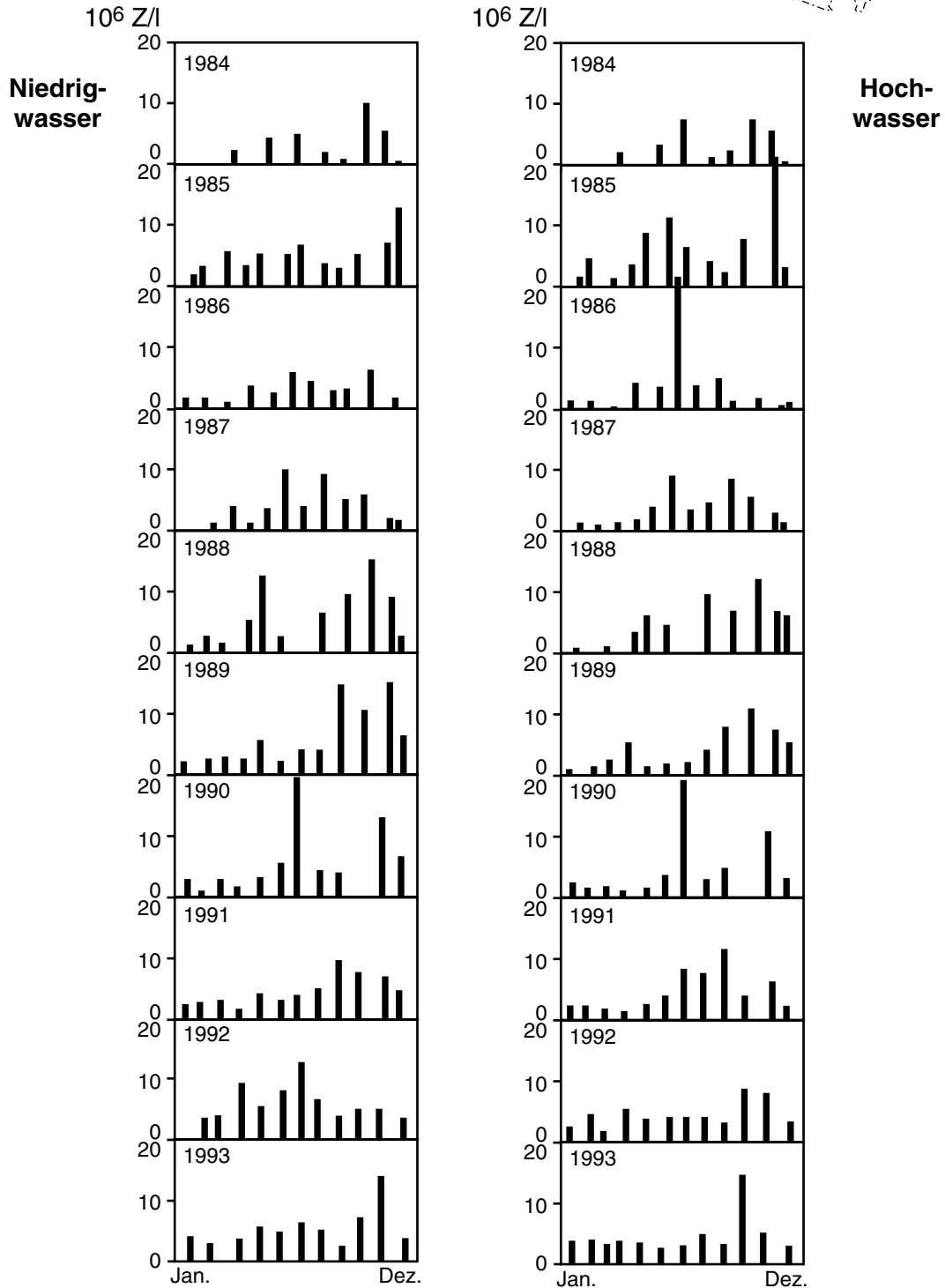
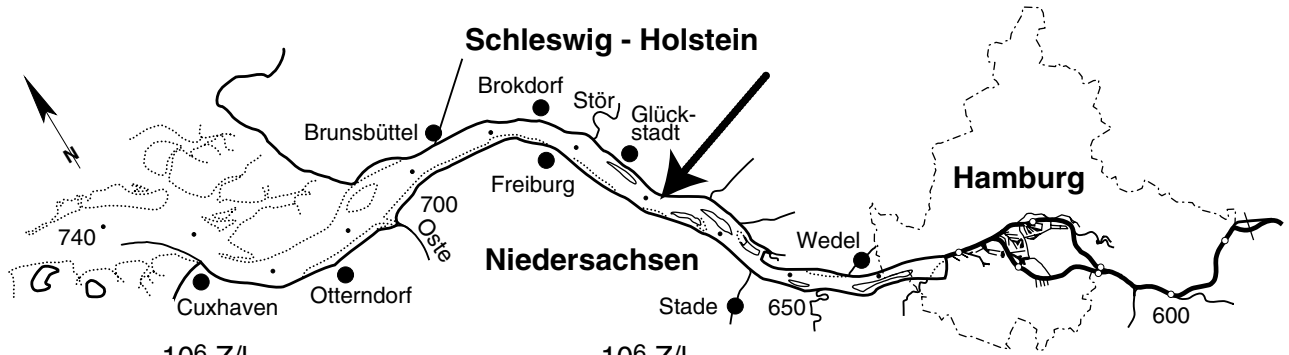


Abb. 19

Phytoplankton am Nordufer der Tideelbe bei km 668 während der Jahre 1984 - 1993 (RIEDEL-LORJÉ 1994)



Tab. 13

Häufige bis dominante Arten bzw. Leitarten
der verschiedenen Halinitätszonen

| Halinitätszonen im Elbe-Aestuar | | | | |
|--|--|---|---|--|
| marin | | brackig | | limnisch |
| euhalin | polyhalin | mesohalin | oligohalin | limnisch (unterhalb Hamburgs) |
| | | <i>Scenedesmus quadricauda</i> 5) | <i>Scenedesmus quadricauda</i> 1, 2, 5) | <i>Scenedesmus quadricauda</i> 1, 2, 3, 4, 5) |
| | | | <i>Monoraphidium</i> spp. (syn. <i>Ankistrodesmus</i> spp.) 1, 2) | <i>Monoraphidium</i> spp. (syn. <i>Ankistrodesmus</i> spp.) 1, 2, 3, 4) |
| | | | <i>Melosira varians</i> , <i>M. granulata</i> 1, 3) | <i>Melosira varians</i> , <i>M. granulata</i> 1, 3, 4) |
| | | | <i>Cyclotella meneghiniana</i> 1, 4) | <i>Cyclotella meneghiniana</i> 1, 4) |
| | | <i>Coscinodiscus</i> (syn. <i>Actinocyclus</i>) <i>normanii</i> 1, 2, 5) | <i>Coscinodiscus</i> (syn. <i>Actinocyclus</i>) <i>normanii</i> 1, 2, 3, 4, 5) | <i>Coscinodiscus</i> (syn. <i>Actinocyclus</i>) <i>normanii</i> 2, 3, 4, 5) |
| | | <i>Coscinodiscus commutatus</i> 3, 4) | <i>Coscinodiscus commutatus</i> 3, 4) | |
| | | <i>Coscinodiscus lacustris</i> 3, 4) | <i>Coscinodiscus lacustris</i> 3, 4) | <i>Coscinodiscus lacustris</i> 2, 3, 4) |
| | | <i>Cyclotella lucens</i> (syn. <i>Stephanodiscus lucens</i> 2, 4) | <i>Cyclotella lucens</i> 2, 4) | |
| | | <i>Cyclotella striata</i> 2) | <i>Cyclotella striata</i> 2, 4) | <i>Cyclotella striata</i> 4) |
| <i>Skeletonema costatum</i> 3, 5) | <i>Skeletonema costatum</i> 1, 4, 5) | <i>Skeletonema costatum</i> 4) | | |
| <i>Odontella</i> spp. (syn. <i>Biddulphia</i> spp.) 1, 3, 5) | <i>Odontella</i> spp. (syn. <i>Biddulphia</i> spp.) 1, 4, 5) | | | |
| <i>Rhizosolenia</i> spp. 1, 3, 5) | <i>Rhizosolenia</i> spp.* 1, 4, 5) | | | |
| <i>Dinophysis acuta</i> 1) | <i>Dinophysis acuta</i> 4) | | | |
| <i>Ceratium horridum</i> 2) <i>C. fusus, furca</i> 3) | <i>Ceratium horridum</i> 2) <i>C. fusus, furca</i> 4) | | | |

1) BURSCHE et al. 1958 a; 2) FAST 1993; 3) NÖTHLICH 1967; 4) SCHULZ 1961; 5) THIEMANN 1934.

* ohne *Rhizosolenia longiseta*

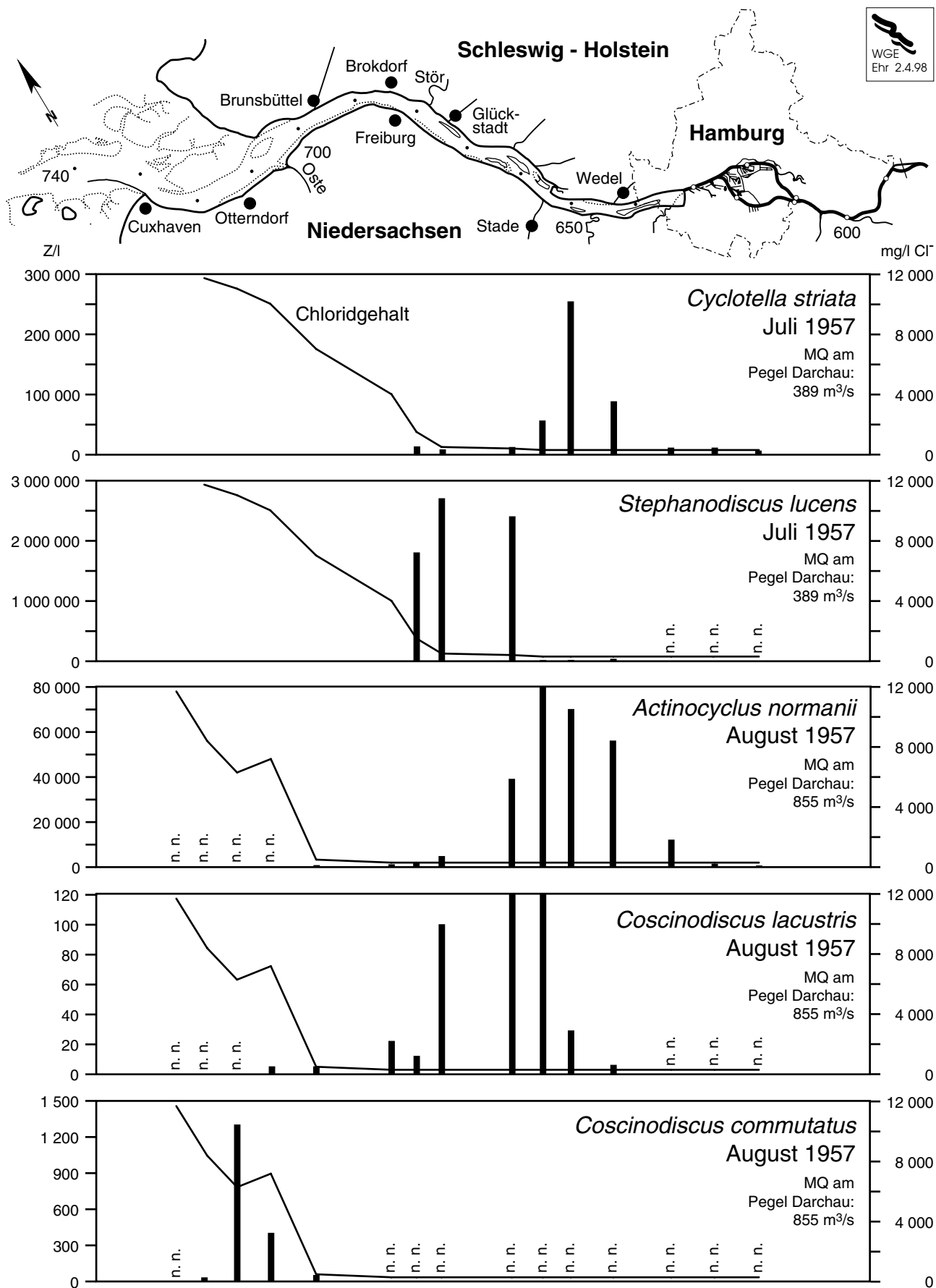


Abb. 20 Verbreitung von ausgewählten Kieselalgen sowie Chloridgehalte im Längsschnitt des Elbe-Aestuars bei unterschiedlichen Oberwasserabflüssen im Sommer 1957 (SCHULZ 1961, mod.)

Tab. 14: Plankton-Gesellschaften der verschiedenen Halinitätszonen im Elbe-Aestuar nach SCHULZ (1961), mod.

| Bereich | Klassifizierung (Halinität) | Gesellschaft |
|---|--------------------------------|---|
| Limnogener Bereich | | |
| Flußbereich oberhalb von Hamburg | vorwiegend Süßwasserplankton | <i>Melosira - Brachionus</i> |
| Flußbereich unterhalb von Hamburg bis zur Brackwassergrenze | vorwiegend Brackwasserplankton | <i>Actinocyclus normanii</i> (<i>Eurytemora affinis</i>) |
| Thalassogener Bereich | | |
| mixo-oligohaline Zone | | <i>Synchaeta bicornis</i> |
| mixo-mesohaline Zone | | <i>Coscinodiscus commutatis</i> |
| mixo-polyhaline Zone | marines Plankton | marin |

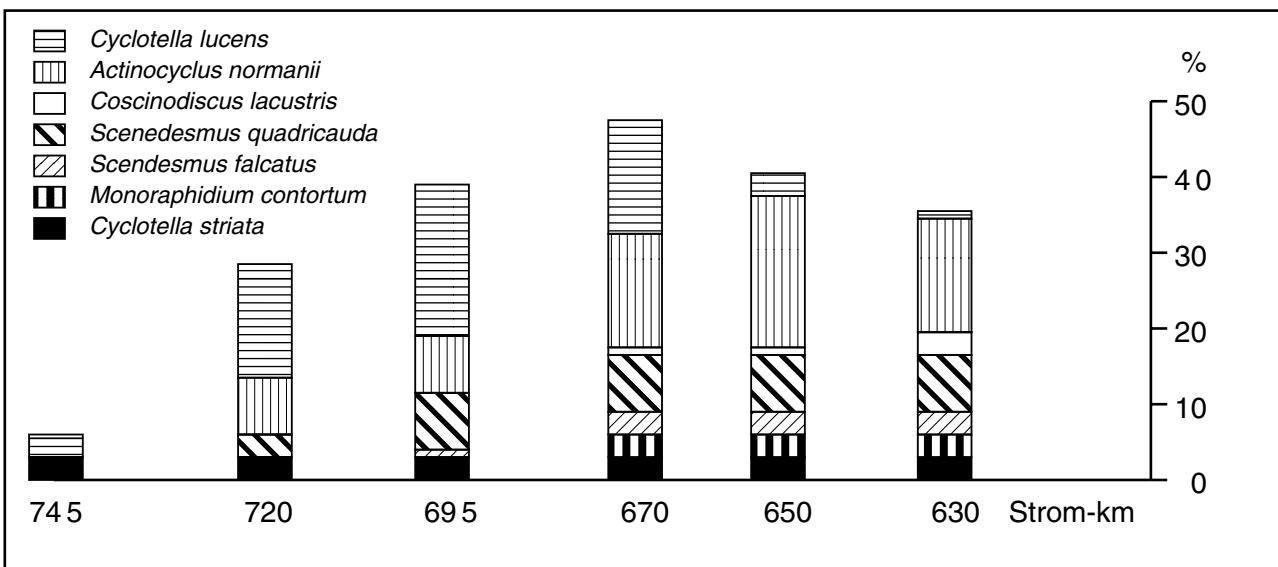
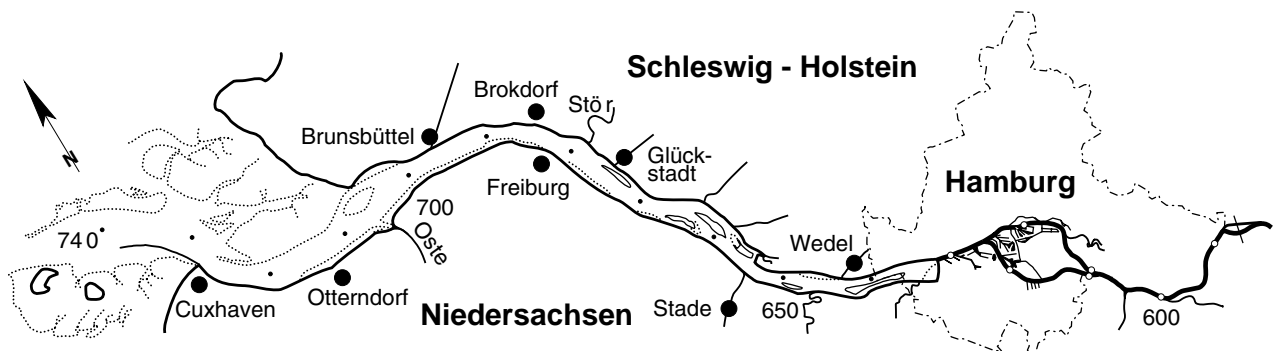


Abb. 21 Relative Anteile ausgewählter Arten an der Gesamtzellzahl des Phytoplanktons im Längsschnitt des Elbe-Aestuars im Herbst 1987 (FAST 1993, mod.)

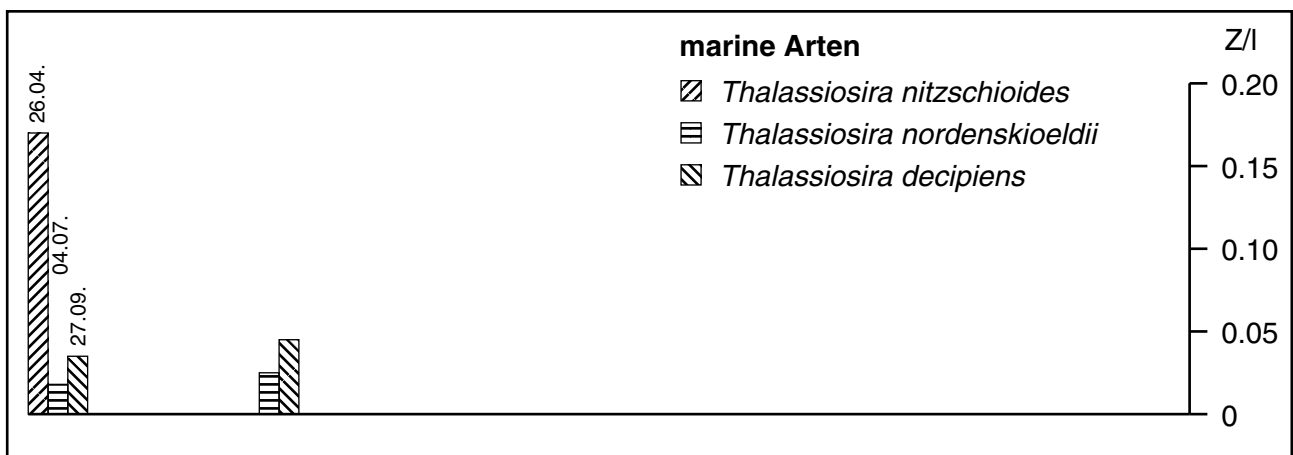
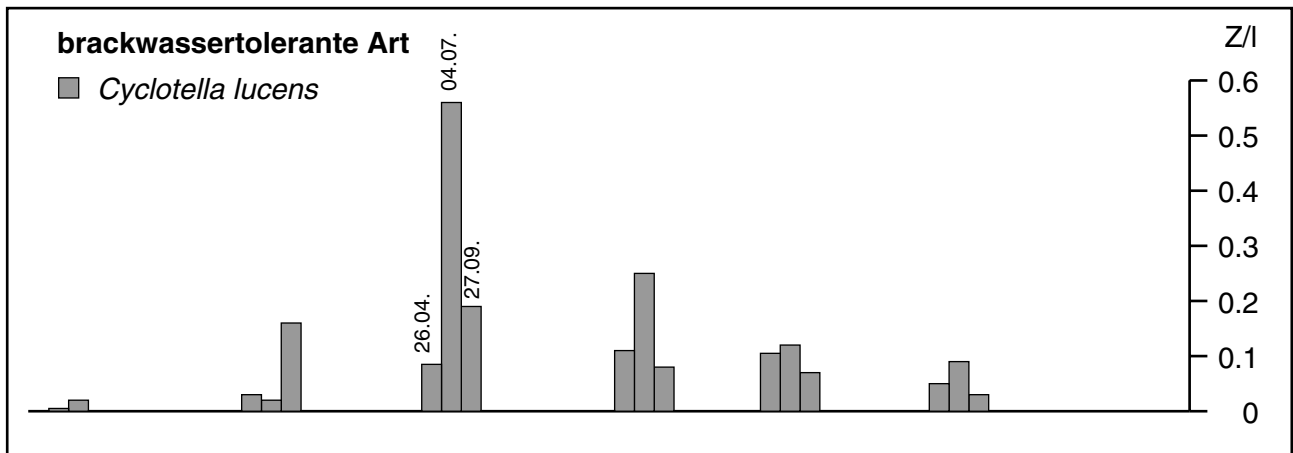
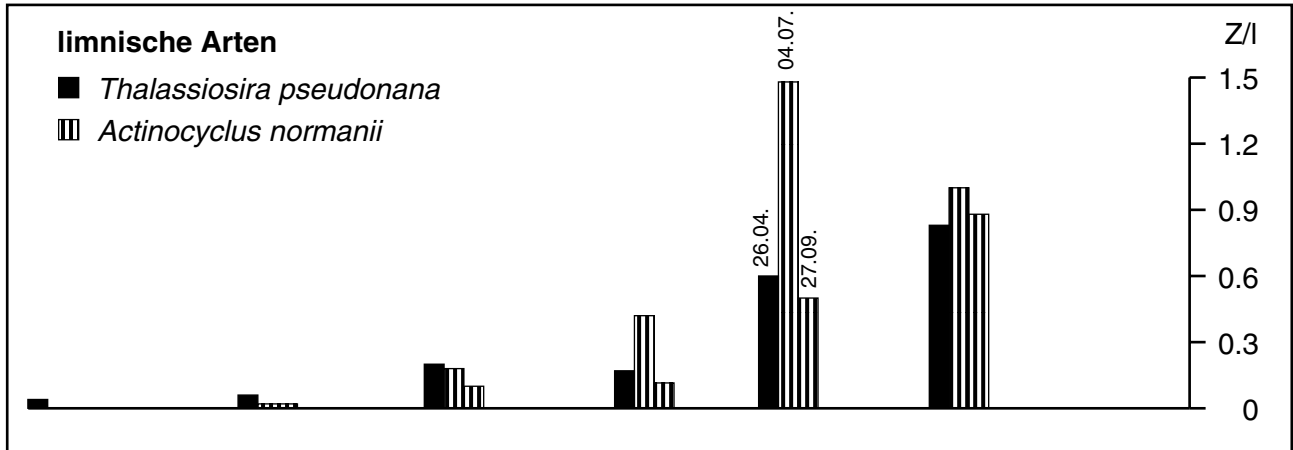
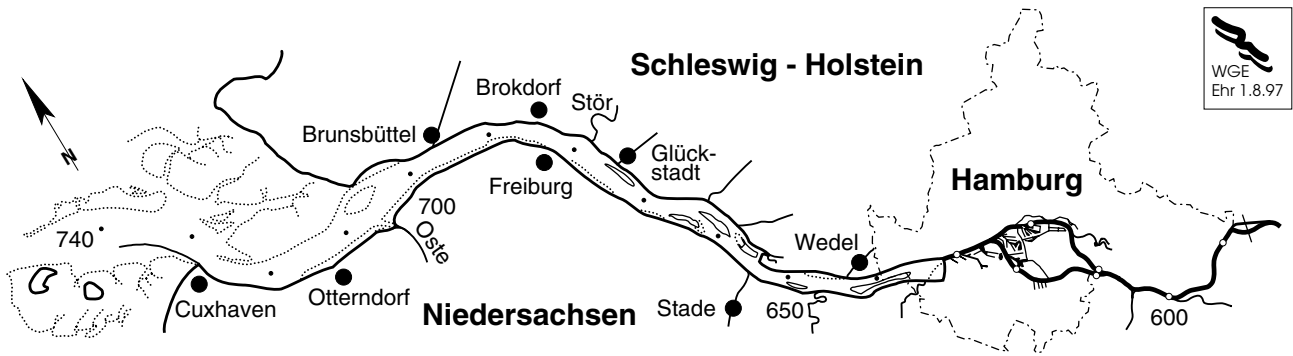
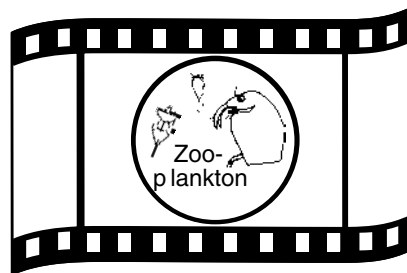


Abb. 22 Verbreitung von Phytoplankton-Arten im Längsschnitt des Elbe-Aestuars im Frühjahr, Sommer und Herbst 1986 (FAST 1993, mod.)

unteren Süßwasserregion (Kap. 4.4.1). Die Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren zu dieser Art in der Tideelbe sind in Abb. 23 zusammen mit den entsprechenden Salzgehaltsbefunden dargestellt. Abb. 24 spiegelt beispielhaft für das Jahr 1981 die jahreszeitliche Entwicklung von *A. normanii* im Längsprofil der Tideelbe wider. Grundsätzlich muß *A. normanii* aufgrund der häufigen Nennung in der entsprechenden Fachliteratur und wegen ihrer Häufigkeit, ihrer Größe und ihrer leichten Identifizierbarkeit als Charakterart der Unterelbe angesehen werden. Sie ist damit in gewisser Weise das pflanzliche Gegenstück zu dem Kleinkrebs *Eurytemora affinis* (Kap. 4.4.2, 5.8).

4.4.2 Zooplankton



Im vorigen Jahrhundert machte DAHL (1893) erstmals qualitative Angaben über die Zusammensetzung des Zooplanktons im Längsschnitt der Unterelbe, welches durch VOLK (1903, 1910 a) umfassender und von THIEMANN (1934) schließlich auch quantitativ untersucht wurde. TIMM (1903, 1905) beschrieb die Wasserflöhe (mit Illustrationen) und Ruderfußkrebse im Hamburger Gebiet und wies auf die großen Dichten des calanoiden Ruderfußkrebse *Eurytemora affinis* sowohl bei Hamburg als auch bei Cuxhaven hin. Mit der Bedeutung der Ruderfußkrebse im Nahrungsgefüge beschäftigten sich BURCKHARDT (1935), LADIGES (1935) und STADEL (1936). Die quantitative Verbreitung des Zooplanktons im Längsschnitt wurde von KÜHL & MANN (1962, 1963, 1967) dokumentiert. SCHULZ (1961) erfaßte dort auch das Mikrozooplankton. Der Einfluß der Tide auf eine "benthoplanktische Lebensgemeinschaft" bei Cuxhaven wurde von HENTSCHEL (1964) beschrieben. GIÉRE (1964, 1968) untersuchte die tidebedingten und saisonalen Fluktuationen des Zooplanktons im Elbe-Aestuar, wobei er erstmals auch das Artenspektrum der planktischen Larvenstadien (Vielborstiger Ringelwürmer, Seepocken und Ruderfußkrebse) berücksichtigte. Das Zooplankton des Hamburger Hafens bearbeiteten ORTEGA et al. (1994) sowie SUDWISCHER (1993). Dem Plankton der Nebenflüsse und Randbereiche der Tideelbe wurde bisher nur wenig Beachtung geschenkt: ORTEGA (1991) beschrieb den Einfluß des Elbewassers auf das Zooplankton der Este, HOLST (1996) sowie ZIMMERMANN & KAUSCH (1996) und ZIMMERMANN et al. (1998) untersuchten den Rädertier- und Protozoen-Bestand im Längsschnitt der Unterelbe sowie in der Hahnöfer Nebenelbe (Kap. 4.3.2). Das Zooplankton stand außerdem im Mittelpunkt einiger fischereibiologischer Arbeiten: Während FIEDLER (1991) das Zooplankton im Längsprofil sowie in den Nebenelben als Nahrung für Fische erfaßte, belegten KAFEMANN (1992) und KAFEMANN et al. (1996) anhand des Zooplanktons die fischökologische Bedeutung limnischer Flachwassergebiete. MÖLLER & DIECKWISCH (1991) beschrieben die räumliche und zeitliche Verteilung planktischer Fischlarven im Aestuar, THIEL et al. (1996) die Nahrungsselektivität der Fischlarven für *Eurytemora affinis*. Die neueren Zooplanktonuntersuchungen beantworteten spezielle Fragen, z. B. bezüglich der Ökologie einzelner Arten. Der als typischer Brackwasserorganismus geltende Ruderfuß-

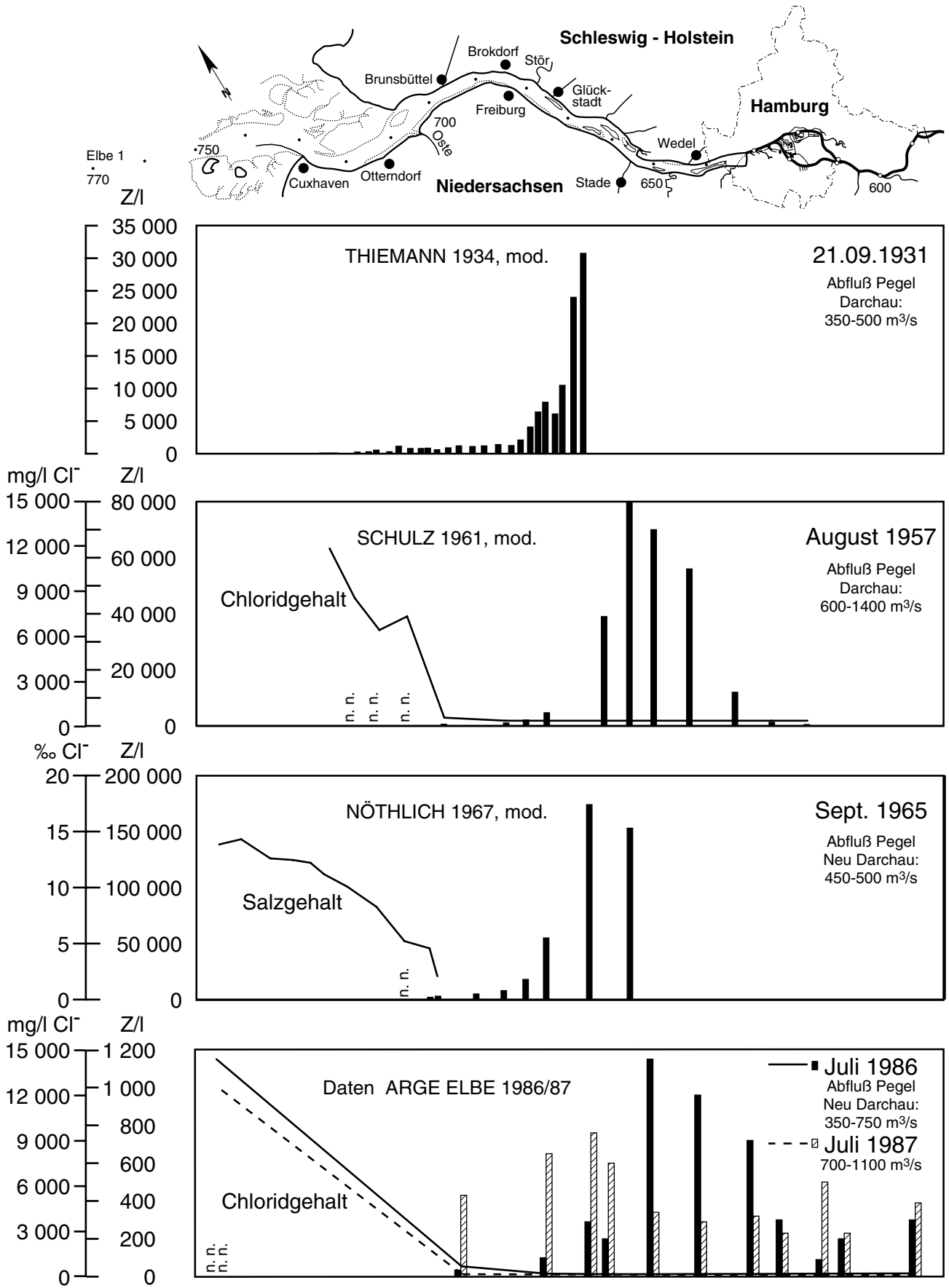


Abb. 23

Verbreitung von *Actinocyclus normanii* sowie Chlorid- bzw. Salzgehalte im Längsschnitt des Elbe-Aestuars

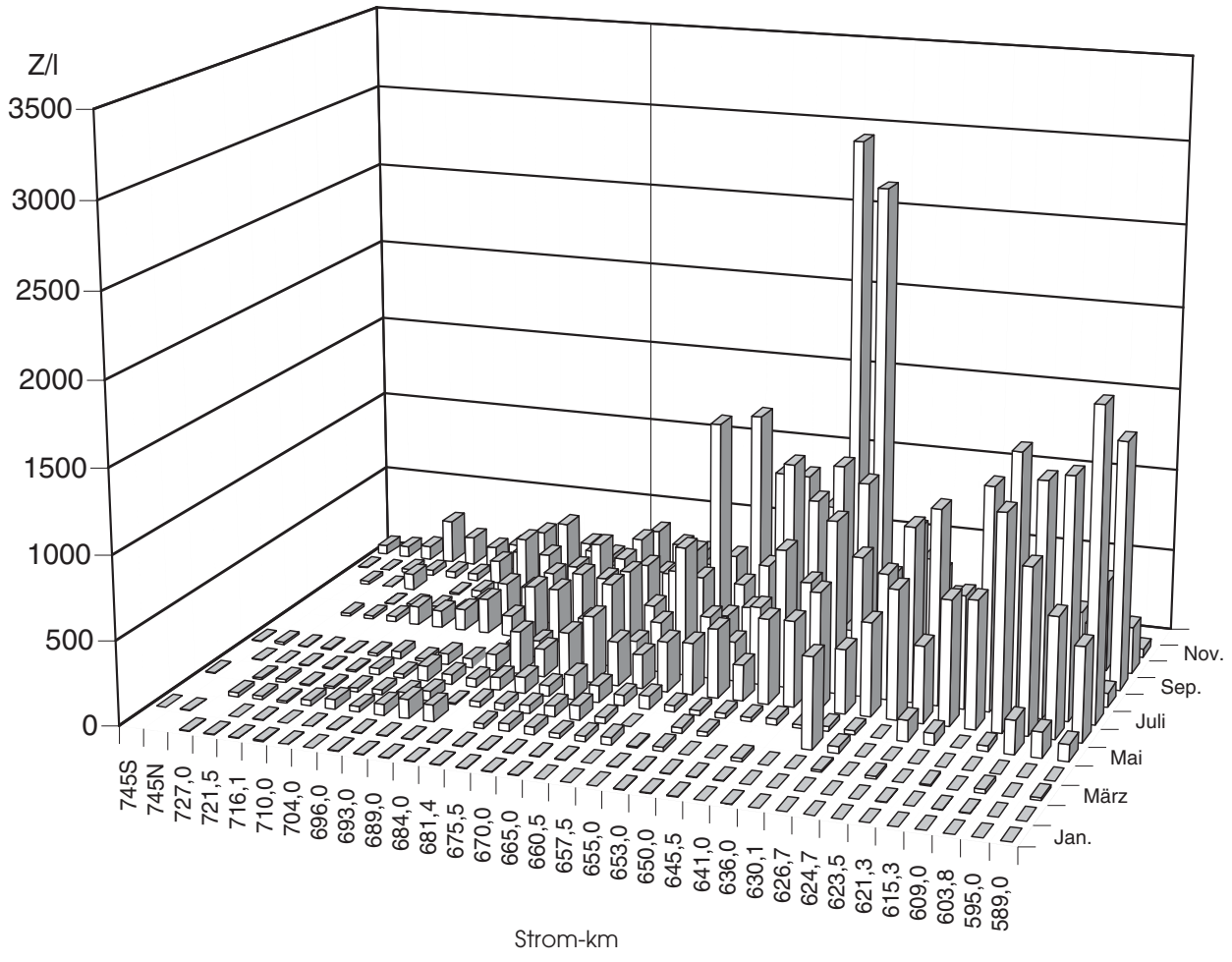
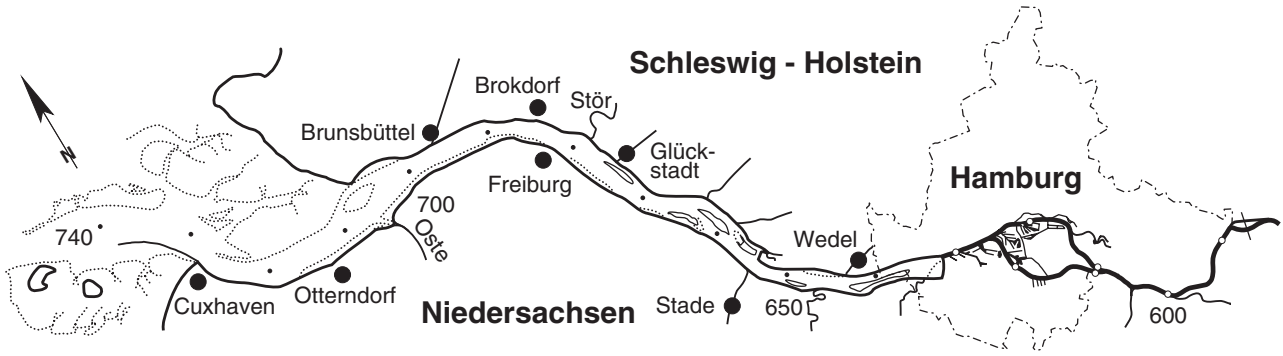


Abb. 24 Jahreszeitliche Entwicklung von *Actinocyclus normanii* im Längsschnitt des Elbe-Aestuars 1981 (Daten: ARGE ELBE 1981 unveröff.)



krebs *Eurytemora affinis* (CASPER 1958) fand als dominierende Art des Krebs-Zooplanktons besondere Berücksichtigung (SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS 1987; BERNÁT 1988; PEITSCH 1992 1993; PEITSCH & KAUSCH 1993; Kap. 5.8).

4.4.2.1 Längsprofil der Tideelbe

Entsprechend der Hydrodynamik ist auch die Verbreitung frei im Wasser schwebender Zooplankter fluktuierend und vom jeweils vorherrschenden Salzgehalt abhängig (Kap. 5.4). Maximale Individuendichten und Biomassen des Zooplanktons wurden in der limnischen Region unterhalb Hamburgs angetroffen. Neben Wimpertieren (SCHULZ 1964) und Geißeltieren waren Rädertiere, Ruderfußkrebse, Wasserflöhe, Nesseltiere und Wenigborstige Ringelwürmer im limnischen Zooplankton vertreten (BERNÁT 1988; HOLST 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN et al. 1998). Die Rädertiere erreichten oberhalb Hamburgs und zeitweise auch in der limnischen Zone der Unterelbe hohe Individuendichten, welche vorwiegend durch die Gattungen *Brachionus* und *Keratella* geprägt waren. Auf das Maximum der Wasserflöhe bei Hamburg folgte nach KÜHL & MANN (1962) elbeabwärts das der Ruderfußkrebse, dann bei Brunsbüttel die zum Makrozooplankton zählenden Schwebgarnelen (KÜHL 1963; KÜHL & MANN 1963) und unterhalb von Cuxhaven marine Ruderfußkrebse. Die planktisch lebenden Larven zahlreicher benthischer Tiere (Meroplankter) wie zehnfüßige Krebse, Seepocken, Vielborstige Ringelwürmer, Stachelhäuter und Weichtiere, typisch für Küstenplankton, waren im Polyhalinikum zeitweise sehr häufig. Sie erreichten dort einen Anteil von bis zu 35 % am Gesamtzooplankton, wovon über 90 % auf Larven von Muscheln und Vielborstigen Ringelwürmern (*Polydora* und *Pygospio*) entfielen (KÜHL & MANN 1962; GIÉRE 1968; PEITSCH 1992). Larven der eingeschleppten Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* gelangten von Cuxhaven sogar bis oberhalb von Hamburg (KOTHÉ 1961 a; Kap. 5.3). Zu Zeiten starker Oberwasserabflüsse wurden andererseits auch reine Süßwasserarten im unteren Aestuar angetroffen. So wiesen KÜHL & MANN (1962) im Zooplankton bei Cuxhaven noch die eigentlich benthischen Wenigborstigen Ringelwürmer *Paranais littoralis* und *Ophidionais* spec. nach (Kap. 4.1.2). FIEDLER (1991) fand im Zooplankton > 500 µm nicht nur echte Plankter, sondern auch Bodentiere (Zuckmücken-Larven), epiphytische bzw. epibenthische (Flohkrebse) oder mesopelagische Formen (Schwebgarnelen). Die Schwebgarnele *Neomysis integer* war, wie z. B. auch der Flohkrebs *Gammarus zaddachi*, in der gesamten Unterelbe verbreitet (Abb. 25.1) und spielte eine wichtige Rolle als Räuber von *Eurytemora affinis* sowie als Nahrung für zahlreiche Fische. Die marinen Krebse *Palaemon adspersus*, *Carcinus maenas* (Larven), *Diastylis rathkei* und der Pfeilwurm *Sagitta* spec. drangen nur maximal bis Brunsbüttel vor. Ausschließlich in der limnischen Region wurden der Krebs *Palaemon longirostris* und Zuckmücken-Larven beobachtet (FIEDLER 1991).

Als vorherrschende Gruppen innerhalb des Krebs-Zooplanktons waren jedoch in der gesamten Unterelbe die Ruderfuß- und Blattfußkrebse anzusehen (Abb. 25.2 u. 25.3; FIEDLER 1991; KAUSCH & PEITSCH 1992). *Eurytemora affinis* dominierte im Zooplankton zwischen Teufelsbrück und Scharhörn. Selbst im Hamburger Hafen stellte *E. affinis* noch die häufigste Art am Gesamt-Krebsplankton dar, schien jedoch aus der Unterelbe zu stammen und mit dem Flutstrom in die unteren Hafenbereiche gespült worden zu sein (SUDWISCHER 1993). Die cyclopoiden Ruderfußkrebse *Eucyclops serrulatus* und *Mesocyclops leuckarti* kamen ausschließlich bei sehr geringen Salzgehalten vor. Typisch

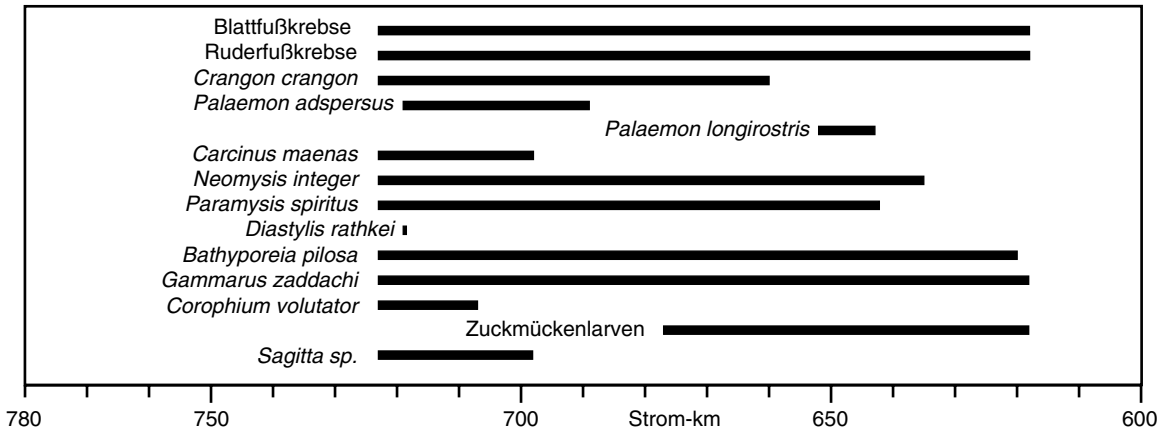
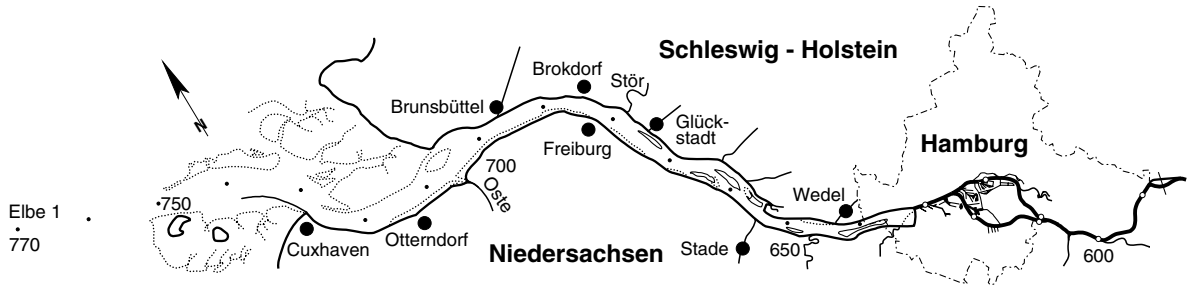


Abb. 25.1 Verbreitung der Zooplankton-Arten > 500 µm im Längsschnitt des Elbe-Aestuars in den Jahren 1986 - 1989 (Daten: FIEDLER 1991)

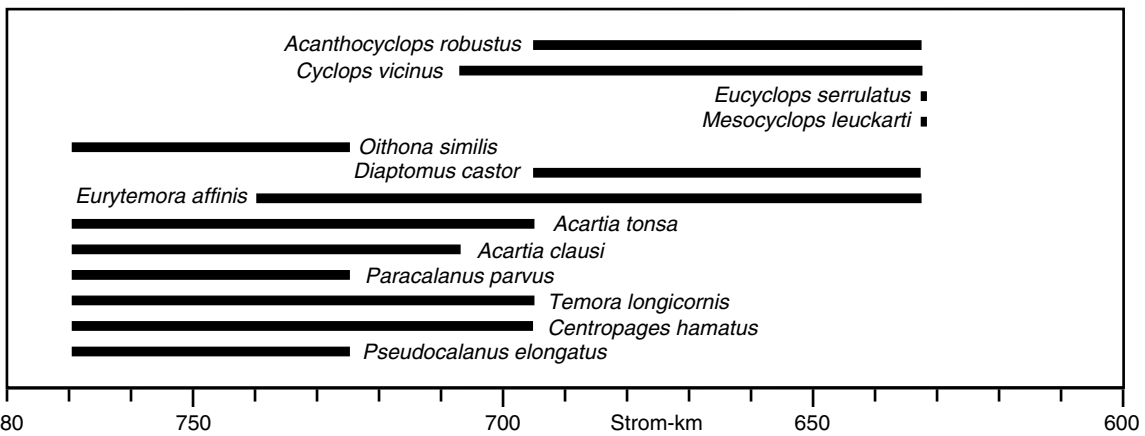


Abb. 25.2 Verbreitung der Ruderfußkrebse-Arten > 55 µm im Längsschnitt des Elbe-Aestuars in den Jahren 1986 - 1989 (Daten: PEITSCH 1992)

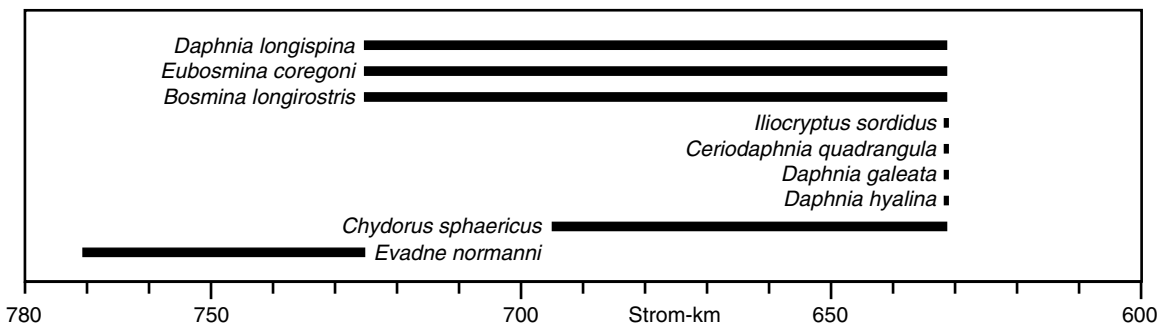


Abb. 25.3 Verbreitung der Blattfußkrebse-Arten > 55 µm im Längsschnitt des Elbe-Aestuars in den Jahren 1986 - 1989 (Daten: PEITSCH 1992)

marine Vertreter waren die calanoiden Ruderfußkrebse *Paracalanus parvus* sowie *Pseudocalanus elongatus*. Innerhalb der planktischen Krebse bildeten die Blattfußkrebse neben den Ruderfußkrebsen die zweithäufigste Gruppe des Zooplanktons der Unterelbe. *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris* dominierten hinsichtlich ihrer Individuendichten und Verbreitung, während *Daphnia galeata* und *Daphnia hyalina* weniger häufig und auf die limnische Region beschränkt waren. Nach SUDWISCHER (1993) war *Bosmina longirostris* auch im Hamburger Hafen der dominierende Wasserfloh. *Evadne nordmanni* trat als typischer Nordsee-Wasserfloh nur im unteren Mündungsbereich auf (KAUSCH & PEITSCH 1992); auch GIERE (1968) fand ihn erst bei Salzgehalten über 10‰.

FIEDLER (1991) fand im Süßwasser unterhalb Hamburgs die maximalen mittleren Individuendichten des Zooplanktons > 500 µm (Abb. 26), von denen die Ruderfußkrebse über 90 % ausmachten (berechnet nach FIEDLER 1991). Ihre Grazingaktivität könnte die oben beschriebene Abnahme der Phytoplankton-Biomasse (Kap. 4.4.1) in diesem Bereich verursacht haben. Das mittlere Biomassemaximum lag weiter stromabwärts etwa zwischen Freiburg und Glückstadt, was dort auf die höheren Anteile an *Neomysis integer* und *Gammarus zaddachi* zurückzuführen war.

Die Blattfußkrebse stellten zwar die zweithäufigste Gruppe des Zooplanktons im Elbe-Aestuar dar; ihre Verbreitung war jedoch vorwiegend auf das Gebiet oberhalb Glückstadts beschränkt (Abb. 26). Zur Längsverteilung einzelner Wasserfloh-Arten in der Unterelbe liegen seit den Untersuchungen von SCHULZ (1961) keine neueren Daten vor. NÖTHLICH (1972 b) betonte jedoch die gute Übereinstimmung seiner Ergebnisse mit der von SCHULZ (1961) festgestellten Planktonverteilung, nach der das Krebsplankton der oberen Tideelbe vorwiegend durch den Wasserfloh *Bosmina longirostris* geprägt wurde. Während die Individuendichten der meisten Süßwasserplankter unterhalb Hamburgs stark abnahmen, wies *B. longirostris* eine Bestandszunahme im Hamburger Bereich auf, welche jedoch in Höhe der oberen Brackwassergrenze wieder abfiel (Abb. 27). Bereits zu Beginn des Jahrhunderts stellte VOLK (1906) die Bedeutung bestimmter Hafenbecken als Brutstätten für *B. longirostris* heraus. Im Gegensatz zu VOLK (1906) und LADIGES (1935) nahmen KÜHL & MANN (1962) jedoch an, daß die Unterelbe nicht auf das Einschwemmen der Wasserflöhe aus angrenzenden Stillwasserbereichen oder Flüssen angewiesen sei, sondern über eigenständige Populationen verfüge. Verglichen mit dem Massenvorkommen der Wasserflöhe im Süßwasser spielten die marinen Wasserflöhe (*Podon*, *Evadne*) in der Außenelbe kaum eine Rolle (KÜHL & MANN 1962).

Innerhalb des Krebsplanktons und somit fast ganzjährig auch des Gesamt-Zooplanktons stellte *Eurytemora affinis* mit bis zu 99 %igen Abundanzanteilen die dominierende Art der Unterelbe dar (PEITSCH 1992). Das Populationsmaximum von *E. affinis* im Süßwasser bei Hamburg wurde bereits von SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS (1987) ermittelt und stimmte mit dem von FIEDLER (1991) beobachteten Ruderfußkrebs-Maximum überein. Die Untersuchung von SCHULZ (1961) machte deutlich, daß die Verteilung von *E. affinis* 1957 ein nahezu identisches Bild ergab (Abb. 27). Die von PEITSCH (1992) beobachtete weiter stromabwärts gelegene, untere Verbreitungsgrenze des Ruderfußkrebses war vermutlich auf die im Frühjahr vergleichsweise hohen Oberwasserabflüsse zurückzuführen (NÖTHLICH 1972 b; KÖPCKE, unveröff.). PEITSCH & KAUSCH (1993) stellten keine einheitliche Verbreitung der einzelnen Entwicklungsstadien des Ruderfußkrebses fest. Zur Hauptreproduktionszeit von *E. affinis* im Frühjahr wurden Adulte sowie jüngste Nauplienstadien vorwiegend im Süßwasser

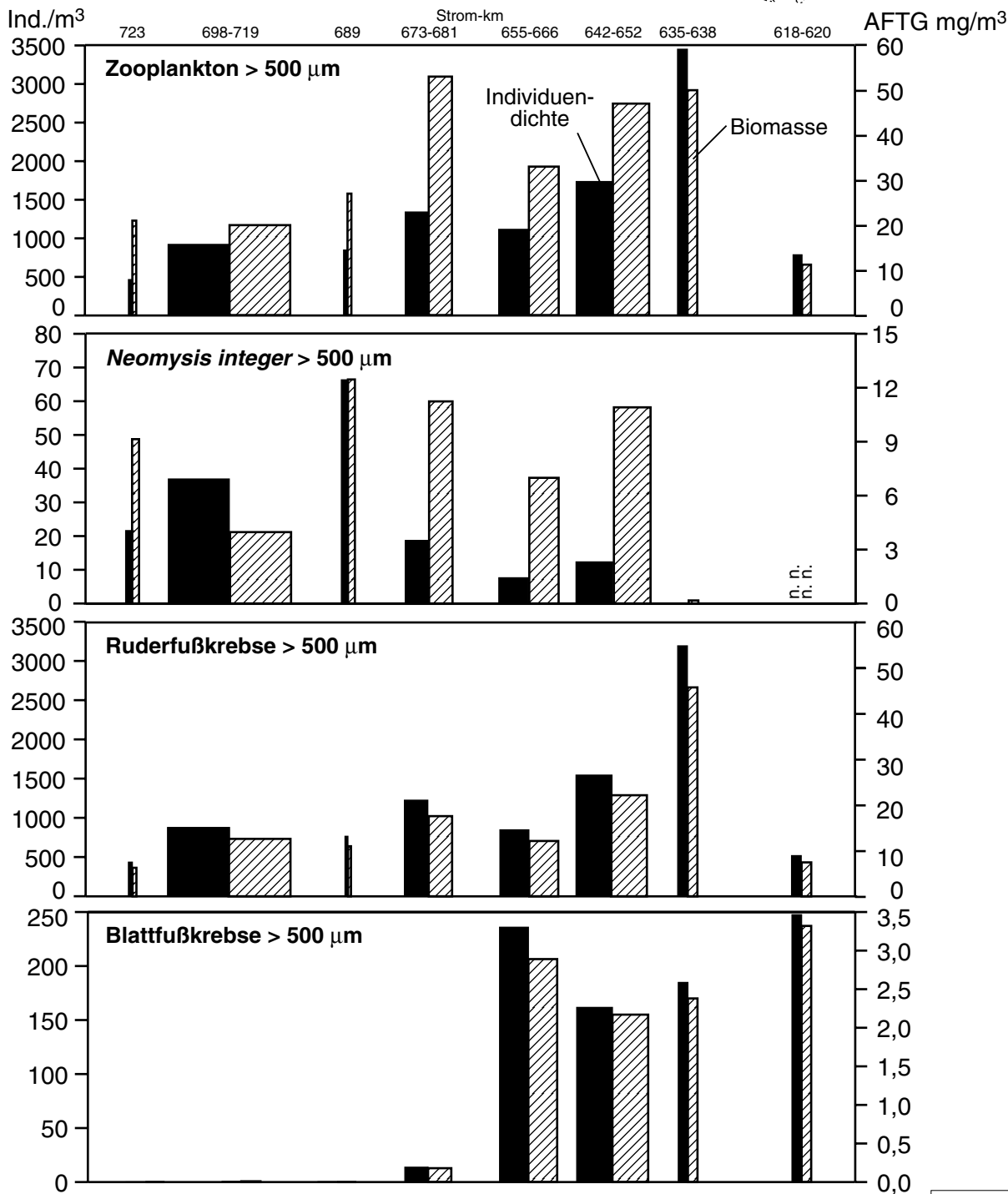
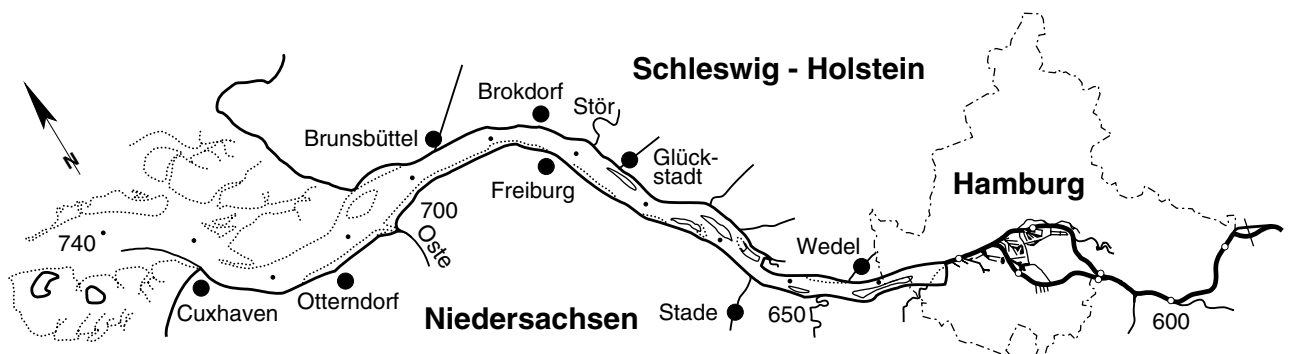


Abb. 26

Mittlere Individuendichten und Biomassen von Zooplankton im Längsschnitt des Elbe-Aestuars in den Jahren 1984 - 1986, zusammengefaßt nach Regionen (Daten: FIEDLER 1991)



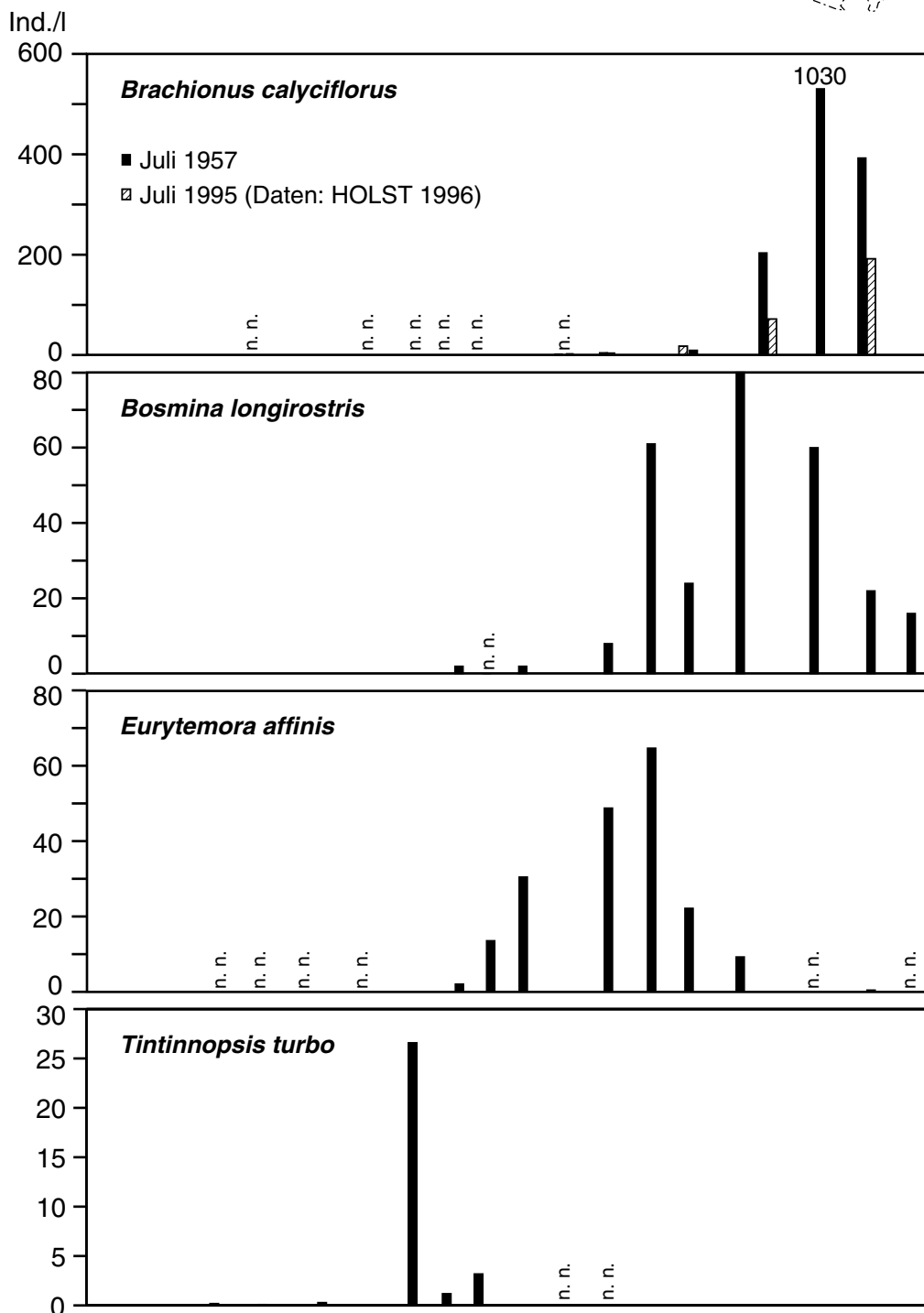
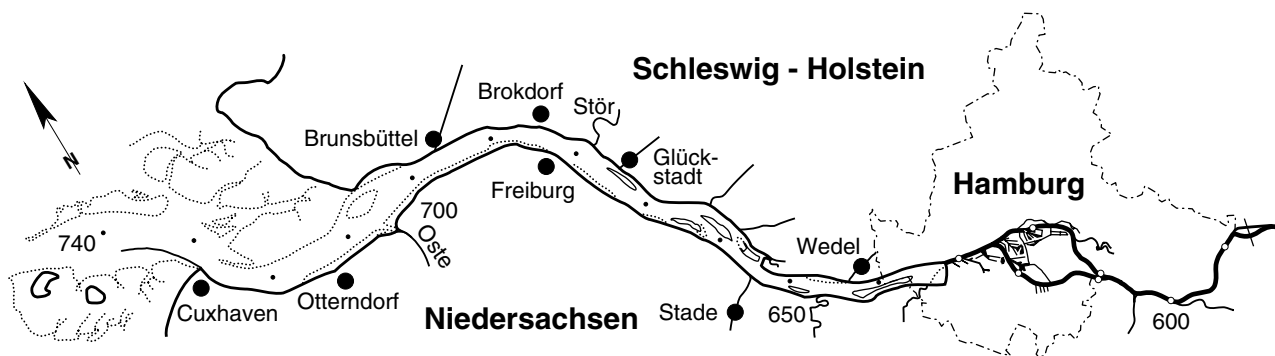


Abb. 27

Verbreitung ausgewählter Zooplankton-Arten im Längsschnitt des Elbe-Aestuars im Juli 1957 (Daten: SCHULZ 1961 sowie HOLST 1996)

angetroffen, während die maximale Individuendichte älterer Nauplien- und Copepodidstadien weiter stromabwärts im Brackwasser lag. In der marinen Region traten nur noch wenige Tiere dieser Art auf. Zu Zeiten geringer Reproduktion (Winter) oder hoher Oberwasserabflüsse (Frühjahr) fand ein Netto-Austrag von *Eurytemora affinis* aus der Tideelbe in die Nordsee statt. Vor allem die im Süßwasser gelegenen Flachwasserbereiche und Nebenelben könnten extrem hohe Reproduktionsraten von *E. affinis* gewährleisten. Sie wären somit Voraussetzung für den Populationserhalt der Art (PEITSCH 1992; KÖPCKE, unveröff.). Die in der gesamten Unterelbe in hohen Individuenzahlen aufgetretene *E. affinis* stellte eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Elbefische dar (THIEL et al. 1996; Kap. 5.8).

Die Verbreitung der wenige Millimeter bis etwa 3 cm großen Schwebgarnelen in der Tideelbe untersuchten SCHLIENZ (1922), KÜHL (1963) und KÖPCKE & KAUSCH (1996). Während im unteren Mündungsbereich noch verschiedene Arten angetroffen wurden, war die teilweise planktische Art *Neomysis integer* die dominierende Schwebgarnele zwischen Cuxhaven und Hamburg mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Mesohalinikum (SCHLIENZ 1922; KÜHL 1963). Diese Art kam auch häufig in der Hahnöfer Nebenelbe sowie in den Nebenflüssen vor (FIEDLER 1991; KÖPCKE & KAUSCH 1996). Die Zooplanktonbiomasse des Elbe-Aestuars wurde zeitweise durch relativ hohe Anteile von *N. integer* geprägt, dessen Verbreitung starken saisonalen Schwankungen unterlag. FIEDLER (1991) wies *N. integer* jedoch in allen Monaten zwischen Cuxhaven und Pagensand nach (Abb. 26). Auch der weniger süßwassertolerante *Mesodopsis slabberi* trat zeitweise in hohen Individuendichten auf, drang jedoch nicht so weit vor (KÜHL 1963; KÖPCKE & KAUSCH 1996); neben *Eurytemora affinis* stellten diese beiden Krebse die größte Biomasse im Gesamt-Zooplankton.

Die Artenverteilung der Rädertiere im Längsschnitt der Tideelbe wurde nach THIEMANN (1934), SCHULZ (1961) und NÖTHLICH (1972 b) von HOLST (1996) wiederbeschrieben. Das Gesamt-Zooplankton der oberen Tideelbe war in den fünfziger Jahren vorwiegend durch das Rädertier *Brachionus calyciflorus* beherrscht, welches wie *Bosmina longirostris* mit ansteigenden Häufigkeiten bei Hamburg vorkam. SCHULZ (1961) führte dieses Phänomen auf "den Einfluß der eutrophierenden Wirkung der Hamburger Abwässer" zurück (Kap. 5.2). Die Individuendichten dieses Rädertiers nahmen bereits ab Wedel stark ab (Abb. 27). Der überwiegende Anteil der Rädertiere in der Tideelbe wurde durch meist tolerante Süßwasserformen geprägt, die in der limnischen Region maximale Diversitäten und Individuendichten erreichten. So erwähnte bereits VOLK (1903) die Gattungen *Brachionus*, *Keratella* und *Trichocerca* als dominierende Rädertiere der Elbe bei Hamburg. *Brachionus calyciflorus* wurde, neben *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und *B. angularis* von SCHULZ (1961) und NÖTHLICH (1972 b) als die, bezüglich Biomasse und Individuendichte, bestandsbildende Rädertierart der oligohalinen Region beschrieben. KAFEMANN (1992) und HOLST (1996) bestätigten im wesentlichen diese Aussagen. Die Gattungen *Asplanchna* (*A. priodonta*, *A. brightwelli*) und *Trichocerca* (*T. pusilla*) stellten darüber hinaus kurzfristig erhebliche Anteile an der Rädertier-Biomasse oder -Individuendichte (Kap. 4.5.2). Vom Hamburger Hafen stromabwärts bis zur Brackwassergrenze fand eine rapide Abnahme der Diversität sowie der Individuendichten der limnischen Rädertiere statt, wobei *Keratella quadrata* und *K. cochlearis* am weitesten in die untere limnische Region vordrangen (THIEMANN 1934; NÖTHLICH 1972 b; HOLST 1996). SCHULZ (1961) beschrieb erstmals in der Tideelbe das Rädertier *Synchaeta bicornis*, welches im Juli und August mit Individuendichten bis zu 260 Ind./l als Leitart des Oligohalinikums im oberen Brackwasser auftrat. Diese Art wurde dort ebenfalls von

GIERE (1968), NÖTHLICH (1972 b), RIEDEL-LORJÉ (1994) und HOLST (unveröff.) registriert. Im Mesohalinikum wurden neben *Synchaeta bicornis* von SCHULZ (1961) *S. litoralis*, *S. triophthalma* und *Keratella quadrata* nachgewiesen. *S. litoralis* und *S. triophthalma* traten zusammen mit *Trichocerca marina* und *Rotaria neptunia* auch in der polyhalinen Region auf.

Die oligotrichen und tintinniden Wimpertiere stellten den Hauptbestandteil des aestuarinen Wimpertier-Planktons, wobei man darüber hinaus aufgrund der hohen Turbulenz in der Elbe oft auch tychopelagische Wimpertiere in der Wassersäule antraf (NÖTHLICH 1972 b). Es handelte sich um freibewegliche oder festsitzende Formen aus Aufwuchs, Benthos oder Aggregaten (Kap. 4.1.2, 4.2.2, 4.3.2). Umgekehrt gab es auch oft planktische Wimpertiere an der Oberfläche detritushaltiger Sedimente (BARTSCH & HARTWIG 1984; HECKMAN 1984). In oberflächennahen Netzfängen der Elbe bei Hamburg fand VOLK (1903) insgesamt 161 Wimpertier-Arten, mit einer Vielzahl tychopelagischer Arten. Die meisten Arten registrierte er in den Hafen-Bereichen. 1904/1905 beobachtete VOLK (1906) in 92 Fängen insgesamt 108 Wimpertier-Formen, davon 99 im "Trockenjahr" 1904 und 47 Formen im "Normaljahr" 1905. Dabei traten 1904 in der oberen Elbe 70 und in der unteren Elbe 71 Formen auf, im folgenden Jahr waren es dort 28 bzw. 35 Formen. Übereinstimmend kamen 1904 im oberen und unteren Stromspaltungsgebiet 41 und 16 Formen im Jahre 1905 vor. Dazu gehörten die "echten" planktischen Wimpertiere *Arachnidium sulcatum*, *Codonella lacustris* und *Tintinnidium fluviatile*. Das peritriche Wimpertier *Pyxicola curvata* rechnete er dem Brackwasser-Plankton der "Elbmündung" zu. 1904 fand VOLK ausschließlich im oberen Stromspaltungsgebiet 26 Formen und im Folgejahr 4 Formen, nur im unteren Stromspaltungsgebiet 26 Formen 1904 und 11 Formen 1905. Während der Planktonexpedition (1895 - 1897) fand BRANDT (1906, 1907) in der Unterelbe bei Brunsbüttel *Tintinnopsis bottnica*, *T. campanula*, *T. lobiancoi*, *Tintinnopsis spec.* und *Cyttarocylis serrata*. In seinen großen Monographien über die Wimpertiere beschrieb KAHL (1930 - 1935) 28 Arten aus dem Brackwasser-Plankton der Elbe und der "Elbmündung"; zahlreiche Arten entstammten dem Benthos oder Aufwuchs: *Askenasia stellaris*, *Chaenea simulans*, *Chilodonella calkinsi*, *Condylostoma arenarium*, *C. patulum*, *Enchelys pectinata*, *Enchyles spec.*, *Helicostoma buddenbrocki*, *Lacrymaria coronata*, *L. salinarum*, *Lagynophrya contractilis*, *Loxocephalus halophilus*, *Mesodinium rubrum*, *Nassula citrea*, *N. notata*, *Placus luciae*, *P. ovum*, *P. socialis*, *Plagiocampa acuminata*, *Prorodon morgani*, *P. opalescens*, *Pseudoprorodon spec.*, *Strobilidium conicum*, *Strombidium calkinsi*, *S. cinctum*, *S. conicum*, *S. elegans*, *S. styliferum*. Eine Zuordnung der genannten Arten zu bestimmten Salzgehaltszonen ist aufgrund fehlender Angaben in vielen Fällen nicht möglich. Unterhalb Cuxhavens ermittelte SCHULZ (1961) 69 Wimpertier-Arten bzw. Gattungen, die mehrheitlich dem Tychoplankton zuzurechnen waren. Er wies dabei auf die Bedeutung tintinnider Wimpertiere im Brackwasser der Elbe als Indikatoren für die verschiedenen Salzgehalte hin. Von der oberen Tideelbe bis zur oberen Brackwassergrenze bei Glückstadt/Freiburg prägten Wimpertiere lediglich im Winterhalbjahr das Erscheinungsbild des Planktons, wobei es sich hauptsächlich um Aufwuchsformen handelte (*Carchesium*, *Rhabdostyla*, *Vorticella*, *Zoothamnium*, *Stentor*; Kap. 4.2.2). Das Oligohalinikum war charakterisiert durch *Tintinnopsis turbo* (Abb. 27), das oft mit dem Rädertier *Synchaeta bicornis* vergesellschaftet war und hauptsächlich Regionen mit einem Salzgehalt unter 5 ‰ bewohnte (Kap. 5.4). Weitere tintinnide Wimpertiere

dieses Gebietes waren *Tintinnopsis fimbriata*, *Tintinnidium incertum* und verschiedene andere Arten, die aber dort niemals so große Populationen wie *Tintinnopsis turbo* erreichten. Das Mesohalinikum war durch *Tintinnopsis lobiancoi* gekennzeichnet, das seine optimale Entwicklung bei Salzgehalten von 6 - 12 ‰ erfuhr. In der polyhalinen Zone schließlich nahm der Anteil mariner euryhaliner Plankter deutlich zu. Erstmals stellte SCHULZ (1964) anhand von Fotografien 24 tintinnide Wimpertier-Spezies, darunter 2 typische Süßwasser-Arten, vor (Tab. 15). Die meisten dargestellten Arten bevorzugten das Meso- und Polyhalinikum, während im Oligohalinikum nur wenige verbreitet waren. Seine über mehrere Jahre hindurch fortgeführten Untersuchungen zeigten, daß die tintinniden Wimpertiere einen wesentlichen Bestandteil des Planktons der Unterelbe darstellten. Wimpertiere waren nach Rädertieren die häufigste Konsumentengruppe (Kap. 5.8) und dominierten im Winter sogar das Zooplankton der Tideelbe. Wegen ihrer Kleinheit war ihr Anteil an der Konsumentenbiomasse jedoch sehr gering. Kleine Wimpertiere herrschten zusammen mit Wurzelfüßern in der Größenklasse $10^3 - 10^4 \mu\text{m}^3$ vor (NÖTHLICH 1972 b). Aus der Größenklasse $10^4 - 10^5 \mu\text{m}^3$ waren die peritrichen Wimpertiere hervorzuheben. Noch größere Protozoen waren dagegen recht selten.

Tab. 15 Verbreitung ausgewählter tintinnider Wimpertier-Arten in den Brackwasserregionen der Elbe (SCHULZ 1961 u. 1964, mod.)

| Arten | Salzgehaltsregionen | | | |
|--|---------------------|------------|-----------|-----------|
| | limnisch | oligohalin | mesohalin | polyhalin |
| <i>Codonella cratera</i> | +, F | | | |
| <i>Codonella lacustris</i> fo. <i>laevis</i> | ++ | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tintinnidium fluviatile</i> | ++, F | ++, F | | |
| <i>Tintinnidium incertum</i> | | ++ | ++, S | ++, S |
| <i>Tintinnopsis lobiancoi</i> | | ++ | ++, S-H | ++, S-H |
| <i>Tintinnopsis turbo</i> | | ++, S | 0 | 0 |

0 = vereinzelt, + = häufig, ++ = sehr häufig bis dominant
F = Frühjahr, H = Herbst, S = Sommer, W = Winter

4.4.2.2 Punktuelle Untersuchungen

„Überall im Gebiet der Sande, aber auch in den Bühnenfeldern und in Ufernähe ist zur Zeit ihres Hauptauftretens das Wasser wolkig von riesigen Copepodenschwärmen getrübt“ (LADIGES 1935). Die Bedeutung der Flachwasserbereiche für die Ruderfußkrebs-Entwicklung der Unterelbe hatte bereits VOLK (1903) hervorgehoben. Er hielt die flacheren, strömungsberuhigten Randbereiche und Buchten für die Brutgebiete des Planktons, während der Hauptstrom keine eigene Planktongesellschaft besäße. PEITSCH (1992) betonte, daß planktonärmere Elbeabschnitte vor allem zu Zeiten hoher Oberwasserabflüsse auf Nachschub von *Eurytemora affinis* aus diesen flachen Gebieten angewiesen seien (Kap. 5). LADIGES (1935) fand maximale Individuendichten von *E. affinis* im flachen Mühlenberger Loch, insbesondere vor der Este. Er führte das einige Wochen später auftretende Maximum in der Stromelbe auf die Verdriftung der Ruderfußkrebse aus diesen Randbereichen zurück. FIEDLER (1991) gab die Este als Hauptbrutstätte von *E. affinis* an und sah darin die Ursache für die hohen Ruderfußkrebs-Dichten in der Hahnöfer Nebenelbe. ORTEGA (1991) zeigte hingegen, daß die untere Este keine eigenständige Planktongesellschaft aufwies, die Tiere also mit dem Flutstrom vom Mühlenberger Loch in die Estemündung

hinein transportiert wurden. Aufgrund der Verdriftung dürften die planktonreichen Abschnitte wie Estemündung, Mühlenberger Loch und Nebenelben nicht als getrennte Flußbereiche betrachtet werden (KAFEMANN 1992; KAFEMANN et al. 1996). Das Zooplankton der Süßwasserwatten bzw. angrenzender Nebengewässer wies stellenweise hohe Abundanzen auf (AHRENS 1979; HECKMAN 1984, 1986 b; GRIMM & KIESEWETTER 1996). Die Zusammenhänge zwischen den für Zooplankter günstigen Lebensbedingungen und den zugrundeliegenden hydrographischen Prozessen sind noch ungenügend bekannt. Experimentelle Untersuchungen zur Auswirkung von Strömung und Salzgehalt auf das Mikrozooplankton von BERMANN (1993) lieferten hierzu einen Erklärungsansatz.

Angaben zur Rädertierbesiedlung des Hamburger Hafens machten VOLK (1903) und RÜHMANN (1954/1955). SCHULZ (1961) ermittelte 96 Rädertiertaxa und gab eine Beschreibung ihrer Verteilung im Elbe-Längsschnitt (Kap. 5.6). BERGHAIN (1979) stellte die Schädigung limnischer Rädertiere bei der Passage des Wedeler Kraftwerkes fest und erfaßte dabei das Artenspektrum. HECKMAN (1984, 1986 b) nannte auch Rädertiere der Entwässerungsgräben und der Elbe-Seitenarme (Haseldorfer Binnenelbe). Die im Frühjahr 1995 in der Hahnöfer Nebenelbe und der Niederelbe vorkommenden Rädertierarten wurden von HOLST (1996; HOLST et al., akzept.) beschrieben und stimmten mit dem Artenkatalog von SCHULZ (1961) überein.

BRANDT (1906 1907) beobachtete im Kaiser-Wilhelm-Kanal (Nord-Ostsee-Kanal) die tintinniden Wimpertiere *Tintinnopsis campanula* EHR. var. *b. bütschlii*, *T. campanula*, *T. karajacensis*, *T. nucula*, *T. lobiancoi* var. *fusiformis*, *T. bottnica*, *Cyttarocylis helix* und *C. helix* var. *b cochleata*. Im Elbe-Aestuar und der angrenzenden Marsch identifizierte HECKMAN (1984) 48 Wimpertier-Arten; darunter nur 3 Vertreter nackter oligotricher Wimpertiere: *Halteria grandinella*, *Strobilidium gyrans* und *Strombidinopsis gyrans*. Die restlichen Arten gehörten den festsitzenden Lebensgemeinschaften an (Kap. 2, 4.1.2, 4.2.2).

4.4.2.3 Zeitliche Aspekte (annuale, saisonale und tidale Schwankungen)

Langfristige Untersuchungen (1984 - 1993) zwischen Steindeich und Brunsbüttel (RIEDEL-LORJÉ 1994; Kap. 4.4.1) bestätigten die bereits genannte Zusammensetzung des Zooplanktons im limnisch/marinen Übergangsbereich. Die auffälligsten Arten der oligohalinen Zone waren *Eurytemora affinis* und *Synchaeta* cf. *bicornis*. Im Jahresverlauf fluktuierte das Zooplankton stark. Annuale Unterschiede ergaben, daß die Rädertiere regelmäßig bei niedrigen Salzgehalten in den oberwasserreichen Jahren auftraten, während sie in oberwasserarmen Jahren unter Brackwasserverhältnissen nur sporadisch und dann besonders in der zweiten Jahreshälfte vorkamen (Kap. 5.4). Auch die Krebse (Ruderfußkrebse, Wasserflöhe) waren in den abflußreicheren Jahren beständige Elemente des Zooplanktons im Oligohalinikum, deren Vorkommen sich in den abflußarmen Jahren auf die Hälfte verringerte. Eine derartig ausgeprägte Saisonalität wurde bereits im letzten Jahrhundert für die Aal-Larven beschrieben (HERMES 1880 - 1883).

Der Jahresgang des Zooplanktons verlief gewöhnlich zweigipfelig, wobei auf ein großes Frühjahrsmaximum ein kleineres Herbstmaximum folgte. Verantwortlich dafür waren vor allem die Ruderfußkrebse-Nauplien, die auch im unteren Mündungsbereich noch etwa 34 % des gesamten Zooplanktonbestandes ausmachten (GIERE 1968). Das Frühjahrsmaxi-

zum wurde dort durch den Larvenfall der Vielborstigen Ringelwürmer und einiger Muscheln sowie durch Rädertiere im Mai/Juni noch erhöht. Während des Sommers nahm die Häufigkeit der Ruderfußkrebse ab und die der Rädertiere und Wasserflöhe stieg an, erreichte jedoch nicht das Ausmaß des Frühjahrsmaximums. Gleichzeitig traten dort Manteltiere, marine Wasserflöhe und Stachelhäuter-Larven im Plankton auf. Die Hauptentwicklung der Muschellarven im August/September war von einem Massenvorkommen an Rädertieren begleitet, wodurch das Herbstmaximum des Zooplanktons deutlich anstieg (GIERE 1968). Diese generelle Entwicklung der Bestandszusammensetzung wurde auch an stromaufwärts gelegenen Stationen der Unterelbe beobachtet, wo jedoch die marinen Arten nicht mehr auftraten und der Ruderfußkrebs *Eurytemora affinis* zunehmend an Bedeutung gewann. Das Sommerplankton wurde dort entsprechend von limnischen Wasserflöhen und Rädertieren geprägt (NÖTHLICH 1972 b). Die Bestandsentwicklung war jedoch stark abhängig von den hydrographischen Verhältnissen des Aestuars (Oberwasserabfluß, Temperatur), so daß die Verbreitung einzelner Arten in verschiedenen Jahren stark variierte (GIERE 1968). Während die Zooplanktonverteilung 1963 im unterem Mündungsbereich als charakteristisch anzusehen war, ergab sich 1965 ein abweichendes Bild: Extrem hohe Oberwasserabflüsse hatten den Lebensbereich mariner Arten um 50 % eingeschränkt, und das Frühjahrsmaximum verblieb auf niedrigem Niveau.

NÖTHLICH (1972 b) stellte die Biomassen einzelner Zooplanktontaxa in der Unterelbe im Jahresverlauf 1967 dar (Abb. 28): Das Maximum im Frühjahr wurde zu 95 % von Ruderfußkrebsen bestimmt, im Mai/Juni nahmen auch Blattfußkrebse (~ 22 %) und Rädertiere (~ 25 %) höhere Anteile an der Gesamtbiomasse ein. Fadenwürmer, Wenigborstige Ringelwürmer, Schwebgarnelen und Fischlarven traten mit einem Maximum von 32 % im September auf. Während des Frühjahrs wurde das Zooplankton der Unterelbe mit etwa der gesamten Biomasse nahezu von *E. affinis* bestimmt (NÖTHLICH 1972 b), wobei im Jahresverlauf 1967 die von GIERE (1968) beschriebenen zwei Gipfel mit einem Maximum im April sowie einem zweiten kleineren im November auftraten. Dieses Ergebnis entsprach auch den Häufigkeitsverteilungen des Ruderfußkrebses 1992 bis 1994 (KAUSCH et al. 1994; KÖPCKE, unveröff.). Unter den Blattfußkrebsen stellten *Bosmina longirostris* und *Eubosmina coregoni* 1967 die Hauptvertreter dar. Das Biomassemaximum der Ruderfußkrebse im Mai und auch das kleinere Maximum im Oktober wurden somit fast gänzlich von diesen beiden Arten gebildet (NÖTHLICH 1972 b). In den Becken des Hamburger Hafens war *B. longirostris* während der Sommermonate sogar im Krebsplankton bestandsbildend (SUDWISCHER 1993). Das im Jahresverlauf hinsichtlich der Biomasse (NÖTHLICH 1972 b) und Individuenzahlen (SCHULZ 1961) bedeutendste Rädertier der limnischen Region war *Brachionus calyciflorus*. Nach HOLST (1996; HOLST et al., akzept.) dominierte jedoch, zumindest bezüglich der Individuendichten, *Keratella cochlearis* die Rädertier-Gemeinschaft der Hahnöfer Nebenelbe (Abb. 29). Ein annähernd übereinstimmendes Bild ergab die saisonale Abfolge der Rotatorien-Gemeinschaft im Elbe-Aestuar (SCHULZ 1961; NÖTHLICH 1972 b; HOLST 1996): Die Wintermonate waren durch geringe Individuenzahlen der Gattungen *Notholca*, *Synchaeta* (*S. oblonga*) und *Keratella* (*K. quadrata*) geprägt. Im Frühjahr erfolgte ein steiler Anstieg der Rädertierdichte, hauptsächlich von *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Brachionus calyciflorus*, *B. angularis* und *Polyarthra* spec. Die Gattung *Asplanchna* trat im Frühjahr in höheren Individuendichten auf und verursachte das Biomassemaximum im Mai 1967 (NÖTHLICH 1972 b). Ab Juni/Juli erschienen reine Sommerformen wie *Trichocerca* (*T. pusilla*), *Pompholyx* spec.,

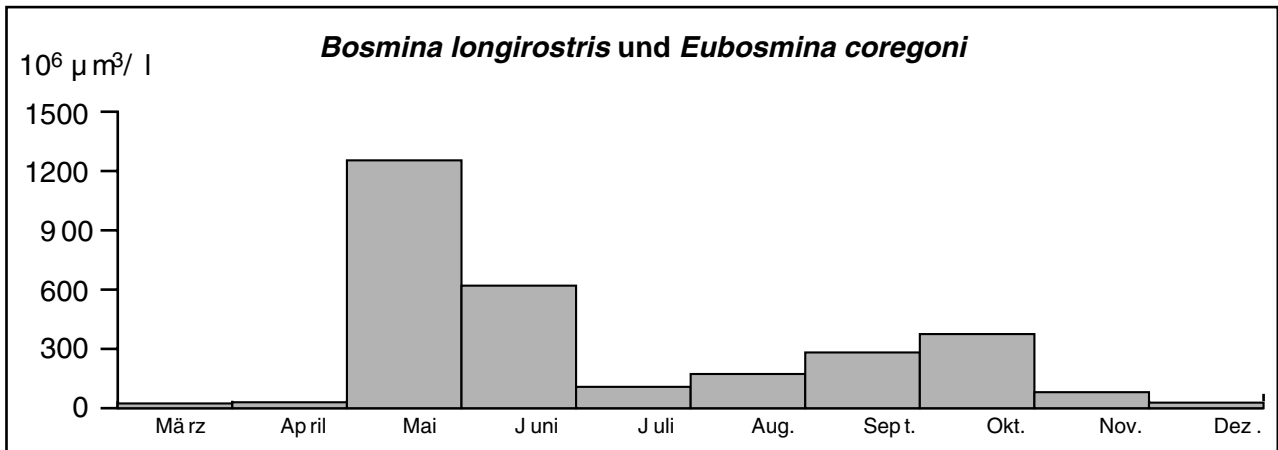
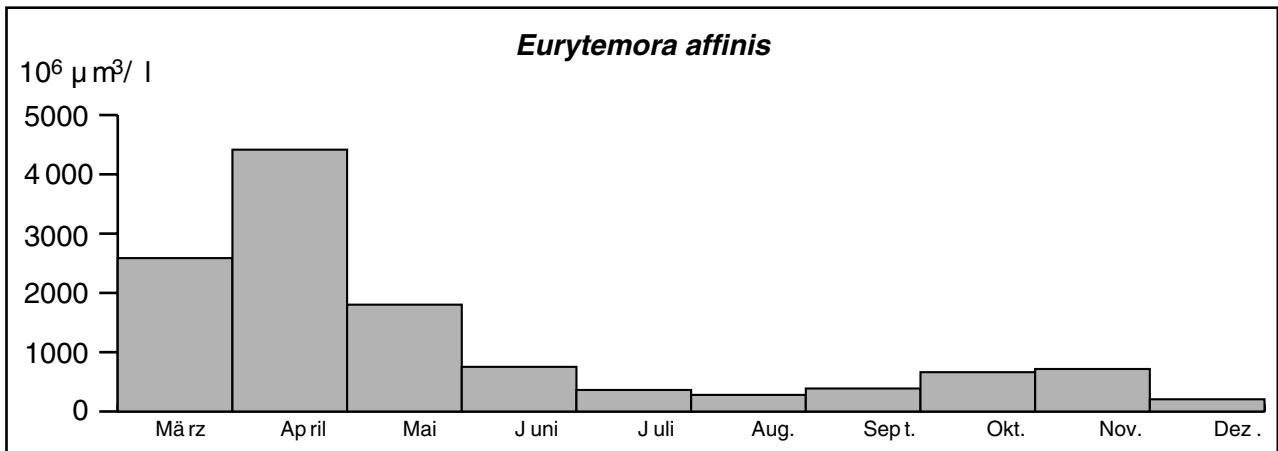
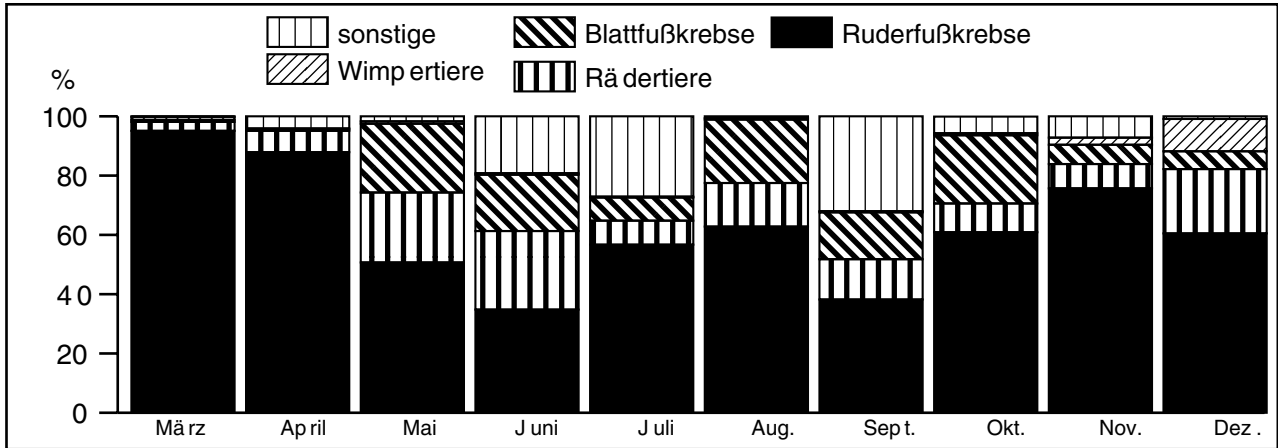
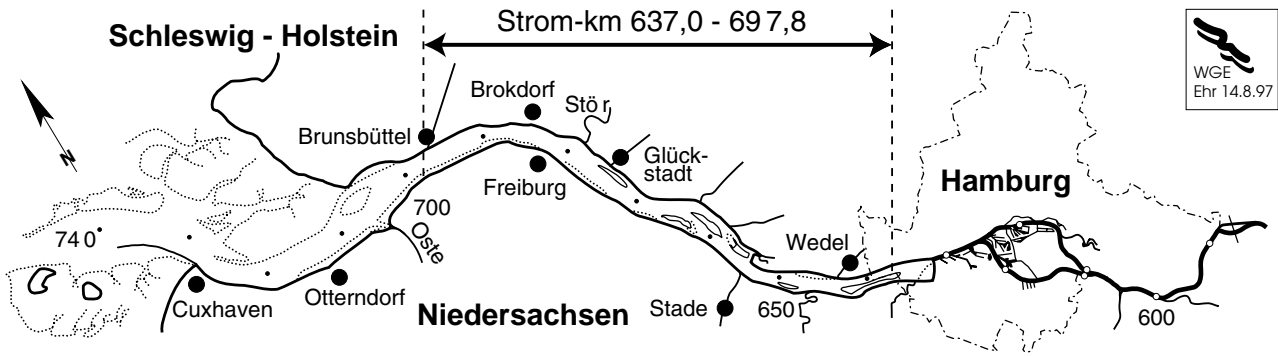


Abb. 28 Saisonale Veränderungen der mittleren Biomassen von Zooplankton in der Untereibe während des Jahres 1967 (Daten: NÖTHLICH 1972 b)

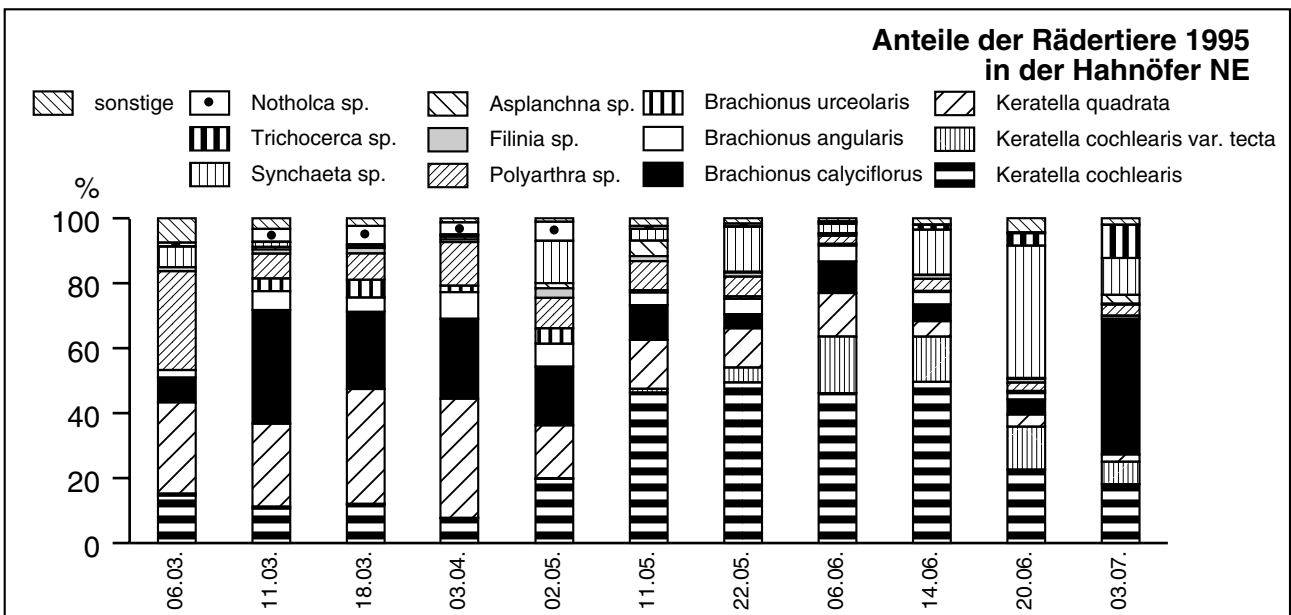
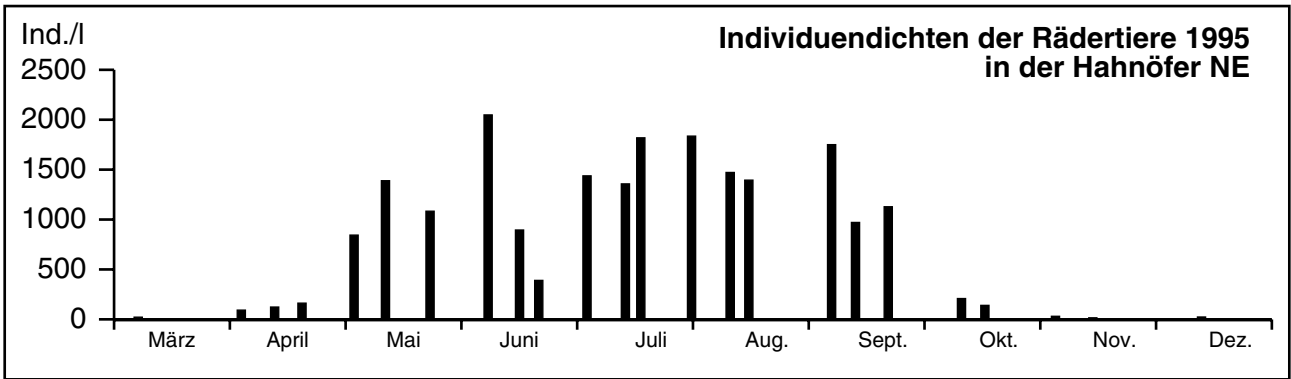
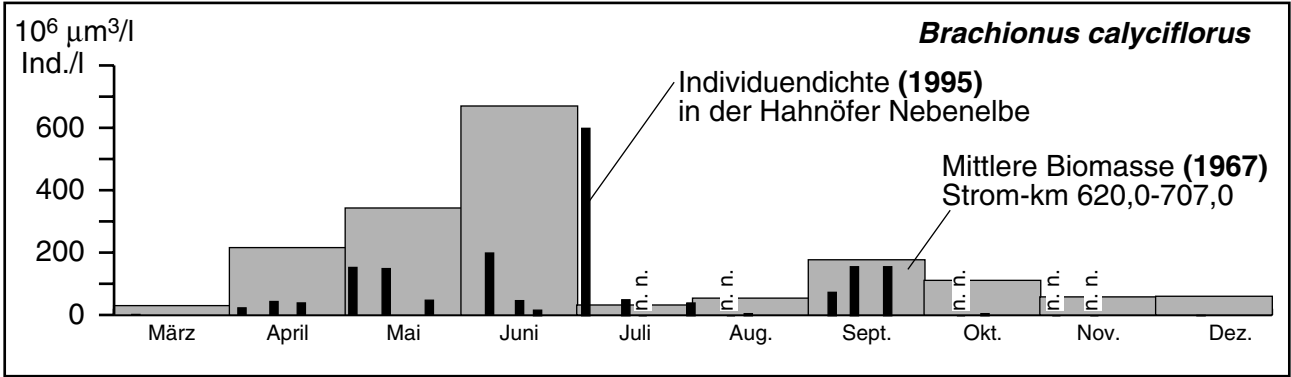
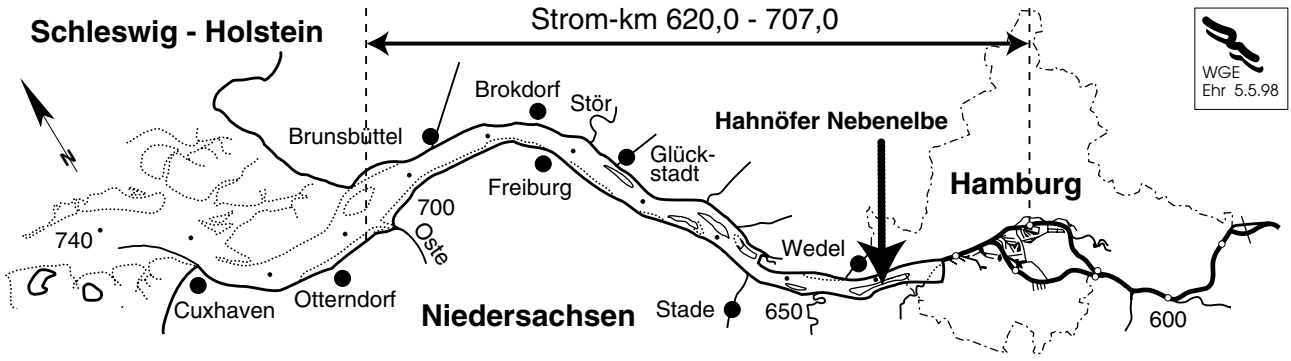


Abb. 29 Saisonale Veränderungen der Rädertiere in der Hahnöfer Nebelbe im Jahre 1995 (HOLST 1996) sowie von *Brachionus calyciflorus* in der Unterelbe während des Jahres 1967 (NÖTHLICH 1972 b)

Anuraeopsis fissa sowie *Brachionus budapestinensis* und *B. diversicornis*. In der mesohalinen Zone wurde ab Juli/August *Synchaeta bicornis* nachgewiesen. Im Herbst kam es zu einem raschen Rückgang der Rädertiere, wobei *Brachionus calyciflorus* im September ein zweites Maximum ausbildete.

Wie bereits von THIEMANN (1934) und KÜHL (1965) ausgeführt, belegte auch GIERE (1968) den Einfluß der Tide auf die Horizontal- und Vertikalverteilung des Zooplanktons in der Elbemündung (Tab. 16). Während an der Oberfläche nach Niedrigwasser noch die typisch euryhalinen Arten auftraten, drangen in 17 m Tiefe rein marine Zooplankter mit dem salzreichen Flutstrom vor. Die Vertikalvermischung nach Hochwasser war hingegen wesentlich stärker, was zu einer ausgeglichenen Planktonverteilung führte. Allerdings fehlte *Eurytemora affinis* nach der Flutphase, während sie nach Niedrigwasser mit relativ hoher Individuenzahl vorkam. GIERE (1968) demonstrierte mit einer Probenahmeserie über eine ganze Tidephase ebenfalls maximale Individuendichten des Ruderfußkrebse unterhalb Cuxhavens bei Niedrigwasser und erfaßte neben den brackig-limnischen Arten auch die typischen "Außenelbe-Formen". Parallel zum Salzgehalt stiegen die Individuendichten mariner Meroplankter (*Pygospio*-Larven, Muschellarven), der Ruderfußkrebse *Temora longicornis* und *Acartia tonsa*, der Meeresleuchtalge *Noctiluca miliaris* und der Kieselalge *Guinardia flaccida* (Kap. 4.4.1) im Verlauf der Flutphase an und nahmen bei Ebbe wieder ab. Der Ruderfußkrebs *Acartia bifilosa* hatte ebenso wie das Rädertier *Synchaeta litoralis* stromaufwärts seinen Bestandsschwerpunkt. Das vermutlich vor der Untersuchung mit dem Ebbestrom an der Probenahmestation vorbeigedriftete Populationszentrum konnte beim Flutstrom nachgewiesen werden. Tidebedingte Schwankungen des Planktons vor Brunsbüttel beschrieben BERNÁT et al. (1994), RIEDEL-LORJÉ (1994) und KÖPCKE & KAUSCH (1996).

Tab. 16 Vertikale Verbreitung des Zooplanktons zu verschiedenen Tidephasen (GIERE 1968 mod.)

| | Grodan (Tonne 17) 18. 08. 1965 nach Niedrigwasser | | Altenbruch (Unterfeuer) 15. 09. 1965 nach Hochwasser | |
|--------------------------------------|---|------|--|------|
| | | | | |
| Tiefe [m] | 0 | 17 | 0 | 15 |
| Salzgehalt [‰] | 8,1 | 12,0 | 19,8 | 22,4 |
| Taxa [Ind./100l] | | | | |
| <i>Acartia tonsa</i> | 603 | 41 | 13 | 13 |
| <i>Eurytemora affinis</i> | 1562 | 290 | 0 | 0 |
| marine Ruderfußkrebse | 4 | 24 | 0 | 0 |
| <i>Elminius</i> -Nauplien | 1 | 2 | 243 | 28 |
| Larven Vielborstiger Ringelwürmer | 0 | 5 | 82 | 96 |
| Muschel-Larven | 0 | 172 | 139 | 183 |
| <i>Synchaeta spec.</i> | 132 | 84 | 140 | 174 |

Auch SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS (1987) vermuteten, daß die Individuendichten von *Eurytemora affinis* während der Ebbephase zu- und mit der Flut wieder abnehmen müßten, da sie den Verbreitungsschwerpunkt des Ruderfußkrebse in der salzarmen Elberegion beobachteten. PEITSCH & KAUSCH (1993) wiesen sogar eine tidale Rhythmik in der Verteilung einzelner Entwicklungsstadien von *E. affinis* nach, die in der Abb. 30.1 schematisch dargestellt sind. Die Individuendichte des Copepodidstadiums 1 (C1) während einer Doppeltide bei Brunsbüttel zeigte einen ähnlichen Verlauf wie die

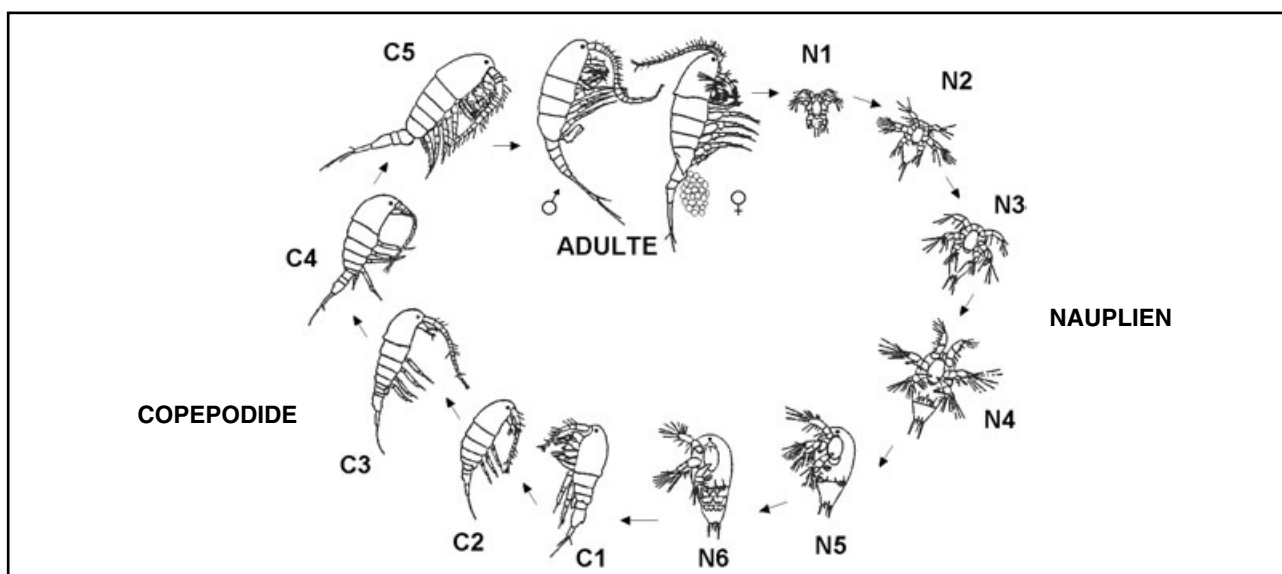
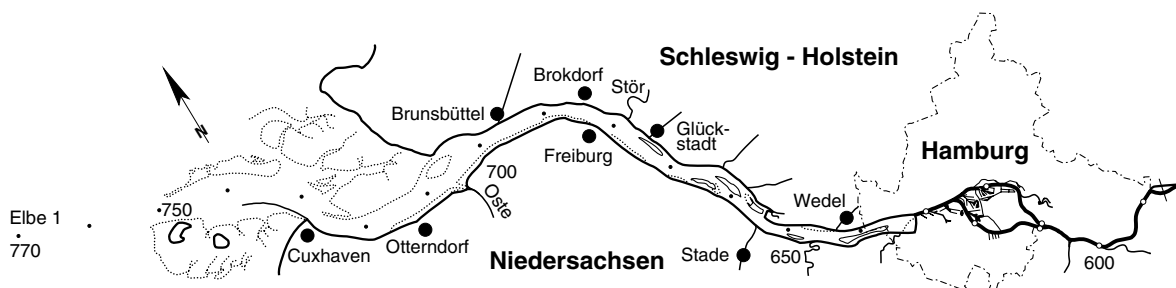


Abb. 30.1 **Entwicklungsstadien von *Eurytemora affinis***
(KÖPCKE, mod. nach PEITSCH 1992, und KATONA 1971)

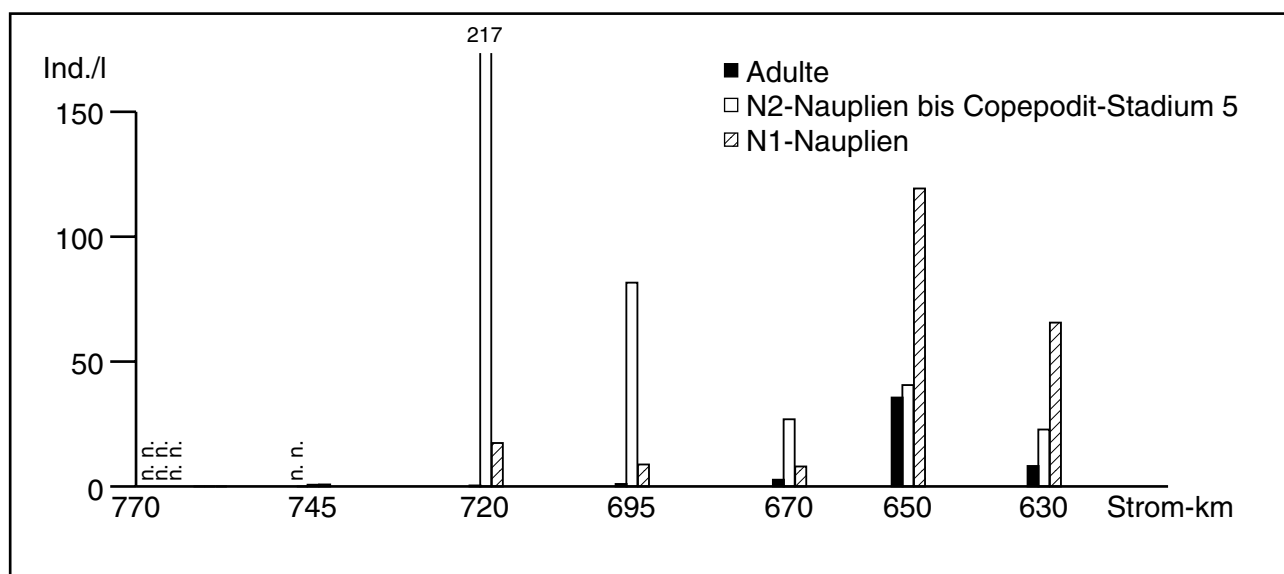


Abb. 30.2 **Verbreitung unterschiedlicher Entwicklungsstadien**
von *Eurytemora affinis* im Längsschnitt des Elbe-Aestuars
am 2. 5. 1987 (Daten: PEITSCH, 1992)

Salzgehaltskurve (Abb. 31.1; PEITSCH 1992). Die adulten Ruderfußkrebse verhielten sich jedoch gegenläufig zur Salzgehaltskurve. Die im Frühjahr typischen hohen Oberwasserabflüsse spiegelten sich in den geringen Salzgehalten wider (1,74 ‰ bei Hochwasser). Aus der Verteilung des C1 ergab sich ein seewärts gelegenes Verbreitungsmaximum, das der Adulten mußte sich dagegen oberhalb von Brunsbüttel befinden haben. PEITSCH (1992) fand beispielsweise am 2. Mai 1987 das C1-Maximum in Höhe von Cuxhaven und den Hauptanteil der Adulten und jüngsten Nauplien oberhalb von Lühesand (Abb. 30.2). Das Populationsmaximum von *E. affinis* befand sich also auch im Frühjahr in der limnischen Region unterhalb Hamburgs. Die Hauptverbreitung einzelner Stadien hatte sich jedoch bis in den unteren Mündungsbereich verschoben. Durch hohe Oberwasserabflüsse kam es zu einer Ausdehnung der oligohalinen Region und der darin lebenden *Actinocyclus-Eurytemora*-Gemeinschaft (NÖTHLICH 1972 b). Im Vergleich der durchschnittlichen Aufenthaltszeit des Wassers in der gesamten Tideelbe zur Entwicklungszeit von *E. affinis* vom Ei bis zum Adultus dürfte der Ruderfußkrebis zumindest im kalten und durch hohe Oberwasserabflüsse gekennzeichneten Winter im Aestuar gar nicht vorkommen (KAUSCH & PEITSCH 1992; Kap. 5.3, 5.8). HECKMAN (1986 a) wiederum postulierte ein stromaufwärtiges Wandern von *E. affinis* vom Brack- bis ins Süßwasser der Elbe.

Die Anwesenheit der Larven von *Balanus improvisus* in der Tideelbe gab Aufschluß über die Lage der oberen Brackwassergrenze. Denn die Seepocken benötigten für den Transport und die mehrwöchige Ansiedlungsphase ihrer pelagischen Larven (ab 10 °C) einen Salzgehalt von mindestens 6 ‰; die auf Hartsubstrat festsitzenden adulten Tiere tolerierten dann Süßwasser (KÜHL 1972). Daher wurden *B. improvisus* als Indikator für das Eindringen von Brackwasser ins Aestuar herangezogen (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992). Wie bereits KÜHL (1972) ermittelten auch BERNÁT et al. (1994) bei Brunsbüttel eine positive Korrelation der Seepocken-Larven mit dem Salzgehalt. Bei einem Salzgehalt unter 2,5 ‰ fehlten die Larven (Abb. 31.2). Nicht immer beeinflussten Salzgehaltsschwankungen oder der Tidestrom die Verbreitung des Zooplanktons entscheidend. Die zum Makrozooplankton zählende Schwebgarnele *Neomysis integer* wies in ihrer Abundanz eine deutliche Tag-Nacht-Rhythmik auf: Maximale Individuendichten erreichte sie nachts in Oberflächennähe, was auf Vertikalwanderungen schließen ließ (BERNÁT et al. 1994; KÖPCKE & KAUSCH 1996).

4.4.2.4 Leitarten der Halinitätszonen

Die Zooplanktongesellschaft der oberen Tideelbe wurde nach SCHULZ (1961) von den Rädertier-Gattungen *Brachionus* (*B. calyciflorus*, *B. quadridentatus* und *B. angularis*) und *Keratella* beherrscht. Unter den Krebsen traten nur *Bosmina longirostris* (Wasserfloh) sowie Ruderfußkrebis-Nauplien zeitweise in nennenswerten Individuendichten auf. Unterhalb Hamburgs bis zur oberen Brackwassergrenze erfuhr das Süßwasserplankton eine starke Abnahme an Arten und Häufigkeiten, welche SCHULZ (1961) auf den Einfluß des Tidestromes und die Flußverbreiterung im Hafen zurückführte. Typische Brackwasserarten prägten die Planktonzusammensetzung der Unterelbe, darunter der Ruderfußkrebis *Eurytemora affinis* (KAUSCH & PEITSCH 1992) und die Schwebgarnele *Neomysis integer* (KÖPCKE & KAUSCH 1996), die in der gesamten Tideelbe verbreitet waren. Als "Charakterform der oligohalinen Zone" bezeichnete SCHULZ (1961) das Rädertier *Synchaeta bicornis*, welche meist in Vergesellschaftung mit dem tintinniden Wimpertier

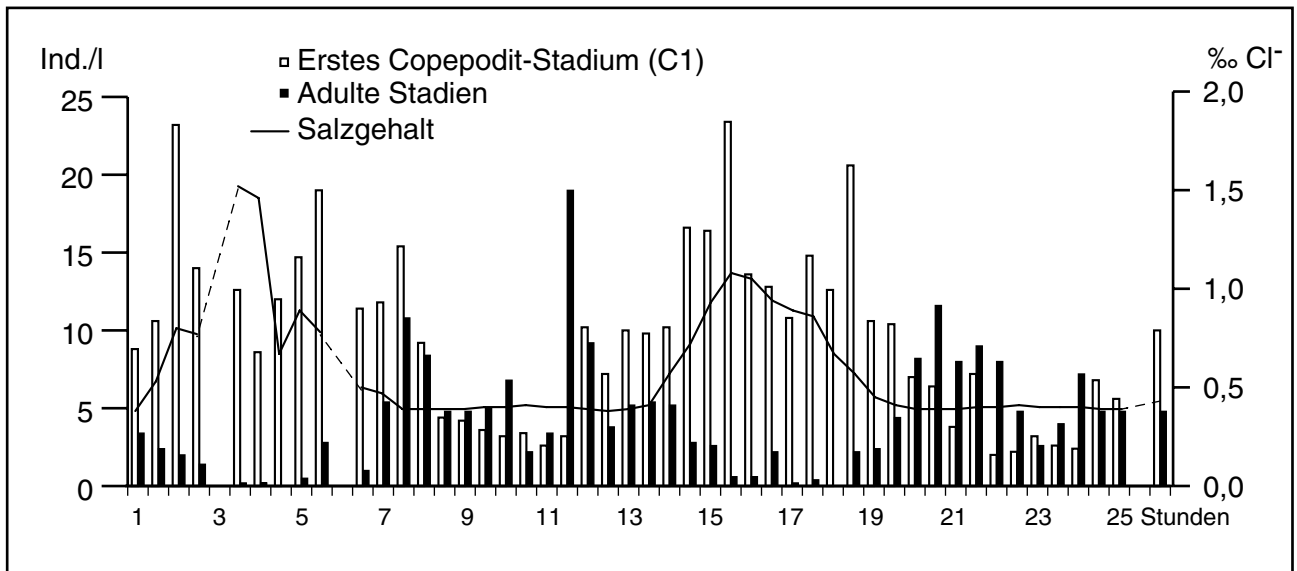
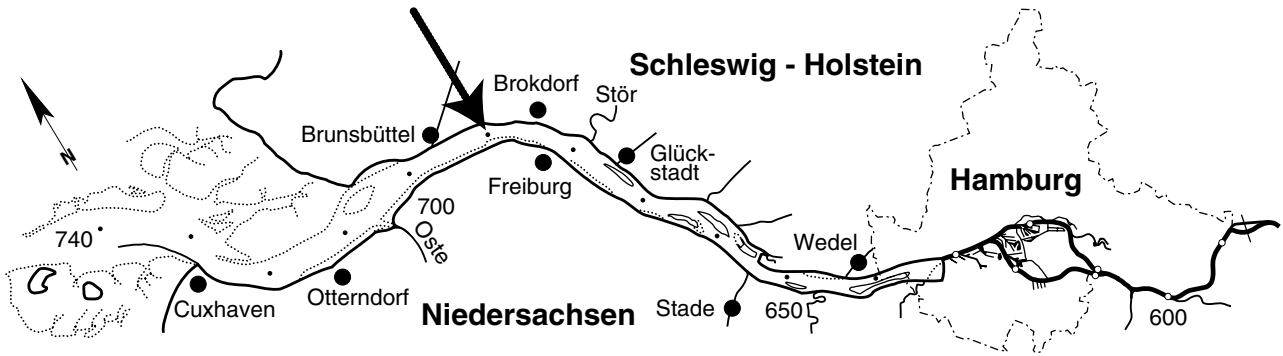


Abb.31.1 Erstes Copepodit-Stadium (C1) und adulte Stadien von *Eurytemora affinis* und Salzgehalt während einer 25-Stunden-Untersuchung bei Brunsbüttel am 30.4./1.5. 1987 um 2.00 Uhr beginnend (PEITSCH 1992, mod.)

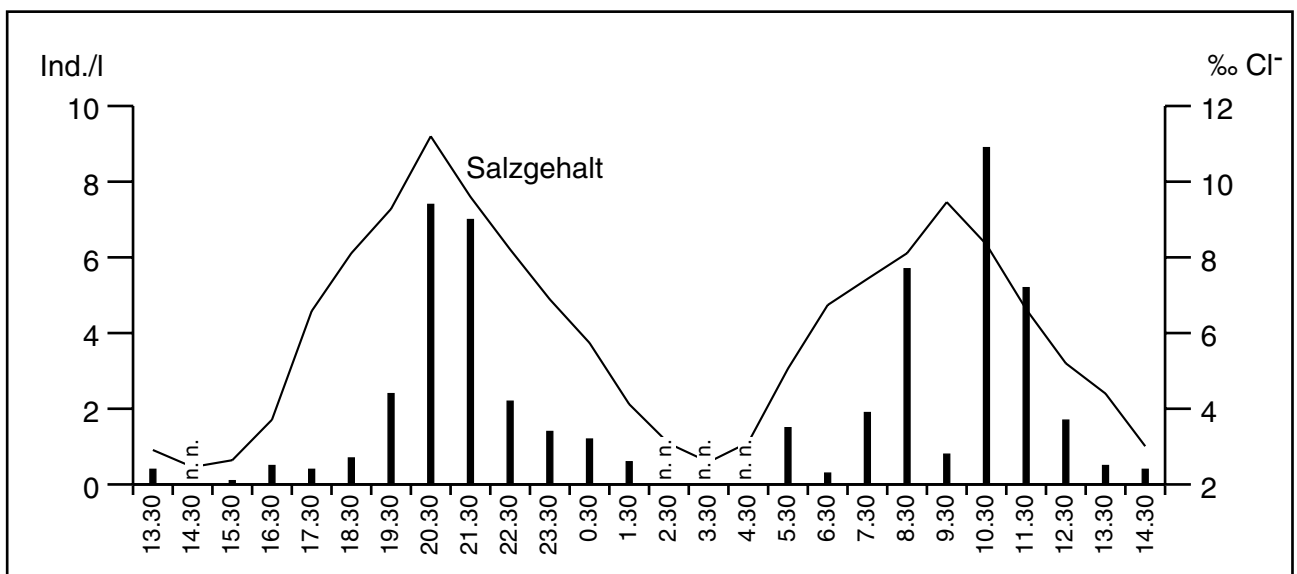


Abb. 31.2 Seepocken-Nauplien und Salzgehalt während einer 25-Stunden-Untersuchung bei Brunsbüttel im Juni 1992 (BERNÁT et al. 1994, mod.)

Tintinnopsis turbo auftrat (NÖTHLICH 1972 b). Weiter stromabwärts schlossen sich die mixo-mesohaline Zone mit den Leitformen *Acartia tonsa* (Ruderfußkrebs; DUNKEL 1974) und *Synchaeta litoralis* (Rädertier) an. In der Außenelbe (polyhaline Zone) wurden die Brackwasserarten zunehmend von marinen Planktern, wie z. B. *Centropages hamatus* (Ruderfußkrebs) und Larven Vielborstiger Ringelwürmer, verdrängt (Kap. 5.4). SCHULZ (1961) beschrieb deutlich definierte Planktongesellschaften der Tideelbe (Kap. 5.4), deren Grenzen durch plötzlichen Bestandsrückgang oder Veränderung des Artenspektrums gekennzeichnet waren.

5. Betrachtungen zu ausgewählten Aspekten der Kleinlebewesen-Forschung im Elbe-Aestuar

5.1 Historischer Überblick

Untersuchungen im Elbe-Aestuar erfolgten unter der Schirmherrschaft Hamburger Institutionen: Naturwissenschaftlicher Verein zu Hamburg, Naturhistorisches Museum ("Elbuntersuchungsstation", Abteilung für Hamburgische Elb-Untersuchungen, Hydrobiologische Abteilung), Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg und im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 327 der Universität Hamburg "Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tideelbe". Physikalisch/chemische Wassergüte sowie Plankton wurden von der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Hamburg und nachfolgend von der ARGE ELBE dokumentiert. Daneben beschäftigten sich einzelne Naturfreunde und Privatgelehrte mit der Elbebiologie (Übersicht: GAUMERT & RIEDEL-LORJÉ 1982; RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982). Bestimmte angewandte Fragestellungen wurden in Auftragsarbeiten bzw. Gutachten behandelt, zu denen ausführliche Methoden-Beschreibungen gehörten (VOLK 1901; HENTSCHEL 1916 a; Kap. 3). Die Untersuchungsergebnisse sind aus methodischen Gründen oft schwer vergleichbar, wodurch sich eine direkte Gegenüberstellung der Resultate verschiedener Autoren häufig ausschließt. Nach einer "methodischen und taxonomischen Anpassung" ergibt der Vergleich des historischen und aktuellen Arteninventars große Übereinstimmungen (KOPPELMANN & KIES 1989), wobei jedoch auch Veränderungen festgestellt wurden (Kap. 4, 5.3, 5.7, 5.8).

Die ältesten dokumentierten Untersuchungen der Flora und Fauna der Tideelbe im letzten Jahrhundert gehen von Hamburger Forschern aus. So stellte MÖLLER (in TIMM 1893/1894) von Kieselalgen aus der Elbe Präparate her, die auch nachfolgende Wissenschaftler immer wieder aufgriffen. Während seiner Amtszeit in Ritzebüttel/Cuxhaven widmete sich KIRCHENPAUER (1862) ersten systematischen Untersuchungen in der Tideelbe. Das Resultat war ein umfangreicher Katalog von Aufwuchs-Arten an Seetonnen und eine vertikale und horizontale Zonierung der Besiedlung. Dabei unterschied er Lebensgemeinschaften als Indikatoren für die verschiedenen Salzgehaltszonen. Er war seiner Zeit weit voraus, als er Bewuchsschutzanstriche auf Tonnen etc. hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Besiedlungsfähigkeit überprüfte. Darüber hinaus erkannte er bereits einen Bereich stark erhöhter Sinkstoffgehalte (Kap. 5.5). DAHL (1893) ergänzte mit seinen Benthosuntersuchungen KIRCHENPAUERs Ergebnisse über die Halinitätszonierung der Lebensgemeinschaften (Kap. 5.4).

Auch die Organismen der Hamburger Wasserleitungen waren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (PETERSEN 1877/1879; KRAEPELIN 1886; TIMM 1893/1894). Anlässlich der Choleraepidemie wurden derartige Studien intensiviert und durch Abwasseruntersuchungen ergänzt (VOLK 1901 - 1914; ROY 1937; Kap. 5.2). Seit fast hundert Jahren ist die Bedeutung von Kleinlebewesen der Elbe als Indikatoren für Abwasser, regionale Verschmutzung und Belastungsschwerpunkte bekannt (HENTSCHEL 1917; KRIEG 1996 a). Neben den anthropogenen Einflüssen aufgrund von Abwassereinleitungen fanden auch die Auswirkungen von Schifffahrt, Gewässerausbau und Schadstoffeinträgen aus Antifoulingfarben und Schlacken Beachtung (VOLK 1907; NÖTHLICH 1967, KÜHL 1968; FÖRSTNER & KARBE 1984; KARBE & RINGELBAND 1995; Kap. 5.3) Die bereits von ROY (1937) untersuchte Besiedlung der Schwebstoffe (Aggregate) in Abhängigkeit vom

Verschmutzungsgrad wird gegenwärtig unter einem ökosystemaren Aspekt erneut bearbeitet (WOLFSTEIN 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; Kap. 5.5, 5.6).

Während VOLK (1910 a) das Phytoplankton nur als Nahrungsquelle für Zooplankter ansah und MESCHKAT (1937) dem Phytobenthos der Wattenflächen im "biologischen Gleichgewicht" noch keine Bedeutung beimaß, erkannte THIEMANN (1934) die Relevanz kleiner Algen als Sauerstoffproduzenten (Kap. 5.7, 5.8). Zu den bestandskundlichen Untersuchungen des Phytoplanktons (SELK 1908; SCHULZ 1961) kommen seit den fünfziger Jahren summarische Messungen von Eiweiß- und Chlorophyll-Gehalten hinzu (BURSCHE et al. 1958 a). FAST (1993) setzte erstmals die HPLC-Methode zur Pigment-Analyse ein. NÖTHLICH (1972 b) klassifizierte entsprechend CASPERS & KARBE (1967) die trophische Struktur der planktischen Lebensgemeinschaft in der limnischen Region anhand ihrer autotrophen und heterotrophen Komponenten (Kap. 5.8). Spezielle Beprobungen des Mikrophytobenthos begannen erst mit TIMM (1976). Die Bearbeitung der Sekundärproduzenten hinsichtlich bestimmter Größenklassen einer Lebensgemeinschaft (FIEDLER 1991) sollte die Rolle einzelner Gruppen/Arten wie *Eurytemora affinis* (PEITSCH 1992) im Ökosystem ermitteln (Kap. 4.4.2). Derartige Untersuchungen fehlen bislang für die pflanzlichen Komponenten. Während die Grundlagenforschung die Mitte dieses Jahrhunderts ausfüllte, rückte erst in den letzten Jahrzehnten wieder die biologische Gewässergüte in den Vordergrund, erweitert durch das Monitoring einzelner Schadstoffe (ARGE ELBE 1993 b).

HEERING (1905/1906) gab einen historischen Überblick über die Süßwasseralgen-Forschung, die den damaligen Wissensstand der Hamburger Elbe-Forschung widerspiegelte. Die Geschichte der Hamburgischen Elbe-Biologie stellten PANNING (1956), RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT (1982), KIES (1987) und HÜNEMÖRDER (1987) dar. Über die Entwicklung der Makro- und Fischfauna in der Elbe berichteten MÖLLER (1984, 1989), THIEL (1995) sowie PETERMEIER et al. (1994, 1996).

Anzahl und Anteile der Arbeiten zu den einzelnen hier behandelten Lebensgemeinschaften, die seit der Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart veröffentlicht wurden, sind in Abb. 32 dargestellt. Ergänzend hierzu findet sich in Tab. 19 (Kap. 7.1) eine Literaturübersicht mit Hinweisen auf die entsprechenden Schwerpunktinhalte.

5.2 Trinkwasser / Abwasser / Wasserbeschaffenheit des Stromes

Bereits vor der Jahrhundertwende erkannte man die Bedeutung der Mikroorganismen als Besiedler der mit Elbewasser gespeisten Trinkwassersysteme und die schädigende Wirkung von Blaualgen (KRAEPELIN 1886; TIMM 1893/1894; PETERSEN 1877/1879; STROHMEYER 1897; REINCKE 1872 in KRAEPELIN 1886).

Seit der großen Industrialisierung im letzten Jahrhundert gelangten zeitweise hohe Salzfrachten (Kap. 5.4) und große Mengen organischer Stoffe aus den elbeaufwärts gelegenen Gebieten bis nach Hamburg (VOLK 1910 a; RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982). " ... die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg und über die Einwirkung der Sielabwässer auf die Organismen des Stromes" waren der Untersuchungsschwerpunkt der Hamburgischen Elbuntersuchung (VOLK 1901 bis 1910; SELK 1908, 1918; Kap. 4.4), die in die 5 unveröffentlichten Berichte des Hygienischen Instituts Hamburg übernommen (KNISTER 1907),

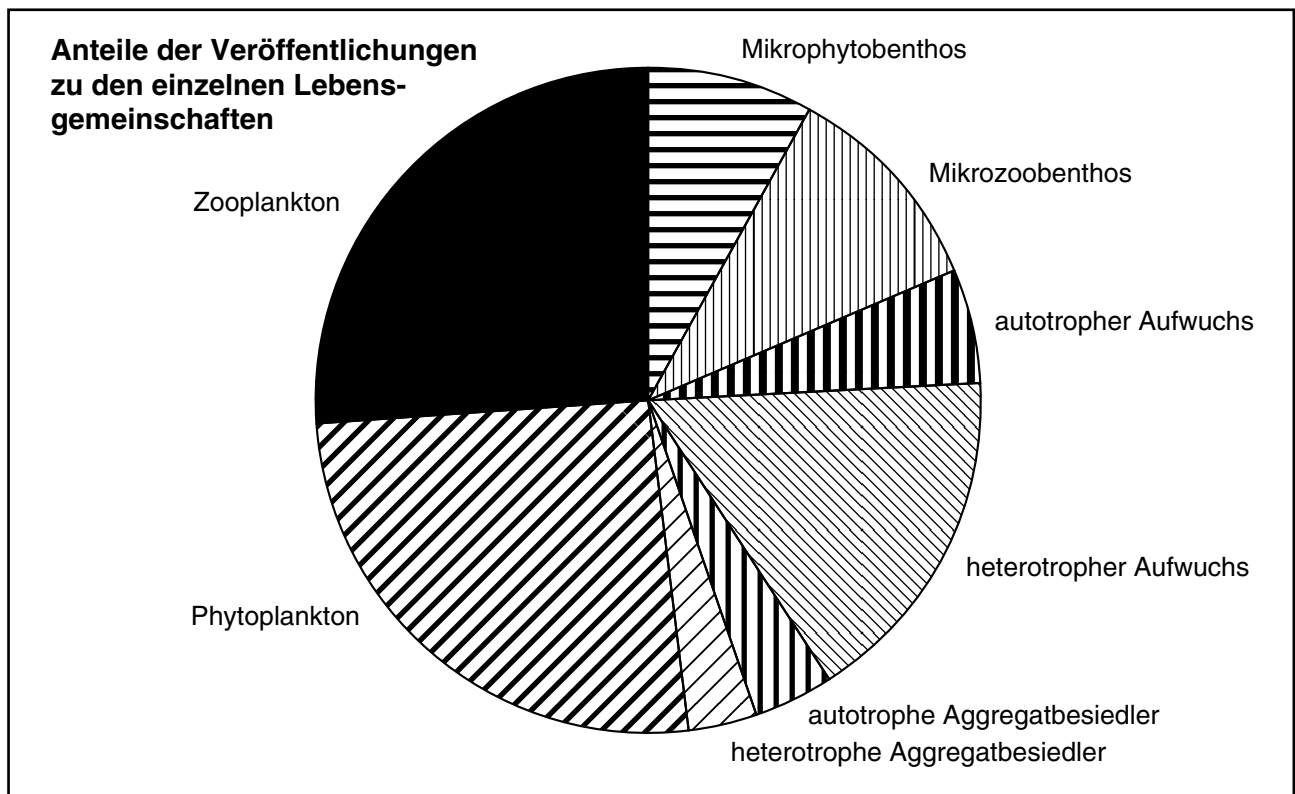
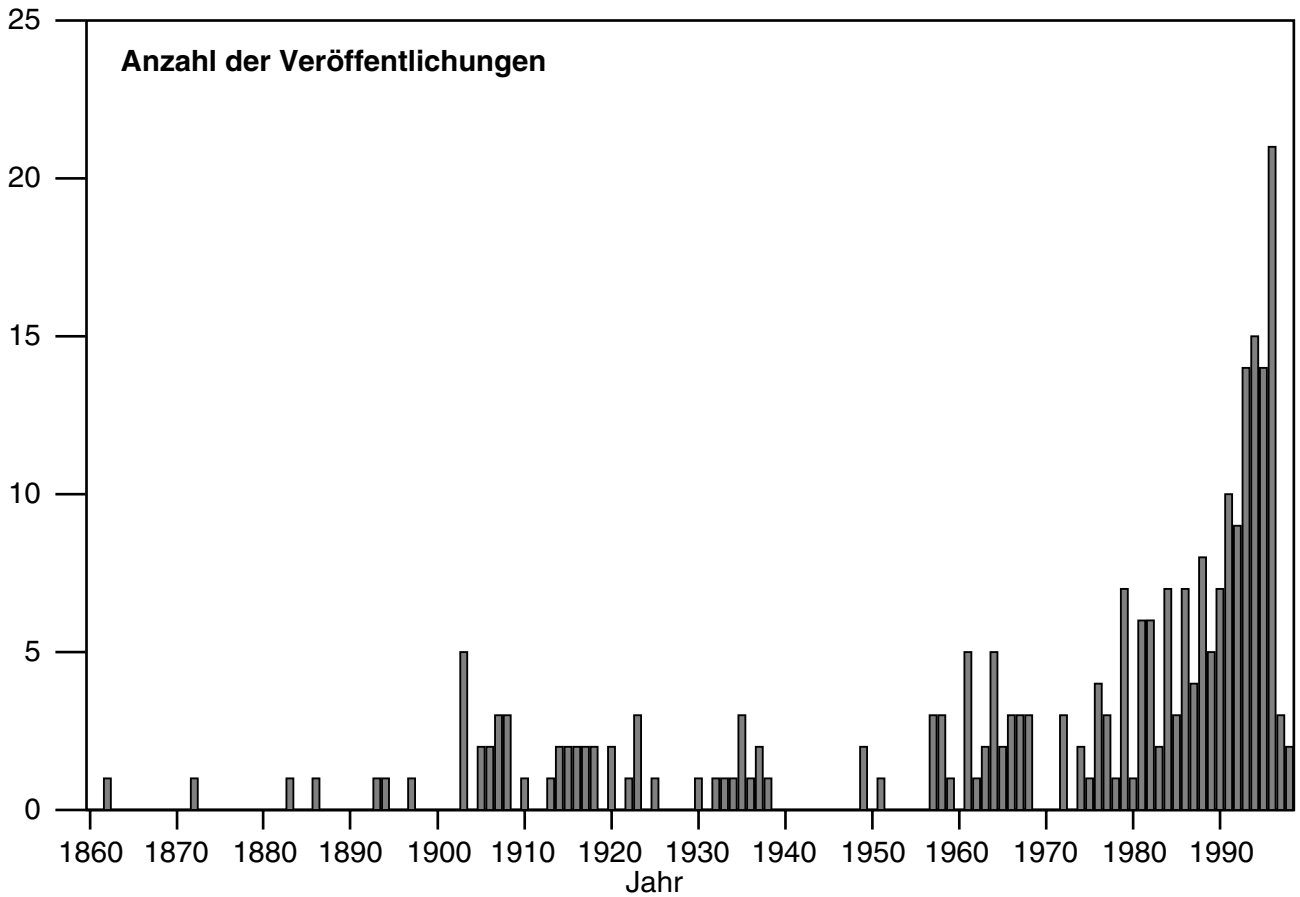


Abb. 32

Anzahl und Anteile der Veröffentlichungen zu den einzelnen Lebensgemeinschaften von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis in die Gegenwart (siehe Tab. 19 in Kap. 7.1 Historie)

aus fischereibiologischer Sicht begutachtet SCHIEMENZ (1914 a, b) und später von HENTSCHEL (1917 b, 1923 a) fortgeführt wurden (HOFER 1913, 1915; KAMMANN 1923). Aus hohen Planktondichten in der durch Hamburger/ Altonaer Sielabwässer verunreinigten Elbe schloß VOLK auf eine uneingeschränkte Selbstreinigungskraft des Stromes. Die riesigen Zooplanktonbestände bildeten seiner Meinung nach eine herausragende Nahrungsgundlage für die Elbefische (Kap. 4.4.1, 4.4.2). Dabei sah HENTSCHEL (1917 b) die *"Bedeutung der Schorre für die Selbstreinigung in der Niederelbe als Gebiet ungeheurer üppiger Lebensentfaltung"* als vorrangig an (Kap. 5.3). In einer heftigen Kontroverse, in der er VOLK vorwarf, *"die Hamburger Kloaken weiss zu waschen"*, äußerte BONNE (1905; RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982): *"Bedenken wir aber, dass erstens diese ganze massenhafte Mikrofauna, die sich von den Unmengen faulender organischer Substanz nährt, wie alle lebenden Organismen Sauerstoff zur Erhaltung ihres Lebens braucht, dass sie aber gerade in schwer verunreinigtem Wasser noch sehr existieren kann, in dem größere Tiere leben, insbesondere Fische, die ein erhebliches Sauerstoffbedürfnis haben, so liegt der Schluß nahe, dass ein überreiches Mass an Plankton unter Umständen den Rest von Sauerstoff den Fischen wegnehmen kann."*

HENTSCHEL (1916 a, 1917 b) benannte *"Leitorganismen"* (Kap. 4.2.2) und ergänzte, daß Mobilität und Lebensdauer einzelner Tiere eine große Rolle spielen, indem das Benthos einen Dauerzustand, der Aufwuchs kurzzeitige Abwasserverhältnisse anzeigt: *"Die Verwertung der Leitorganismen kann aber nicht nach dem Grad ihrer Empfindlichkeit, sondern muß vor allem nach der Art ihrer Empfindlichkeit stattfinden"*. HENTSCHEL (1916 a) dokumentierte anhand von Rein- und Abwasserorganismen im Aufwuchs eine lokal abgestufte Verschmutzung des Nordufers und eine geringe Belastung des Südufers; am stärksten verunreinigt war der Abschnitt um den Stammsiel-Auslaß St. Pauli (Abb. 33.1). Die Verlegung seines Auslasses vom Ufer in die Strommitte bewirkte *"eine stärkere tidebedingte Verdünnung und Verteilung jener Sielstoffe"* und galt damit als Verbesserung (VOLK 1910 a). Die nachträgliche Berechnung seiner Aufwuchsdaten (Saprobienindizes nach DEV 1996) ergab stromaufwärts eine regional unterschiedliche Verunreinigung von *"stark verschmutzt"* bis *"kritisch belastet"* sowie eine *"übermäßige Verschmutzung"* vor der Sieleinmündung St. Pauli (Kap. 4.2.2). HOLM's Ergebnisse (1925), aus denen sich der Saprobienindex nur abschätzen läßt, bestätigen diese Verhältnisse (Abb. 33.1). Aus den erhöhten Besiedlungsdichten des Zoobenthos 1917 - 1920 (HENTSCHEL 1917 b, 1922 in MESCHKAT 1937) leitete MESCHKAT (1937) eine erhöhte Verunreinigung des Stroms in den 30er Jahren ab. *"Aus den Ergebnissen wird geschlossen, daß die Verschmutzung des Elbufers durch die Stadtabwässer Hamburgs in dem wichtigen Badegebiet der Hamburger Bevölkerung beträchtlich zugenommen hat"* (Kap. 4.1.2). 1953/1954 stufte KOTHÉ (1961) die Elbe oberhalb Hamburgs im oberwasserarmen Sommer als mäßig belastet ein. CASPERS & SCHULZ (1964) bewerteten die Bodenfauna im Hamburger Bereich in den sechziger Jahren als polysaprob (*"übermäßig verschmutzt"*). MANN (1958) wies auf die Abwasserbelastung des Nordufers in Hamburg hin. Im Vergleich zu den aufgearbeiteten historischen Ergebnissen belegten die neuen Aufwuchs- und Benthos-Daten (BARTSCH 1967) regionale und qualitative Veränderungen der Abwassereinleitungen. Nach Einschätzung von TENT (1979) war der nach heutiger Terminologie eine *"kritische Belastung"* anzeigende Aufwuchs im Hansahafen seit 1914/1915 (HENTSCHEL 1916 a) weitgehend unverändert. Demgegenüber hat sich der Belastungsschwerpunkt vom Nordufer (St. Pauli) zum Südufer (Tollerort) durch Inbetriebnahme und Ausbau der Kläranlage Köhlbrandhöft I 1961 bzw. 1973 verlagert (CASPERS & SCHULZ 1964; TENT 1974, 1979, 1981). Dennoch spiegelte der Aufwuchs, trotz einer grundsätzlichen Verbesserung, die stoßweise Belastung bei St. Pauli durch Siel-Notauslässe wider. Nach Beendigung der

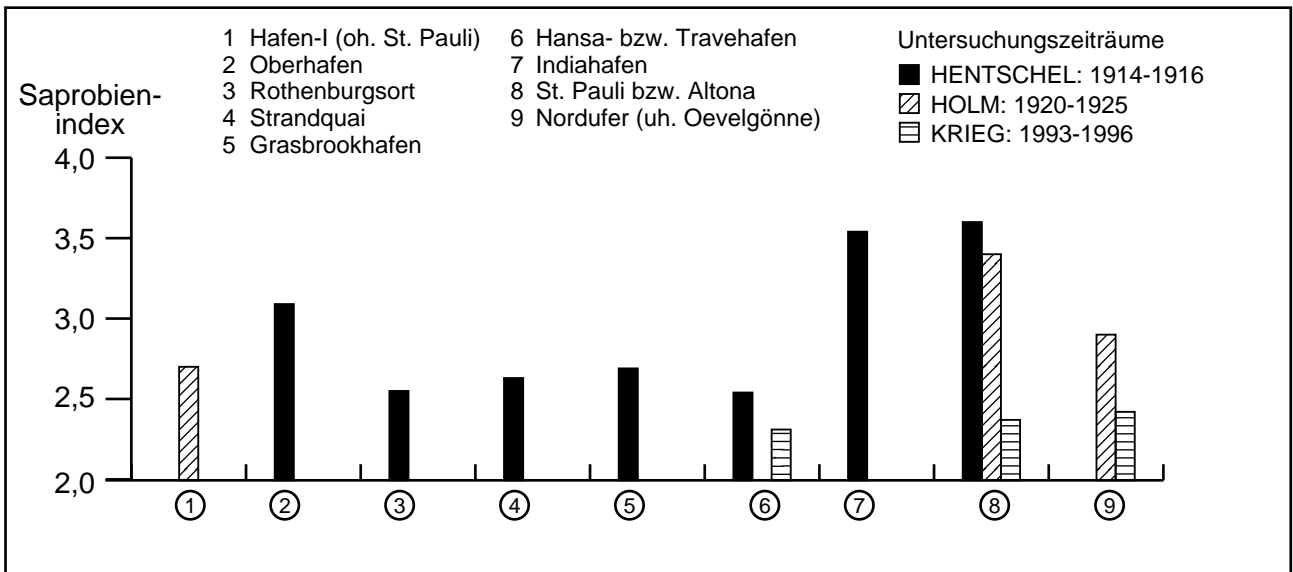
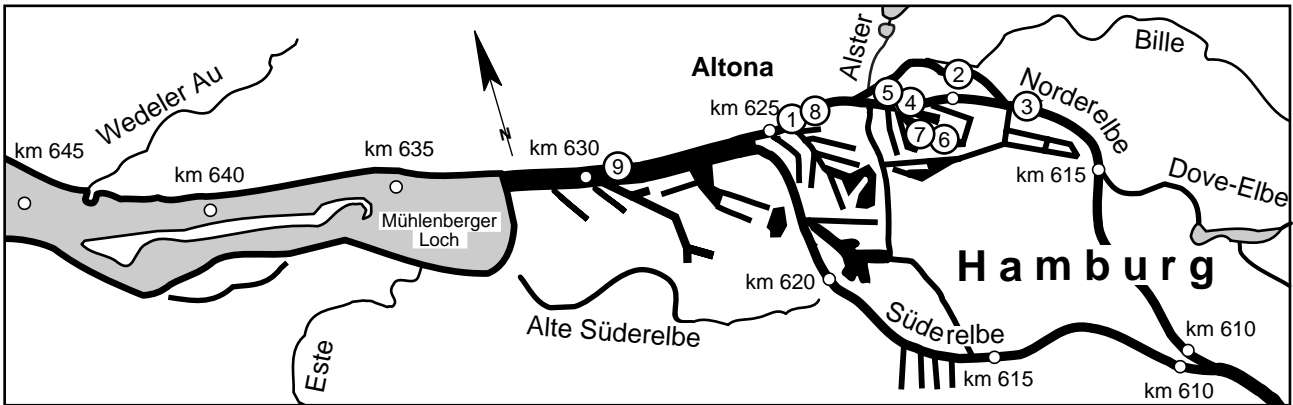


Abb. 33.1 Mittlere Saprobienindices des heterotrophen Aufwuchses im Hamburger Elbe-Bereich zwischen 1914 und 1995 (Daten: HENTSCHEL 1916; HOLM 1925; KRIEG 1993 - 1996)

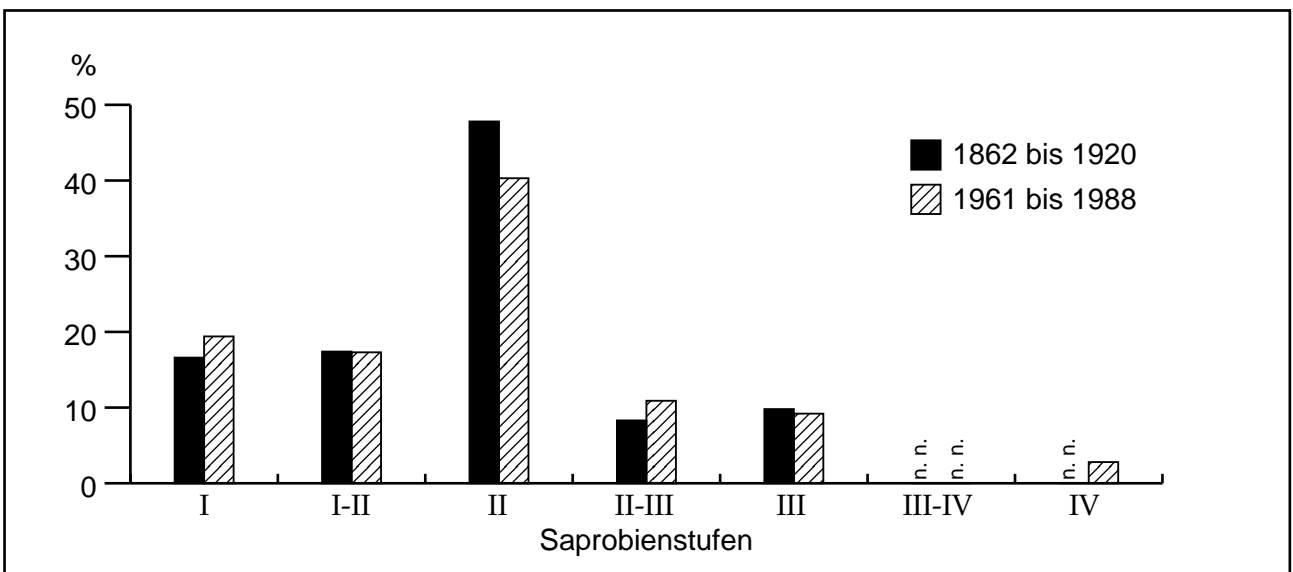


Abb. 33.2 Relative Anteile der Saprobienstufen aufgrund von Phytoplanktonuntersuchungen im Hamburger Elbe-Bereich 1862-1920 / 1961-1988 (KOPPELMANN & KIES 1989, mod.)

Einleitung ungeklärter häuslicher Abwässer in Reiherstieg/Süderelbe "verbesserte" sich der Aufwuchs, also auch die Wasserqualität, deutlich. Mit Inbetriebnahme der Klärwerke Köhlbrandhöft II 1981 - 1983 und Dradenau 1988 sowie der Stilllegung des Klärauslasses bei Tollerort verringerte sich dort gleichfalls die Abwasserbelastung (kritische Belastung), was sich besonders im Ausbleiben des Schmutzwasserindikators *Sphaerotilus natans* manifestierte (KRIEG 1993 -1996, Abb. 33.1). Das Vorkommen von *Sphaerotilus natans* (sog. Abwasserpilz) und *Carchesium polypinum* (Wimpertier) in der Süderelbe ließ auf einen sporadischen Abwassereinfluß schließen. Die verringerten Saprobienindizes des heterotrophen Aufwuchses ab Juli 1988 wurden auf die bessere Reinigungsleistung des neuen Klärwerks Dradenau zurückgeführt.

Während sich im heterotrophen Aufwuchs und Mikrozoobenthos starke Veränderungen der Gewässergüte widerspiegelten (Kap. 4.1.2, 4.2.2), konnten aus den Primärproduzenten keine räumlichen oder zeitlichen Veränderungen abgeleitet werden. Die Gegenüberstellung des Planktonbestandes im Hamburger Raum von 1904 und 1961 ergab eine weitgehende qualitative und quantitative Übereinstimmung (CASPER & SCHULZ 1964): im Sommer β -mesosaprob ("mäßig belastet"), im Winter/ -mesosaprob ("stark verschmutzt"). KOPPELMANN & KIES (1989) stellten bei der Auswertung der nachgewiesenen Algen der Elbe (Kap. 4.4.1) in Hamburg 1862 - 1988 (1921 - 1960 keine Daten) keine bedeutende Verschiebung in der Häufigkeit der Indikatorarten für einzelne Gewässergüteklassen fest: *"Dies kann mit Vorsicht so interpretiert werden, daß die über die biologische Gewässergütebeurteilung erfaßte Gewässergüte seit dieser Zeit keine wesentliche Veränderung erfahren hat"* (Abb. 33.2). Die Saprobienindizes (SLADECEK 1973) des Phytoplanktons bei Zollenspieker und Seemannshöft zeigten 1986-1995 mit Mittelwerten um 2,4 ("kritisch belastet": ARGE ELBE 1977 - 1996; BERGEMANN, pers. Mitt.) keine deutlichen Veränderungen.

In der Unterelbe wurden die Auswirkungen industrieller Abwässer und Kühlwässer mit Aufwuchs-Untersuchungen überwacht (RIEDEL-LORJÉ 1981). Anhand ausgewählter Indikatoren konnte eine Verbesserung der Einleitungen belegt werden. Die Problematik der Überwinterungsfähigkeit festsitzender Organismen vor Kühlwasserausleitungen während starker Frostperioden wird auch im Hinblick auf die Ansiedlung eingeschleppter Arten (Kap. 4.4) diskutiert.

5.3 Hydrographie / Gewässerausbau / Schifffahrt

Die umfangreichen anthropogenen Eingriffe seit Beginn der großen Industrialisierung, wie z. B. Hafenausbau, Fahrrinnenvertiefung, Verbesserung der Deichsicherheit und Begrenzung des Tideeinflusses durch die Errichtung des Wehres Geesthacht, haben die Hydrographie, den Chemismus und die biologischen Funktionen der Tideelbe nachhaltig verändert (ROHDE 1971; POSEWANG-KONSTANTIN et al. 1992; SIEFERT 1994; FLÜGGE 1995; KAUSCH 1996 a, b). Ein Beispiel hierfür gibt die Abb. 34, in der die Flächenveränderung der Flachwasserzonen, Wattengebiete und Vordeichsländereien im Elbe-Aestuar von 1896/1905 im Vergleich zu den Jahren 1981/1982 dargestellt ist (ARGE ELBE 1984). Die größeren Wassertiefen verschlechterten das Verhältnis durchlichteter/undurchlichteter Wasserschichten (VOLK 1907; Kap. 5.6). Baggertätigkeiten führten kurzzeitig zu erhöhten Seston-Gehalten mit vermehrter Zehrung (NÖTHLICH 1967; Kap. 5.5). Erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten bewirkten verringerte Verweilzeiten von Wasserkörpern und damit auch des Planktons. Hierdurch wird das Plankton ohne eine

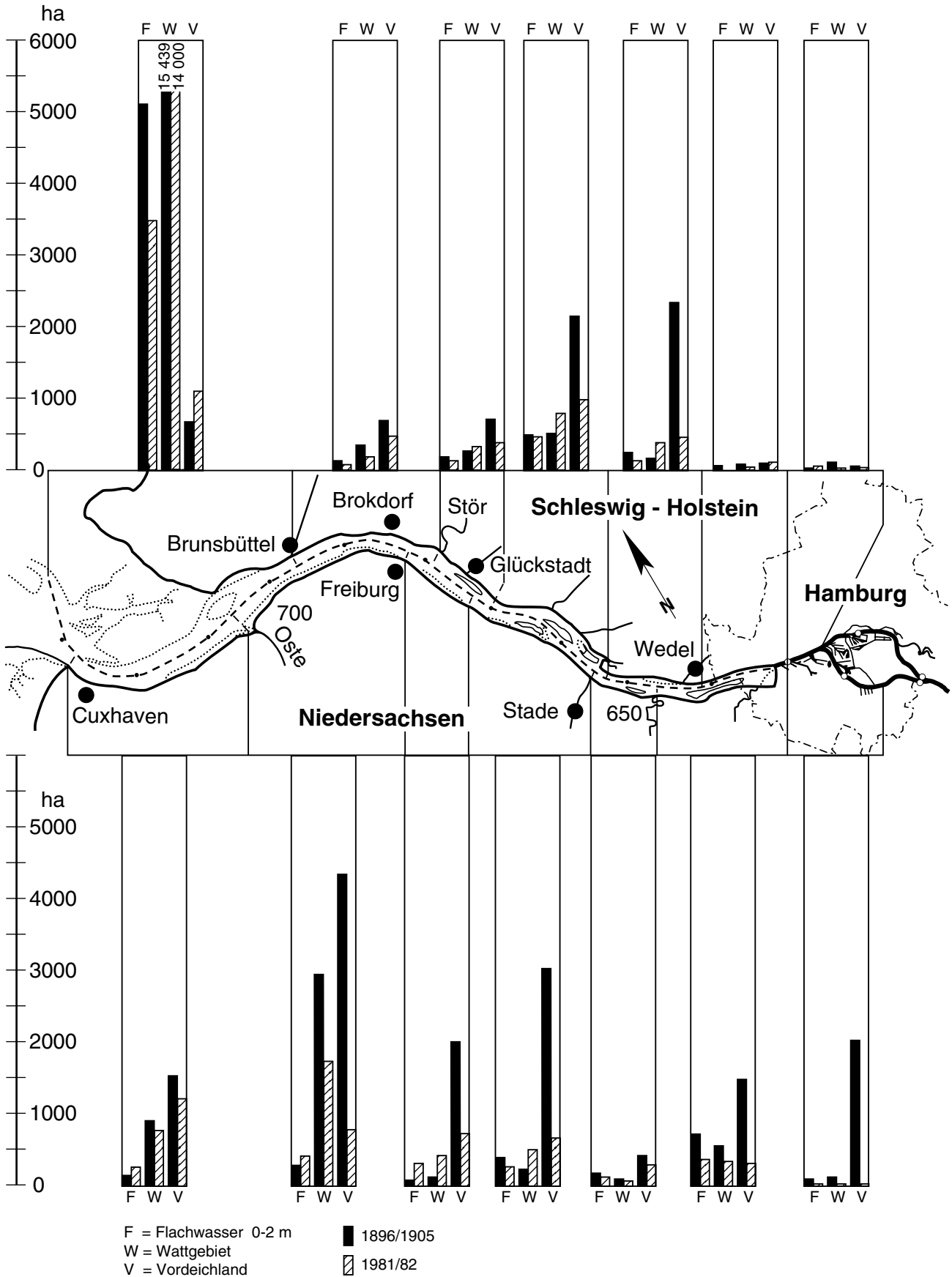


Abb. 34 Flächenveränderung der Flachwasserzonen, Wattengebiete und Vordeichsländereien im Elbe-Aestuar von 1896/1905 im Vergleich zu den Jahren 1981/1982 (ARGE ELBE 1984)

ausreichende Regenerationsmöglichkeit durch die unterschiedlichen Halinitätszonen seewärts transportiert (Kap. 5.8).

Die Watten und Flachwasserbereiche bieten dem Benthos Lebensraum (Kap. 4.1), stellen Brut- und Retentionsräume für Plankter dar (Kap. 4.4.2) und ermöglichen eine hohe Primär-/Sekundärproduktion (Kap. 5.7, 5.8). Sie sind nicht nur Ablagerungsgebiete für Detritus, sondern exportieren auch Energie, Nährstoffe und Planktonorganismen in tiefere Flußbereiche (NEHLS et al. 1993; KÖPCKE, mdl. Mitt.). Das Mikrophytobenthos stabilisiert die Sedimente und verringert zwar so deren Erosion (HUMANN 1996; Kap. 4.1.1); gleichwohl reicht diese "biologische Sicherung" nicht aus, um die durch die Schifffahrt stark belasteten Uferbereiche ausreichend zu schützen. Eine Festlegung, z. B. durch Natur- und später Schlackesteine, wurde in vielen wellenexponierten Abschnitten erforderlich, um einen Eintrieb des erodierten Materials in die Schifffahrtsrinne zu verhindern und um die Deichsicherheit zu gewährleisten. Die auch chemisch unterschiedlichen Materialien wurden verschieden stark und mit unterschiedlichen Arten besiedelt (KARBE & RINGELBAND 1995; HARTWIG & LAMMEN 1993; Kap. 4.2).

Schon früh war man sich des Einflusses der Schifffahrt auf die Ökologie bewußt. *"Augenscheinlich trägt zu dieser, schon durch die Uferverhältnisse an sich erklärlichen Dürftigkeit" der Flora und Fauna der Uferzone "noch ganz besonders auch die energisch spülende Wirkung der Kielwellen von ständig vorübereilenden Schleppern und anderen Dampfern bei, und zweifellos sind diese, die Böschung bei mittlerem Wasserstand bis über die Krone abfegenden Wellenkämme auch geeignet, das Anheften von Fischlaich gründlich zu verhindern"* (VOLK 1907; Kap. 4.1.2). *"Das häufige Aufwühlen der Bodensedimente durch die Schifffahrt bringt ferner ähnliche Prozesse in Gang, wie sie im 'Belebtschlamm' der modernen Kläranlagen vor sich gehen"* (MESCHKAT 1937). Das Zoobenthos am Grund der Elbe litt nach VOLK (1907) streckenweise *"an einer großen Armut, eine Erscheinung, die wesentlich durch die Schrauben der großen Seedampfer und den fast ununterbrochenen Baggereibetrieb hervorgerufen wird"*. Die Fahrrinnenvertiefungen in der Unterelbe gehen auch mit Aufspülungen in den Randbereichen und Verlandungsprozessen einher. *"Von in der Ausführung begriffenen strombaulichen Unternehmungen, die für die Verunreinigungsfrage Bedeutung haben, ist besonders die fortschreitende Regulierung des Fahrwassers zwischen Finkenwärder und Schulau hervorzuheben, die zu einer allmählichen Verlandung der Sände führen wird"* (HENTSCHEL 1917 b; Kap. 5.2).

Seit Beginn des Jahrhunderts war die Bedeutung der Seitengewässer und Flachwassergebiete für Primärproduktion sowie Reproduktion und Rückzug von Zooplankton, wie *Eurytemora affinis* (Kap. 4.4.2) und Fischen bekannt (VOLK 1903, 1907; HENTSCHEL 1917 b; GRIMM et al. 1976; KAFEMANN et al. 1996; Kap. 5.6). *"Von großem Einfluß auf das Tierleben der Elbe ... und leider ungünstig für manche Fischarten ist die Stromregulierung, durch welche sowohl Stau- wie Stromlaichern ihre Laichplätze vielfach vernichtet oder beschränkt werden"* (VOLK 1907; Kap. 5.8). Da zunehmend sogar einige Hafenbecken die Funktion von stromnah gelegenen Seitenarmen übernehmen, erfolgten Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hamburger Hafen (ORTEGA et al. 1994; KAUSCH et al. 1995 b).

Anforderungen an die Lebensdauer von Korrosionsanstrichen und an das günstige Strömungsverhalten von Schiffen sowie Fahrwassertonnen führten zum Einsatz toxischer Antifouling-Farben, die aufgrund ihrer Giftigkeit den Ansatz von Aufwuchsorganismen verhindern (oder sogar bereits bei deren planktischen Larven zu Fehlbindungen führen;

DAHL 1893; KÜHL 1968; WATERMANN & SCHACHT 1990; Kap. 4.2). Darüber hinaus werden aus aller Welt mit Schiffs-Ballastwasser neue Arten in Form von Dauerstadien, als Larven oder Adulte eingeschleppt (GOLLASCH 1996; LENZ et al. 1997). Hierzu zählen die bereits in der Elbe seßhafte Chinesische Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* (SCHNACKENBECK 1924; PETERS 1938; KOTHÉ 1961 a; RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982), die Nesseltiere *Craspedacusta sowerbii* (KOTHÉ 1961 a; GAUMERT, mdl. Mitt.) und *Cordylophora caspia*, die Seepocke *Balanus improvisus*, der Ruderfußkrebs *Acartia tonsa*, der sogenannte "Schiffsbohrwurm" *Teredo navalis* (KÜHL 1972) sowie einige planktische Kieselalgen, wie *Biddulphia* (syn. *Odontella*) *sinensis* (THIEMANN 1934) und *Coscinodiscus wailesii* (GOLLASCH 1996).

5.4 Salzgehalt / Oberwasserabfluß / Tide

In Aestuaren ist die Salzgehaltszonierung und die Abhängigkeit des Salzgehaltes von der Oberwasserführung seit langem bekannt (LORENZ 1863). *"Die Abnahme des Salzgehaltes von der Mündung stromaufwärts oder das Mischungsverhältnis zwischen See- und Flußwasser ist an demselben Ort der Unterelbe fortwährend veränderlich. Zunächst kommt die Menge des oberen Zuflusses wesentlich in Betracht. Dieser Zufluß pflegt im Frühjahr größer zu sein als im Herbst und daher erstreckt sich der Salzgehalt im Herbst weiter stromaufwärts als im Frühjahr. Einen wesentlichen Einfluß auf den Salzgehalt des Wassers in den unteren Flußregionen übt auch die tägliche Ebbe und Fluth aus; kräftige Fluthen, welche durch westliche Winde über die gewöhnliche Höhe getrieben werden, erhöhen den Salzgehalt des Elbwassers, während derselbe bei schwachen Fluthen abnimmt"* (KIRCHENPAUER 1862). Auch führten bereits um die Jahrhundertwende Abwässer der Kaliindustrie bis in den Hamburger Elbebereich zu erhöhten Salzgehalten (VOLK 1910 a; RIEDEL-LORJÉ et al. 1992; Kap. 5.2). Da die Brackwasserzonen (Kap. 3) durch Gezeiten (etwa 15 - 20 km), Wind und Oberwasser (bis zu 60 km) verschoben werden, sind ihre Grenzen sehr variabel (ARGE ELBE 1977 - 1996). Langfristig erfolgte ein Vordringen der oberen Brackwassergrenze elbeaufwärts bis Lühesand Nord (BERGEMANN 1995), was sich durch den Indikator-Krebs *Bathyporeia pilosa* (Kap. 4.1.2.2) belegen läßt (RIEDEL-LORJÉ et al. 1995; KRIEG 1996 b; RIEDEL-LORJÉ, im Druck). Die Verschiebung der oberen Brackwasserzone mit ihrem Trübstoffmaximum stromaufwärts in Phasen geringer Oberwasserführung (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992) hat eine Verringerung der Süßwasserzone der Tideelbe zur Folge. Da das Süßwasser als Gebiet größter Phytoplankton-Produktion gilt, ist in Hinblick auf den Sauerstoffhaushalt und die Folgeproduktion eine Einschränkung des betroffenen Abschnittes durch die allmähliche Verschiebung des Brackwasserbereiches weiter nach Oberstrom ggf. als nachteilig zu bewerten.

Über der Stromsohle dringt ein Salzkeil weiter in das Aestuar vor als an der Oberfläche. Eine derartige Salzgehaltsschichtung ermöglicht marinen Organismen ein Vordringen im oder über Grund bis in eine Zone, die an der Wasseroberfläche bereits Süßwasser aufweist (AX 1957; GIERE 1968; KRIEG 1996 b; Kap. 4.2.2, 4.4.2). *"Besonders einschneidend werden diese Einflüsse, wenn sie in die Zeit der Fortpflanzung fallen. Bekanntlich haben adulte Tiere oft eine andere Resistenz gegenüber Milieufaktoren, z. B. Temperatur oder Salzgehalt, als die Jugendformen. Auch ist es möglich, daß die Larven zwar in salzärmeres Wasser flußaufwärts verdriftet und dort weiterleben können, aber eine Fortpflanzung in diesem Gebiet nicht stattfinden kann. Bei der Verschiebung der halinen Zonen in der einen oder anderen Richtung spielt neben der Zeitdauer der Zeitpunkt eine ausschlaggebende Rolle..."* (KÜHL & MANN 1968).

Die Vermischung von Meerwasser und Flußwasser läßt in Aestuaren Zonen mit typischen Lebensgemeinschaften entstehen (Tab. 17; RIEDEL-LORJÉ et al. 1992). Das Spektrum der Süßwasserarten verarmt flußabwärts mit ansteigendem Salzgehalt, ebenso sterben marine, in die Flußmündung eindringende Spezies ab, und Arten mit einer hohen Toleranz gegenüber extremen oder schwankenden Salzgehalten herrschen vor (REMANE & SCHLIEPER 1971; KÜHL & MANN 1962; RIEDEL-LORJÉ et al. 1998; Kap. 5.5). Das Plankton und die Aggregatbesiedler werden durch periodische Gezeitenbewegungen und Oberwasserabflüsse letztlich seewärts verdriftet. Im Gebiet des "Salzgehaltssprunges", auch "Verarmungs-", "Verödungs-" oder "Sterbezone" benannt, kommt es zu einem Absterben der verdrifteten Organismen (KÜHL & MANN 1961; Kap. 5.5). Aufwuchs und Benthos hingegen sind den tidenbedingten Salzgehaltsschwankungen unmittelbar ausgesetzt. Das Nekton, wie z. B. Fische, kann aufgrund seiner Beweglichkeit aktiv Bereiche tolerierbarer Salzgehalte aufsuchen. Während die untere Brackwasserzone von zahlreichen marinen Arten überschritten werden kann, stellt die obere Brackwasserzone für die meisten limnischen und marinen Arten eine unüberwindbare Barriere dar. Dort überleben nur angepaßte Arten, die sowohl rasche Salzgehaltsänderungen als auch deutlich von ihren Optima abweichende Salzgehalte ertragen. Grundsätzlich ist die Artenarmut jedoch mit einem Individuenreichtum angepaßter Arten verbunden, wie der Ruderfußkrebse *Acartia* und *Eurytemora* (KÜHL 1966; Kap. 4.4.2, 5.8). Allerdings können Einwanderungen und Verdriftungen aus Oberlauf und Nebenflüssen im Aestuar zu höheren Individuen-/Artenzahlen führen, als sie aus limnischen Zonen bekannt sind (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992).

Tab. 17 Die Planktongesellschaften der Tideelbe (SCHULZ 1961, mod.)

| Planktongesellschaft | Salzgehaltsstufen ("Venice-System") | Halinitätszonen | Leitformen des Zooplanktons |
|--|-------------------------------------|---|---|
| <i>Melosira-Brachionus-Gesellschaft</i> | um 0,5 ‰ (bis 1 ‰) | oligohaline Zone oberhalb Hamburgs | <i>Brachionus calyciflorus</i> , <i>Bosmina longirostris</i> |
| <i>Actinocyclus Normanii-Gesellschaft</i> | um 0,5 ‰ (bis 1 ‰) | oligohaline Zone unterhalb Hamburgs - Brackwassergrenze | <i>Eurytemora affinis</i> |
| <i>Synchaeta bicornis-Gesellschaft</i> | 0,5 - 5 ‰ | mixo-oligohaline Zone | <i>Synchaeta bicornis</i> , <i>Tintinnopsis turbo</i> |
| <i>Coscinodiscus communatus-Gesellschaft</i> | 5 - 18 ‰ | mixo-mesohaline Zone | <i>Acartia tonsa</i> , <i>Synchaeta litoralis</i> |
| Marine Gesellschaft | 18 - 30 ‰ | mixo-polyhaline Zone | <i>Centropages hamatus</i> |

Anknüpfend an die Ausführungen von VOLK (1907) beschrieb HENTSCHEL (1923 b) die "biologische Wirkung der Gezeiten im Süßwasser in der Niederelbe" als "Problem des kurzfristigen rhythmischen Bedingungswechsels. ... Die Grenzverschiebung von Arten im Laufe der Zeit wird durch die Auf- und Abschiebung des Wassers in der Strommündung erleichtert, durch die starken Salzgehaltsschwankungen infolge der Tidebewegung aber erschwert" (Kap. 4.2.1, 4.4.1, 4.4.2). Verglichen mit tidefreien Flußsystemen bedingt im Elbe-Aestuar der Gezeitenwechsel eine längere Verweilzeit der im Wasser enthaltenen Inhaltsstoffe, dennoch findet letztlich durch die "sägezahnartige" Tidebewegung ein Austrag des Flußwassers in die Nordsee statt. Plankton-Populationen sind daher in Aestuaren über den durch ständige Salzgehaltsschwankungen bedingten osmotischen Streß hinaus dem Problem der "Ausspülung" aus dem System ausgesetzt (Kap. 5.3, 5.8). In derartigen Flußbereichen können sich Organismen nur dann halten, wenn das Wasser gut durchmischt ist und ihre Reproduktionsraten höher sind als ihre Mortalität. Nach

Untersuchungen in anderen Flüssen erscheint es möglich, daß *Eurytemora affinis* durch die Kombination von Vertikalwanderung, Verdriftung durch Oberflächenströmung und Tideströmung einen Nettotransport in die oberen Aestuar-Abschnitte erreicht (SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS 1987). Die meist durch Licht induzierten tagesperiodischen Wanderungen in der Wassersäule sind bereits für zahlreiche Zooplankter nachgewiesen worden (BEATTIE & DE KRUIF 1978). KÖPCKE & KAUSCH (1996) zeigten in der Hahnöfer Nebelbe das Vertikalwanderungsverhalten der Schwebgarnele *Neomysis integer*, welches die Tiere einerseits vor Räubern schützt und sie andererseits in nährstoffreichere Tiefenstufen gelangen läßt (Kap. 4.4.2). Auch von *E. affinis* sind derartige Verhaltensweisen bekannt (VUORINEN 1987). Ob einzelne Zooplanktonarten jedoch tatsächlich in der Lage sind, auch im trüben, strömungsstarken Hauptstrom der Tideelbe Vertikalwanderungen durchzuführen, ist unbekannt (Kap. 4.4.2).

Trotz örtlicher und zeitlicher Unregelmäßigkeiten unterliegen die Elbe-Lebensgemeinschaften der bereits beschriebenen Verteilung im Längsprofil. Basierend auf 5 Planktongemeinschaften konnte schon THIEMANN (1934) die verschiedenen Halinitätszonen unterscheiden (Kap. 4.4). Weitere dominante Formen in bestimmten Regionen unterschiedlicher Salzgehalte wurden von BURSCHE (1958 a), SCHULZ (1961), NÖTHLICH (1967) und FAST (1993) gefunden. Die Abfolge der einzelnen, durch Leitformen charakterisierten Gesellschaften entspricht den verschiedenen Salzgehaltszonen (Abb. 35; Tab. 17; Kap. 3). Da sich die Wasserkörper und Halinitätszonen in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluß verschieben, unterscheiden sich die an einem Ort anzutreffenden Planktongemeinschaften (Kap. 4.4.1). Während Veränderungen der Leitarten in den letzten Jahrzehnten nicht stattgefunden haben, erfolgte eine regionale Verschiebung der verschiedenen Planktongemeinschaften elbeaufwärts. Beim Mikrozoobenthos hat man begonnen, eine salzgehaltsbezogene Zonierung aufzuklären (RIEMANN 1966), für die Lebensgemeinschaften des Aufwuchses und der Aggregate steht dies noch aus.

Entsprechend der Hydrodynamik ist die horizontale und vertikale Verbreitung des Planktons fluktuierend. Der Brackwasserbereich stellt mit seiner oberen und unteren Brackwassergrenze die maximale räumliche Ausdehnung der Brackwasserzonen dar (RIEDEL-LORJÉ et al. 1995). Aufgrund der erheblichen räumlichen Verlagerung der Wasserkörper im Elbelängsprofil können sich also die Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit vom Oberwasser regional verschieben. KÜHL (1972) leitete aus Elbeuntersuchungen (Kap. 4.4.1) ein Schema über die biologisch relevanten Verhältnisse im Aestuar für Plankton, Trübung und Salzgehalt ab (Abb. 36). Danach waren die geringsten Individuenzahlen und höchste Anteile absterbender (Phyto-) Plankter bei ansteigendem Salzgehalt im Bereich des Trübungsmaximums zu verzeichnen.

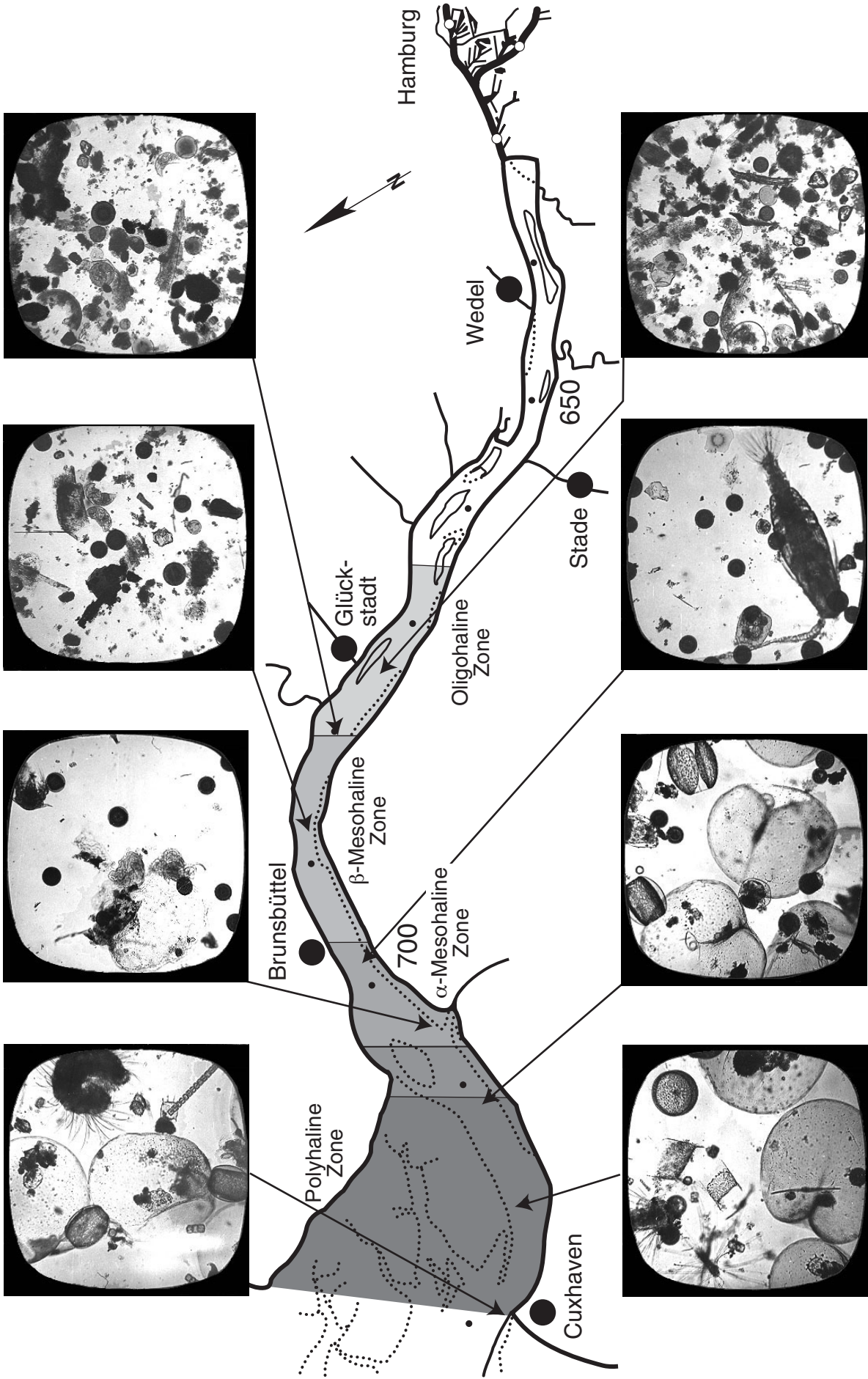


Abb. 35 Die Plankton-Gemeinschaften in den verschiedenen Halinitätszonen der Tideelbe im Juli 1957 (SCHULZ 1958)

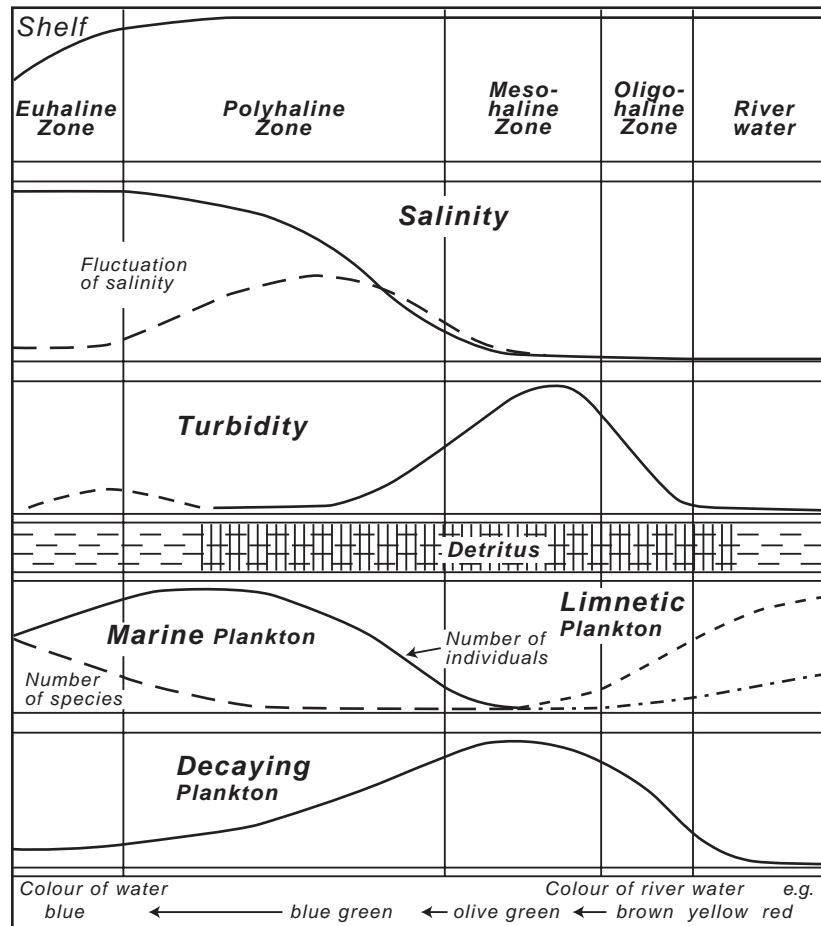


Abb. 36 Schema der biologisch relevanten Verhältnisse im Längsschnitt des Elbe-Aestuars: Plankton, Trübung und Salzgehalt (KÜHL 1972, mod.)



5.5 Seston

Schon KIRCHENPAUER (1862) erkannte eine ungleiche Trübstoffverteilung im Elbelängsprofil, wobei *"das Wasser in der Gegend der Bösch viel unreiner ist, nämlich viel stärker mit fremdartigen Sinkstoffen angefüllt als bei Cuxhaven"*. Diese Zone hoher Trübung wurde von LÜNEBURG (1939) dokumentiert. THIEMANN (1934) stellte sie als Charakteristikum großer Flußmündungen fest: *"die großen Flüsse", auch die Elbe, sind in "ihrem Unterlauf massenhaft mit Detritus erfüllt... Dieser starke Detritus-Gehalt im Unterlauf der Flüsse, an der Grenze zwischen Fluß und Meer, wird einmal bewirkt durch die organischen Abbauprodukte und anorganischen Stoffe, die der Fluß aus dem Binnenlande mitbringt, dann aber durch das starke Absterben von Meeres- und Süßwasserformen des Planktons in diesem Übergangsbereich mit starken Salzgehaltsschwankungen infolge der Gezeitenbewegung des Wassers. Hinzu kommt noch, daß hier infolge der starken Zunahme des Salzgehaltes eine Sedimentation des Detritus stattfindet. Das infolge des Salzgehaltes plötzliche, sprunghafte Aufhören des hohen Detritus-Gehaltes ist bedeutsam für die Ausbildung der Sprungzone. In dem außerordentlich starken Detritus mit starker Sauerstoffzehrung und Lichtverminderung, sowie mechanischer Planktonstörungen, ist neben der Abnahme des Salzgehaltes eine Ursache der Verarmung des Planktons in diesem letzten*

Abschnitt des Flußunterlaufes zu sehen" (Kap. 5.6). Dieses Gebiet größter Trübung wurde auch als "Trübungzone" oder "*Sinkstoffalle und Sterbezone limnischer und mariner Organismen*" bezeichnet (CASPERS 1958; NÖTHLICH 1967, 1972 a, b; KAUSCH 1990; RIEDEL-LORJÉ et al. 1992; Kap. 5.4). Gegenwärtig gibt es entsprechend starke Algenverluste durch Sedimentationsprozesse im Hamburger Hafen (Kap. 5.7). Dort würde eine deutliche Verringerung des Schwebstoffgehaltes beim lichtlimitierten Phytoplankton wiederum zu einer erhöhten Primärproduktion führen. Aufgrund der nachfolgenden Sekundärverunreinigung hätten diese Maßnahmen nur bei gleichzeitiger Nährstoffreduzierung positive Auswirkungen.

Grundsätzlich befindet sich das Trübungsmaximum in der oberen (oligohalinen) Brackwasserzone (POSTMA & KALLE 1955; LÜNEBURG 1956; RIEDEL-LORJÉ et al. 1992; GRABEMANN et al. 1996; Kap. 3). Entsprechend der Verschiebung der Salzgehaltzonen (Kap. 5.4) erwies sich auch die Trübungszone als dynamisch (WILKEN et al. 1991). Bei Brunsbüttel überstrich sie während einer Tide ca. 90 km (DOERFER 1979). Während sich bei hohem Oberwasserabfluß das Trübungsmaximum flußabwärts und bei niedrigen Oberwasserabflüssen stromauf verlagerte (GRABEMANN et al. 1996), bewirkten Starkwindereignisse und Springtiden eine Verschiebung der Trübungszone stromaufwärts (SÜNDERMANN 1992). Aus dem Oberlauf der Elbe wurden ungewöhnlich reiche Detritusmengen in das Aestuar eingeschwemmt, aus der Nordsee gelangten Sand, Schlick und Detritus hinein und wurden zeitweise in Bodennähe stromauf transportiert (LUCHT 1964; SCHULZE 1990; GREISER 1992). Während die schweren Bestandteile der Schwebstoffe infolge rascher Sedimentation zum Kenterpunkt an der Flußsohle angereichert und vom einsetzenden Flutstrom etappenweise bis zum Gleichgewichtspunkt der Gezeitenströme verfrachtet wurden, sanken feine Fraktionen kaum ab und wurden vorwiegend elbeabwärts transportiert, wobei sich partikuläre Stoffe in der Trübungzone stark anreicherten (LUCHT 1953 a, b, 1954, 1964). Derartige Transportprozesse der Schwebstoffe in der Tideelbe wurden simuliert (KAPPENBERG et al. 1996; PENNDORF et al. 1996; MÜLLER & PULS 1996). Vor allem das Flutwasser riß Feststoffe in Aufquellwolken empor (LUCHT 1953 a, b, 1964; SIMON 1952, 1953). Eine vertikale Zunahme der Schwebstoff-Gehalte erfolgte von der Oberfläche bis zum Boden (FANGER et al. 1994), wobei sie an den Ufern und besonders über Schlickwatten gegenüber der Fahrwassermite erhöht waren. Auf die Bedeutung der Nebengewässer für den Schwebstoffhaushalt wiesen NEHLS et al. (1993) hin. Die Aggregat-Abundanzen und deren Größenspektrum variierten in der Tideelbe erheblich (Kap. 4.3). Bei Brunsbüttel waren die Aggregate an der Oberfläche kleiner als in der Tiefe. Im Vergleich zum Hauptstrom gab es in strömungsarmen flachen Nebenelben diese vertikalen Unterschiede nicht (NÖTHLICH 1967). Wasserbaumaßnahmen und Schiffsverkehr führten direkt oder indirekt zu einer vermehrten Trübung und damit Verringerung des für die Primärproduktion notwendigen Lichtangebotes (Kap. 5.3, 5.6, 5.7). Starke Mobilisierung und Stromaufverfrachtung abgelagerter Feststoffe bewirkten erhebliche mikrobielle und chemische Sauerstoffdefizite (GREISER 1992).

Die Auswirkungen unterschiedlicher Oberwasserabflüsse spiegelten sich nicht nur in der Lage der Trübungszone, sondern auch in der Zusammensetzung des Sestons wider (KÜHL & MANN 1968). "*Das Verhältnis des Detritus zum Phytoplankton ist sehr ausgeprägt, indem bei höherem Detritusgehalt die Phytoplanktonmenge gering ist und umgekehrt, unabhängig von der Tide*" (KÜHL 1965). "*Bei großem Oberwasser wird auch die ganze Trübungswolke weiter flußabwärts verschoben. Die Wassertrübe besteht aus organischem und anorganischem Material, wobei der anorganische Anteil stets wesentlich größer ist. Der organische Anteil setzt sich zum*

größeren Teil aus Detritus, zum kleineren aus abgestorbenen Organismen zusammen..." (KÜHL & MANN 1961). Nach NÖTHLICH (1967) und FAST (1993) bestand das Seston in der Trübungszone zu einem wesentlichen Anteil aus abgestorbenem Plankton, insbesondere Kieselalgen. WOLFSTEIN & KIES (1995) fanden im Bereich des ansteigenden Trübstoffmaximums der Elbe in Bodennähe mehr Chlorophyll in den Schwebstoffen als an der Wasseroberfläche (Kap. 4.4.1). In der limnischen Region zeigten die Aggregat-Bestandteile eine große Übereinstimmung mit dem Plankton. Hohe Anteile an Detritus (40 - 50 % der Aggregat-Substanz) traten dort vor allem im Sommer und Winter auf. Im Winter unterschieden sich die Aggregat-Zusammensetzungen im Süßwasser nur unwesentlich von denen im Brackwasser (ZIMMERMANN 1997). Bestimmungen der Ligningehalte in den Elbe-Aggregaten gaben Aufschluß über den Anteil des Makrophytendetritus, sowie über jahreszeitliche Schwankungen und räumliche Verteilungen (HOBERG et al. 1994; KIES & NEUGEBOHRN 1994). Der Anteil der verschiedenen Komponenten unterlag saisonalen und longitudinalen Veränderungen (KIES 1995; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996).

Aggregate bestehen aus organischen und anorganischen Komponenten unterschiedlicher Formen und Größen (GROSSART & SIMON 1993). Klebrige, hochhydratisierte Matrixsubstanzen (meist Polysaccharide), die von Algen und Bakterien produziert werden, halten in locker gebauten Aggregaten jene Struktur-Komponenten zusammen (GEESEY 1982; EISMA 1986; ROSENBERG & KJELLEBERG 1986; KIES 1995; Kap. 4.3.2). Umfassende Arbeiten über Aggregat-Biozönosen in Aestuaren sind selten (ROGERSON & LAYBOURN-PARRY 1992 a, b; LAYBOURN-PARRY et al. 1992; CRUMP & BAROSS 1996; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN 1997; ZIMMERMANN et al. 1998). Die Bedeutung von Bakterien, Algen und ein- oder mehrzelligen Tieren für den Aufbau von Aggregaten durch direkte Schleimproduktion (KIES 1995; KOOPS & KARBE 1994) oder Förderung schleimproduzierender Organismen durch selektives Abweiden (JÜRGENS et al. 1997) muß noch geklärt werden. Im Vergleich zum Umgebungswasser zeichneten sich Aggregate durch erhöhte biologische Aktivitäten aus (KALTENBÖCK & HERNDL 1992; ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; ZIMMERMANN et al. 1998). Eine verstärkte Aggregat-Bildung und eine damit einhergehende Trübungs Zunahme sowie eine erhöhte Aktivität proteolytischer Bakterien in Bereichen großer Trübung im Stromspaltungsgebiet registrierten YASSERI & KARBE (1995). Im entsprechenden Gebiet untersuchten BÖTTCHER et al. (1995) freie sowie an suspendiertem partikulären Material (SPM) assoziierte Bakterien in Abhängigkeit vom Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. Die Zahl der an Aggregate gehefteten Bakterien war von der Zahl und Qualität der Aggregate abhängig. Verschiedene physiologische Gruppen zeigten Unterschiede in der Aggregat-Besiedlung. Etwa 86 % der Zellen lithotropher nitrifizierender Bakterien waren an Aggregate geheftet und korrelierten direkt mit der Aggregat-Menge. In der unteren limnischen Region traten zunehmend an das SPM gebundene Bakterien auf (SCHÄFER & HARMS 1995, 1996; Kap. 4.3.2, 5.8). Manche Bakterienarten wiesen keine Präferenz bezüglich der Besiedlung von Aggregaten mit unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeit auf, andere Arten wie *Nitrosomonas europaea*, fanden sich hauptsächlich an Fraktionen mit großer Sinkgeschwindigkeit. Eine Zunahme nitrifizierender Bakterienpopulationen zu Zeiten großer Oberwasserabflußraten wurde auf die hohen Anteile organischer Nährstoffe im SPM zurückgeführt (NEHLS et al. 1996). Im Bereich von Hamburg gab es keine positive Korrelation zwischen fäkalcoliformen Bakterien und dem SPM (SOWOTZKI et al. 1996).

Bereits HENTSCHEL (1917 b) erkannte die Bedeutung der Schwebstoffe für die Kleinlebewesen der Elbe: "*Der Reichtum an Detritus ist ein charakteristisches Merkmal großer*

Ströme. Da er nahrhafte organische Stoffe enthalten muß, spielt er aller Wahrscheinlichkeit nach für viele Organismen eine ganz ähnliche Rolle, wie der den Sielen entstammende Detritus, von dem er in bezug auf seine biologischen Wirkungen nicht getrennt werden kann. Seine Zersetzungsfähigkeit und damit seine Schädlichkeit wird aber geringer sein." Aggregate weisen eine arten- und individuenreiche Gesellschaft heterotropher Organismen auf (Abb. 37). Es können Interaktionen mit anderen Aggregaten und zwischen Freiwasser und Sediment bestehen.

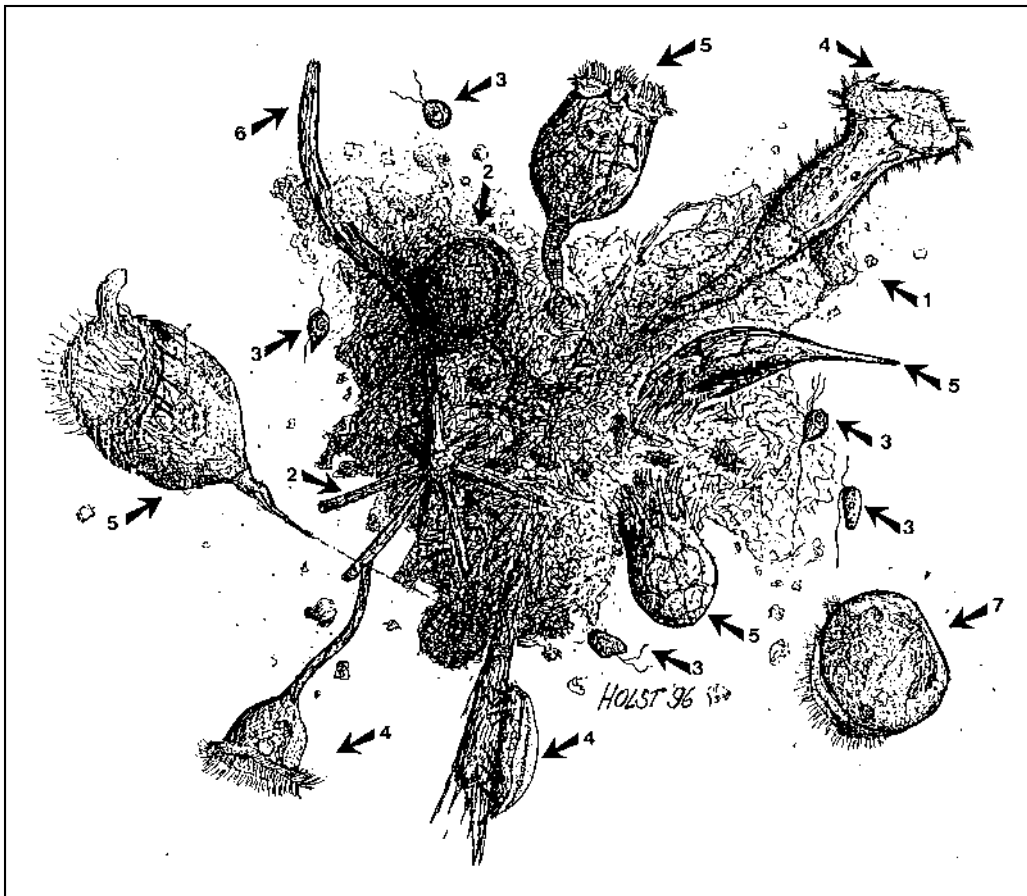


Abb. 37 Schematische Darstellung der Lebensgemeinschaft von Aggregaten:
 1) bakterienreiche Mikrozoen, 2) Alge, 3) Geißeltier, 4) Wimpertier,
 5) Rädertier, 6) Fadenwurm, 7) Muschellarve (ZIMMERMANN et al. 1998)

Trotz saisonaler Dynamik waren die Individuendichten in den Aggregaten wesentlich höherer als im Freiwasser (ZIMMERMANN & KAUSCH 1996; Kap. 2, 5.8). Aggregate stellen ein gutes Nahrungsangebot für Seston-Fresser und Weidegänger dar (Kap. 4.1.2, 4.2.2, 4.3.2, 4.4.2, 5.8). Ein- und Vielzeller sind in der Lage, die Bakterien der Aggregate abzuweiden, beeinflussen so die Remineralisation organischen Materials und werden Teil der Sukzession mikrobieller Populationen auf den Partikeln (ALLDREDGE & SILVER 1988; SHANKS & EDMONDSON 1990). Während langsam sinkende Aggregate weitgehend abgebaut werden können, ist auf rasch sinkenden Aggregaten nur eine unvollständige mikrobielle Sukzession und ein unvollständiger Abbau zu erwarten. Bei ihrem Transport wurden die Aggregat-assoziierten Organismen durch sich verändernde abiotische Faktoren in ihrer Aktivität beeinflusst. Trübstoffe bzw. Aggregate sind Mikro-

biotope mit wichtiger Vehikelfunktion des Horizontal- und Vertikaltransportes. Gleichzeitig stellen sie "hot spots" des mikrobiellen Lebens und wichtige Remineralisierungsorte von Nährstoffen am Boden sowie in der Wassersäule dar. Höhere trophische Ebenen des Pelagials oder Benthals nutzen Aggregate als Energiequellen (BOAK & GOULDER 1983; CHERVIN 1978; HEINLE & FLEMER 1975; HEINLE et al. 1977; POSCH & ARNDT 1996; ROMAN 1984; ZIMMERMANN et al. 1998; Kap. 5.8). Die große Bedeutung der Aggregate als Nahrung für Wasserflöhe erkannte man schon früh, während man zur gleichen Zeit für den Ruderfußkrebs *Eurytemora affinis* das Phytoplankton als Hauptnahrungsquelle erachtete (Kap. 5.8). Inzwischen hat man jedoch festgestellt, daß *E. affinis* zu den wenig selektiven Filtrierern gehört und sich vorwiegend von Aggregaten ernährt (KAUSCH et al. 1994; BERNÁT, mdl. Mitt.). Diese unterschiedlichen Beobachtungen lassen Veränderungen im Nahrungsangebot und Freßverhalten vermuten, die mit der Verlagerung des Trübungsmaximums (RIEDEL-LORJÉ et al. 1992) und des Sedimentationszentrums für Phytoplankton (KIES et al. 1992; WOLFSTEIN & KIES 1995; Kap. 4.4.1, 4.4.2, 5.7) in wesentlichem Zusammenhang stehen könnten.

5.6 Licht

Obwohl das Arteninventar des Planktons im Elbe-Aestuar mit anderen nordeuropäischen Aestuaren große Übereinstimmungen aufweist, ist die Primärproduktion des Phytoplanktons der Tideelbe relativ niedrig (Kap. 4.4.1, 5.5). Das limitierte Lichtangebot bedingt bei vielen Algen nur eine ineffiziente Ausnutzung des reichlichen Nährstoffangebotes (HENTSCHEL 1917 b; THIEMANN 1934; LÄNGE 1983; ARGE ELBE 1984; KIES et al. 1992), wie gleichfalls in anderen Brackgewässern beobachtet wurde (RIEDEL-LORJÉ et al. 1998). Schon um die Jahrhundertwende reichte in den Hafenbecken Hamburgs die Eindringtiefe des Lichts für eine vollständige Durchlichtung der Wassersäule meist nicht mehr aus mit der Folge einer eingeschränkten Primärproduktion (VOLK 1907; Kap. 5.3). Nach THIEMANN (1934) wirkte der "Detritus ... durch die Lichtverminderung herabsetzend auf die Assimilation des Phytoplanktons". Die Veränderungen des Lichtklimas durch zunehmende Aggregat-Abundanz und die damit verringerte Sauerstoffproduktion der Algen stellte NÖTHLICH (1972 b) dar (Abb. 38.1; Kap. 5.5, 5.7). Gegenwärtig liegt die maximale Tiefe der euphotischen Zone, in der noch eine positive Nettophotosynthese möglich ist, zwischen 30 cm in der Trübungszone bei Brunsbüttel und maximal 200 cm in der limnischen Region. Obwohl einige Algen längere Dunkelphasen unbeschadet überdauern können (DEVENTER & HECKMAN 1996), wirkt sich die verringerte Lichtintensität nachteilig auf die Photosynthese aus. Wegen der hohen Trübung und starker Turbulenzen in der Tideelbe ist die Verweilzeit eines Phytoplankters in der euphotischen Zone sehr kurz, so daß nur etwa 20 % des Phytoplanktons zur biogenen Sauerstoffproduktion beitragen können (FAST 1993). Gleichzeitig können sich die Verweilzeiten der Wasserkörper und damit des Planktons bei hoher Oberwasserführung im Aestuar auf wenige Tage verringern. Folglich verdriftet das Plankton durch die unterschiedlichen Halinitätszonen (mit erhöhter Sauerstoffzehrung), ohne daß es zu einer ausreichenden Regeneration der Phytoplanktonbestände kommen kann. Aufgrund ungünstiger Lichtbedingungen hat sich bei einigen Phytoplanktern eine mixotrophe Ernährungsweise entwickelt (Kap. 5.7). Im Gegensatz zum Phytoplankton wird nach LÄNGE (1983) die Produktion der benthischen Mikroflora vor allem durch die Temperatur von Luft, Wasser und Sediment gesteuert, weniger aber durch Licht (Kap. 4.1.1, 4.4.1). Die maximale Photosyntheserate der Kieselalgen wurde bei relativ geringen Lichtmengen erreicht (LÄNGE 1983). Während die

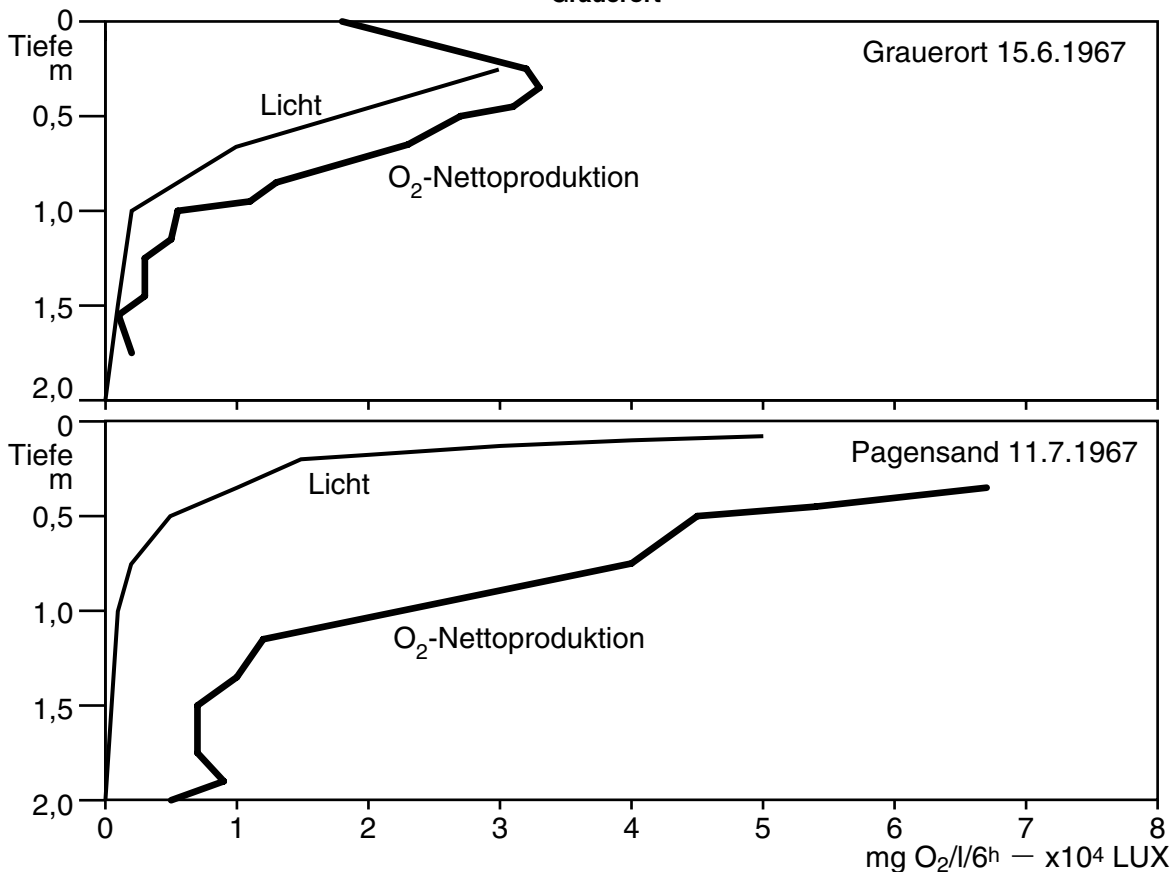
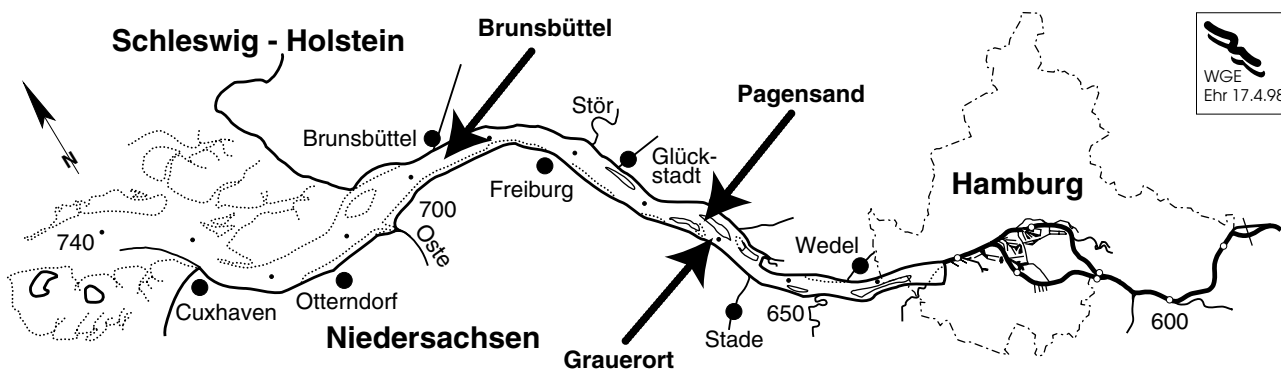


Abb. 38.1 Globalstrahlung und O₂-Nettoproduktion in Abhängigkeit der Wassertiefe (NÖTHLICH 1972 b, mod.)

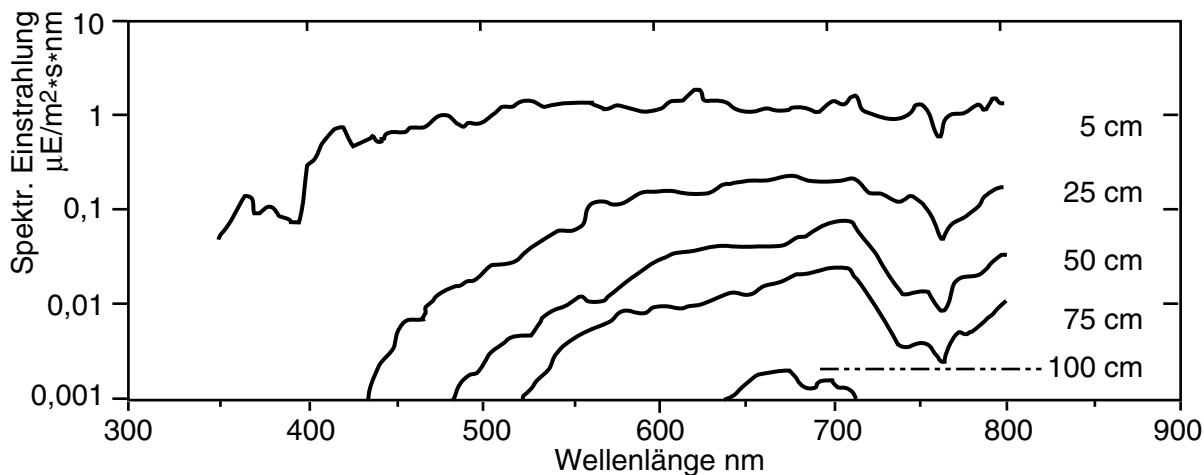


Abb. 38.2 Spektrale Zusammensetzung des Unterwasserlichtes (Wellenlängen) in der Elbe bei Brunsbüttel im Mai 1990 (KIES et al. 1992, mod.)

Kieselalgen ihr Chlorophyll- und Populationsmaximum im Frühjahr und Herbst hatten (Kap. 4.1.1), traf dies für die Augenflagellaten im Sommer zu, da sie offensichtlich an höhere Lichtintensitäten angepaßt waren. Vertikalwanderungen sind dabei für die Produktion von Bedeutung (Kap. 5.7). Wegen der optischen Dichte beträgt die Dicke der euphotischen Zone im Sediment nur 1 - 2 mm (KIES et al. 1992). Daher nahm die Biomasse des Mikrophytobenthos (Kap. 4.1.1) entsprechend dem Vertikalgradienten des Lichtes nach der Tiefe hin rasch ab und erreichte im Schlick bei 0,5 mm, in Sand bei höchstens 2 mm Tiefe Werte gegen Null. Veränderungen der Lichtquantität und des Seston-Gehaltes durch Gewässerverbau beeinflussen somit grundsätzlich die Primärproduktion nachteilig (Kap. 5.3, 5.5, 5.7).

In der Elbe wirken die huminstoffreichen Schwebstoffpartikel als Farbfilter, so daß sich die spektrale Zusammensetzung des Lichts mit der Tiefe verändert (Abb. 38.2; KIES et al. 1992). Im Gegensatz zu klarem Wasser, wo kurzwelliges Licht am weitesten in die Tiefe vordringt, absorbieren die Huminstoffe dort schon nach 25 cm die blauen Wellenlängen vollständig; danach folgen die Grünanteile. In 1,25 m Tiefe herrscht somit nur noch ganz schwaches rotes Licht, das ca. 0,1 % der oberflächennahen Photonenfluenzrate ausmacht. Ob dies einen Vorteil für bestimmte Algengruppen darstellt, ist bisher ungeklärt.

5.7 Primärproduzenten

Das Phytoplankton der Tideelbe ist sehr artenreich. Mehr als 400 Arten bzw. Varietäten wurden allein für das Hamburger Elbegebiet beschrieben (KOPPELMANN & KIES 1989). Dabei dominierten sowohl im Phytoplankton als auch im Mikrophytobenthos, im Aufwuchs und in den Aggregaten die Kieselalgen (Kap. 4.1.1, 4.2.1, 4.3.1, 4.4.1). Es sind vielfach Arten, die auch in anderen entsprechenden Gebieten vorkommen (THIEMANN 1934; HUSTEDT 1939; GÄTJE 1991). Während das Phytoplankton durch Turbulenzen in der ganzen Wassersäule verteilt ist, besiedelt das Mikrophytobenthos überwiegend die Wattenflächen. Dort kann aufgrund hoher Trübung nur bei niedrigem Wasserstand oder Trockenfallen der Watten Photosynthese betrieben werden. Nach Untersuchungen von WILTSHIRE (1992) haben Sedimente mit einem hohen Anteil an organischem Kohlenstoff einen hohen Sauerstoffverbrauch durch mikrobielle Prozesse, wobei anaerobe Verhältnisse entstehen können. Die Mikrophytobenthos-Photosynthese oder das Trockenfallen der Wattenflächen wirken dieser Tendenz entgegen. Hohe Anteile von organischem Material in Sedimenten stellen ein großes Nahrungspotential für Konsumenten dar oder werden durch mikrobielle Prozesse als Nährstoffe für das Phytobenthos und -plankton in Sedimentoberfläche und Wassersäule freigesetzt. Die Bedeutung der Primärproduzenten liegt in ihrer Funktion als Sauerstoffproduzenten, als Nahrung für heterotrophe Organismen und als Sedimentverfestiger. Darüber hinaus stellen Makrophyten auch eine große besiedelbare Fläche für Kleinlebewesen dar.

Das Phytoplankton im Elbe-Aestuar gilt als nicht nährstoff-, sondern lichtlimitiert (KIES et al. 1992; FAST 1993) und ist daher als wenig sensitiv für die erhöhten Nährstoffgehalte anzusehen. Allerdings haben Untersuchungen zur Mixotrophie ergeben, daß manche bisher als phototroph geltende Organismen organische Substanzen aufnehmen und damit die Auswirkungen schlechten Lichtklimas teilweise auszugleichen vermögen (WOLFSTEIN 1990). Hetero- und Mixotrophie wurden bei den Phytoplanktern *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Navicula salinarum* und *Cyclotella*

meneghiniana gefunden (WOLFSTEIN 1990; KIES et al. 1992). Diese Verwertung organischer Kohlenstoffverbindungen reicht aus, die Phytoplankter über längere Zeit unter ungünstigen Lichtbedingungen am Leben zu erhalten (Kap. 4.4.1). In tieferen Gewässerbereichen, insbesondere der Fahrrinne, wo das Verhältnis belichteter zu unbelichteter Zone klein ist, sind derartige Überlebensmechanismen vorteilhaft. Das Mikrophytobenthos verfügt über andere Mechanismen, indem es über tideabhängige Vertikalwanderung günstigere Lichtverhältnisse aktiv aufsucht (LÄNGE 1983; HECKMAN 1984, 1986 b; GÄTJE 1991; KIES et al. 1992). Bei Ebbe bewegen sich Kieselalgen (*Navicula* spp.) mit Schleimbändern und Augenflagellaten (*Euglena obtusa*) mit Geißeln an die Sedimentoberfläche (Kap. 5.6), dort betreiben sie bei optimaler Lichtintensität Photosynthese. Um sich vor Verdriftung zu schützen, wandern sie bei Flut wieder in das Sediment (SEEMANN 1993). Im Gegensatz zu den beweglichen Algen der Schlickböden sind die Kieselalgen sandiger Sedimente mittels klebriger Mucopolysaccharide an den Sandkörnern festgeheftet (KIES et al. 1992). Viele fädige Blaualgen sind ebenfalls festsitzend. Die Vertikalwanderungen der Organismen im Sediment tragen auch Änderungen der Feuchte und des Salzgehaltes im Gezeiten-, Tages- und Jahresrhythmus Rechnung. Das Mikrophytobenthos der Wattflächen ist also während der Ebbephase nicht lichtlimitiert.

Das Mikrophytobenthos entwickelt seine Hauptaktivitäten auf den Watten bei geringer Wasserbedeckung und reichert sowohl die Sedimentoberfläche als auch die darüberstehende Wassersäule mit Sauerstoff an (ARGE ELBE 1984; WILTSHIRE 1992). Die wesentlichen Funktionen des Mikrophytobenthos liegen in der Sauerstoff-Produktion, in der biologischen Stabilisierung der Sedimente und der Rolle als Nahrung für das Zoobenthos (KIES & NEUGEBOHRN 1994). Ebenso wie das Phytoplankton wird die Produktion des Mikrophytobenthos durch Verschlechterung des Lichtklimas reduziert. Eine solche Verringerung der euphotischen Zone, die zum Rückgang dieser benthischen Lebensgemeinschaft führt, wird durch Zunahme des Schwebstoff-Gehaltes und/oder der Wassertiefe hervorgerufen. Während bei ausreichender Nährstoffversorgung in der Tideelbe das Wachstum des Phytoplanktons durch das Licht begrenzt wird, wird das Wachstum des Mikrophytobenthos durch verschiedene Faktoren gesteuert. Das Licht spielt dort aufgrund des Vorkommens dunkeladaptierter Arten eher eine untergeordnete Rolle gegenüber den anderen Faktoren, wie Wasserbedeckung, Temperatur, Sedimentbeschaffenheit, Strömung und Salzgehaltsschwankungen (LÄNGE 1983; GÄTJE 1991). Aufgrund der trübungsbedingt schlechten Lichtverhältnisse in tieferen Flußbereichen gewinnt heute das auf das Flachwasser begrenzte Mikrophytobenthos für die Primärproduktion an Bedeutung (Kap. 4.1.1, 5.7). Im Gegensatz zum Phytoplankton, das im Süßwasser der Tideelbe eine maximale Entwicklung zeigt, scheint die Primärproduktion des Mikrophytobenthos im Mesohalinikum höher zu sein als in der oligohalinen Region (WILTSHIRE 1992). Die Primärproduktion der Mikroorganismen beruht im Süßwasser somit weitgehend auf dem Phytoplankton, im Mesohalinikum hingegen auf dem Mikrophytobenthos. Gerade dort sind daher die Wattenflächen für die Primärproduktion unverzichtbar. Sie stellen nicht nur Lebensraum für das Mikrophytobenthos zur Verfügung, sondern werden ihrerseits auch von diesem vor Erosion geschützt. Der biologischen Stabilisierung der Sedimente durch Mikrophytobenthos kommt somit hydrologische und verkehrswirtschaftliche Bedeutung zu.

Obwohl man schon frühzeitig die Bedeutung der "Schorre" (Watten) für die biologische Selbstreinigung durch die Detritusfauna erkannte (HENTSCHEL 1917 a, 1923 b; MESCHKAT 1937, CASPERS 1948), wußte man noch nichts über ihren Wert für die Sauer-

stoffproduktion. Gleichfalls war die Relevanz des Phytoplanktons in der Elbe für die O₂-Produktion bis zu den Untersuchungen von VOLK (1910 b) und THIEMANN (1934) unbekannt. Mikrophytobenthos und Phytoplankton gelten heute als wichtige Primärproduzenten. Aufgrund der eingeschränkten Lichtverhältnisse in der Elbe ist das Phytoplankton auf die Flachwassergebiete und Nebelelben angewiesen (FAST 1993; Kap. 4.4.1, 5.6). Starke Zooplankton-Entwicklung und hoher Fischreichtum (THIEL et al. 1995) in den Nebelelben, wie hinter dem Hahnöfer Sand, sind Indikatoren für dortige hohe Phytoplankton-Dichten (Kap. 4.4, 5.8). Während in der Fahrrinne im Frühsommer die Zehrungsprozesse mit zeitweisen Sauerstoff-Defiziten überwiegen, weisen die Flachwassergebiete und Watten höhere Sauerstoffgehalte auf (ARGE ELBE 1977 - 1996; CASPERS 1984; Kap. 4.1.1). Hierin zeigt sich die große Bedeutung derartiger Bereiche für die Sauerstoffbilanz des Elbe-Aestuars. Die biogenen Sauerstoffeinträge aus Flachwasser und Watten der limnischen Region sind mit 0,076 bzw. 0,044 t O₂/ha*d deutlich höher als aus vergleichbaren Gebieten der Brackwasserzone mit 0,015 bzw. 0,009 t O₂/ha*d (ARGE ELBE 1984). Bei starken annualen und saisonalen Schwankungen ermittelten GÄTJE & KIES (1990) für das Mikrophytobenthos eine Bruttopräprimärproduktion von maximal 6,0 g O₂/m²*d mit einer Biomasse von 104 - 517 mg/m² Chlorophyll-a im Frühjahr 1988. SEEMANN (1993) ermittelte für das Neufelder Watt 51 mg Chlorophyll-a/m²*a und schätzte daraus eine Bruttopräprimärproduktion der Elbewatten von 231 g C/m²*a ab. Er bestätigte damit die seewärtige Abnahme der Primärproduktion mit zunehmendem Brackwassereinfluß. Im Vergleich zu der Nettoprimärproduktion von Makrophyten (fast ausschließlich Schilf) spielen in der Tideelbe Mikrophytobenthos und Phytoplankton eine untergeordnete Rolle (Tab. 18 a; GÄTJE 1991; FAST 1993; KIES et al. 1996). Der relativ geringe Anteil der Schilfflächen gegenüber den Wattenflächen unterstreicht jedoch letztlich die Bedeutung der Primärproduktion durch das Mikrophytobenthos (ARGE ELBE 1984; KIES et al. 1992, 1996). Im Gegensatz zum Phytoplankton ist nach bisherigen Untersuchungen die Biomasse des Mikrophytobenthos im Mesohalinikum höher als in der oligohalinen Region (Tab. 18 b). Deshalb trägt das Mikrophytobenthos in der mesohalinen Brackwasserzone, wo sich die Salzgehaltsschwankungen am stärksten auswirken, zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes bei.

Tab. 18 a Biomasse und Primärproduktion im Elbe-Aestuar bezogen auf die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften (KIES et al. 1996 , mod.)

| Lebensgemeinschaft | Gebiet [km ²] | Biomasse [t C] | Primärproduktion [t C/a] | Quelle |
|--------------------|---------------------------|----------------|--------------------------|-------------|
| Phytoplankton | 158 | 1.875 | 2.933 | FAST 1993 |
| Mikrophytobenthos | 60 | 225 | 10.000 | GÄTJE 1992 |
| Makrophyten | 14 | 22.164 | 30.072 | SEELIG 1993 |
| Total | 232 | 24.264 | 43.005 | |

Tab. 18 b Mittlere jährliche Biomasse und Primärproduktion im Elbe-Aestuar bezogen auf die unterschiedlichen Salzgehaltszonen (KIES 1997)

| Salzgehaltsregion Elbe-km | Mikrophytobenthos | | Phytoplankton | |
|---|------------------------------------|---|------------------------------------|---|
| | Biomasse [t C/km ²] | Primärproduktion [t C/km ² a] | Biomasse [t C/km ²] | Primärproduktion [t C/km ² a] |
| Süßwasserzone (km 650 - 670) | 6,9 ± 2,5 | 372 ± 173,2 | 20,4 | 43,6 |
| Mixo-oligohaline Zone (km 670 - 695) | 2,3 ± 0,3 | 62,5 ± 37,4 | 12,9 | 15,9 |
| Mixo- mesohaline Zone (km 695 - 715) | 3,9 ± 2,1 | 168,8 ± 143,1 | 6,6 | 7,6 |

Durch Baumaßnahmen sind 1900 - 1982 zwischen Hamburg und Brunsbüttel/Cuxhaven ca. 1.300 ha Flachwasser- und Wattgebiete verlorengegangen (Kap. 5.3), was zu einem um 60 - 110 t O₂/d verringerten Sauerstoffeintrag geführt hat (ARGE ELBE 1984). Die bisherigen Strombaumaßnahmen bewirkten eine zunehmende "Verlandung" (KAUSCH 1995), die sich nachteilig auf die aquatische Primärproduktion auswirkte (Kap. 5.3). Die zwischen 1931 - 1993 beobachteten Veränderungen des Planktons lassen sich auf eine Zunahme der mittleren Wassertiefe im Fahrwasser, veränderte Strömungs- und Sestonverhältnisse und möglicherweise auf die infolge anhaltender Baggertätigkeiten und Sedimentverklappungen lokal gestiegene Trübung zurückführen (Kap. 5.3). Als Folge größerer Wassertiefen verringert sich das Verhältnis durchlichteter zu undurchlichteter Wasserschicht und damit die Primärproduktion in der Wassersäule bei gleichzeitig steigender Zehrung.

Bei dem immer noch relativ hohen Nährstoffangebot im Elbe-Aestuar bestimmen schwankende Salzgehalte und dichte Trübungswolken die biologischen Verhältnisse des Oligo-/Mesohalinikums. Ein Salzgehalt von etwa 5 ‰ führt bei limnischen und marinen Phytoplanktern meist zum Absterben, wobei die ungünstigen Lichtverhältnisse die Photosynthese des verbleibenden Planktons einschränken (KIES et al. 1992; Kap. 4.4.1, 5.4, 5.6). Früher fand man den stärksten Einbruch der Phytoplankton-Produktion in der oberen Brackwasserzone (Kap. 4.4.1, 5.4, 5.5, 5.6). Insgesamt ist im Fahrwasser-Längsschnitt seewärts eine Abnahme der Phytoplankton-Primärproduktion zu beobachten, mit wiederum leichter Zunahme im äußeren Aestuar. THIEMANN (1934) beobachtete ein Phytoplankton-Minimum bei Cuxhaven, BURSCHE et al. (1958 a) bei Otterndorf/Medem und KÜHL (1972) bei Glückstadt. Unabhängig von der Oberwasserführung hat sich seit THIEMANN (1934) dieser erste steile Abfall der Primärproduktion elbeaufwärts verlagert (Kap. 4.4.1). Wenn auch BERNAT et al. (1994) im Bereich maximaler Trübung die meisten toten Algenzellen und niedrigsten Chlorophyll-a-Gehalte (1 - 5,7 µg/l) ermittelten, belegten andere Untersuchungen einen starken Rückgang des Phytoplanktons bereits im Hamburger Hafen (KIES et al. 1994). Dort, insbesondere in den Hafenbecken, spielen durch geringere Strömung bedingte Sedimentationsprozesse heute eine erhebliche Rolle. In den letzten Jahren war die Biomasse des Phytoplanktons oberhalb des Hamburger Hafens mit ca. 200 µg Chlorophyll-a/l im Sommer 1987 am höchsten (KIES et al. 1992; WOLFSTEIN & KIES 1995; MEISTER 1994). Im Hamburger Hafen kam es dann zu einem beträchtlichen Verlust an Primärproduzenten durch Sedimentation aus der euphotischen Zone (Kap. 4.4.1), wobei ein erheblicher Anteil von ihnen irreversibel geschädigt wurde (ORTEGA et al. 1994). Bis unterhalb von Hamburg fand unter Sauerstoffverbrauch ein erhöhter Abbau sedimentierter und resuspendierter Primärproduzenten und deren Ausscheidungsprodukte statt (KERNER et al. 1995). Im Zuge einer Verringerung des Sestongehaltes

stiegen seewärts die Chlorophyll-Konzentrationen wieder an (Kap. 4.4.1). Während vor der Wiedervereinigung das Sauerstoffdefizit unterhalb Hamburgs etwa zur Hälfte auf Nitrifikation beruhte, wurde es in den neunziger Jahren auf den Abbau von Algendetritus durch heterotrophe Bakterien zurückgeführt (WOLFSTEIN & KIES 1995). Dies wurde als Folge einer Sekundärverschmutzung durch Abbau von Plankton aus dem Hamburger Hafen angesehen. Die Bedeutung des Brackwasserbereichs für die Primärproduktion im Elbe-Aestuar hat sich offensichtlich in den letzten Jahrzehnten verändert: Es scheint, als würde die "Sedimentationskammer Hamburger Hafen" der "Brackwasser-Sinkstoffalle" im Bereich des Trübstoffmaximums im oberen Brackwasser (Kap. 4.3.1.1, 4.4.1.1) den Rang ablaufen. Diese Ergebnisse spiegeln möglicherweise die anthropogenen Einflüsse auf die Gewässermorphologie wider.

5.8 Konsumenten

Aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsmethoden erfaßten die Forscher voneinander abweichende Artenkataloge, so daß Veränderungen weder des Arteninventars noch der Individuendichten und Biomassen detailliert belegt werden können. Auch eventuelle Verschiebungen saisonaler und regionaler Verteilungsmuster einzelner Arten können nicht statistisch abgesichert werden. Dennoch gibt es in der Tideelbe Arten wie *Eurytemora affinis* (auch *Actinocyclus normanii*: Kap. 4.4.1), die übereinstimmend von fast allen Autoren aufgeführt werden. Sie sind auch aus anderen ähnlichen Regionen beschrieben und spielen dort eine vergleichbare Rolle (THIEMANN 1934; JEFFRIES 1962; DE PAUW 1973; CASTEL 1993). Neu hinzu kamen jene Lebewesen, die in die Elbe eingeschleppt wurden (LENZ et al. 1997; Kap. 5.3).

Die heterotrophen Komponenten der Tideelbe wurden unter verschiedenen Aspekten untersucht. Einige Arbeiten beschäftigten sich mit bestandskundlichen Untersuchungen, andere mit der Biologie einzelner Arten, wie mit dem dominierenden Ruderfußkrebs *Eurytemora affinis* (Kap. 4.1.2, 4.2.2, 4.3.2, 4.4.2). Aufgrund der hohen Biomasseanteile gilt *E. affinis* in der Tideelbe als dominierender Zooplankter. Der Ruderfußkrebs wird als "echter Brackwasserorganismus" bezeichnet, ist in vielen Aestuaren der nördlichen Hemisphäre verbreitet und vergleichsweise gut untersucht (MILLER 1983; KÖPCKE, mdl. Mitt.). Neben *E. affinis* und der Schwebgarnele *Neomysis integer* prägten auch Wasserflöhe, Rädertiere und Einzeller zeitweise mit sehr hohen Individuendichten das Zooplanktonbild. Während die Hauptbrutstätten des euryhalinen limnischen Wasserflohes, *Bosmina longirostris*, in den geschützten Becken des Hamburger Hafens zu finden sind (VOLK 1906), scheinen die Zentren von Reproduktion und Schwarmbildung von *E. affinis* in den strömungsberuhigten Flachwasserbereichen unterhalb Hamburgs zu liegen (VOLK 1903; HENTSCHEL 1917 a; LADIGES 1935; FIEDLER 1991; KAFEMANN 1992; KÖPCKE, mdl. Mitt.). Auch in der Wester Schelde besaß der Hauptstrom keine "eigene" *E. affinis*-Population, sondern war auf den Import der Tiere aus derartig flachen Bereichen angewiesen (DE PAUW 1973). Ohne derartige strömungsberuhigte Retentionsgebiete im Elbe-Aestuar wäre ein Populationserhalt von *E. affinis* vermutlich nicht möglich, da nur die dort erfolgende Vermehrung das stetige Ausspülen der Tiere in die Nordsee und ihre Mortalität auszugleichen vermag (NÖTHLICH 1972 a). Gerade zur Hauptproduktionszeit von *E. affinis* im Frühjahr findet jedoch durch hohe Oberwasserabflüsse ein Nettotransport der Ruderfußkrebse seewärts statt (PEITSCH 1992; KÖPCKE, mdl. Mitt.); gleiches gilt auch

für das Phytoplankton (Kap. 5.4, 5.7). Der Gewässerausbau hat zu einer Verringerung dieser wichtigen Lebensräume geführt (Kap. 5.3).

Die trophischen Beziehungen in aquatischen Lebensräumen stellte man früher als Nahrungskette dar, wobei das Phytoplankton von Kleinkrebsen und diese wiederum von Fischen konsumiert wurden (VOLK 1910 a; Kap. 4.4). Dieses einfache Konzept war bald nicht mehr aufrechtzuerhalten, weil man vielfältige und komplizierte "intraspezifische Verknüpfungen" erkannte (NÖTHLICH 1972 b; Abb. 39). Viele Organismen weisen eher ein gröÙenselektives FreÙverhalten auf, so daÙ funktionelle Einheiten wie Pflanzen- und Fleischfresser (Herbivore, Carnivoren) nicht mehr anwendbar sind. Abgestorbene organische Substanzen spielen im Stoffkreislauf häufig eine wesentliche Rolle. Heutzutage weiß man aus limnischen und marinen Regionen, daÙ Bakterien nicht nur als Destruenten fungieren, sondern auch Ein- und sogar Vielzellern als Nahrung dienen und damit ihre Energie auch höheren trophischen Ebenen zur Verfügung steht (microbial food web: AZAM et al. 1983). Erst in den letzten Jahren erkannte man die Bedeutung der Mixotrophie, d. h. die Fähigkeit vieler Organismen, parallel Photosynthese und Heterotrophie zu betreiben und somit ihre Energie aus verschiedenen Quellen zu beziehen.

Während Untersuchungen an dem Hüpfertling *E. affinis* die typischen Phytoplankter (*A. normanii*, *Coscinodiscus* spec., *Cyclotella* spec.) als ihre Hauptnahrung auswiesen, und er einen erheblichen FraÙdruck auf die Algen ausüben konnte (BURCKARDT 1935; LADIGES 1935), waren Quantifizierungen der Umsatzraten innerhalb der Nahrungskette noch unbekannt (HENTSCHEL 1964). Auch wenn die Eiproduktion von *E. affinis* von einem ausreichenden Angebot an planktischen Algen abhängig zu sein scheint (POSEWANG-KONSTANTIN 1990), hat man inzwischen festgestellt, daÙ sich *E. affinis* vorwiegend von Aggregaten ernährt (KÖPCKE & KAUSCH 1996; BERNÁT, mdl. Mitt.). Früh erkannte man schon als wesentliche Energiequelle für Wasserflöhe die Aggregate (BURCKHARDT 1935; NÖTHLICH 1972 b), die in der Tideelbe ausreichend zur Verfügung stehen (KÖPCKE, unveröff.; BERNÁT, unveröff.; Kap. 4.3, 4.4). Wasserflöhe sind desweiteren in der Lage, Bakterien aufzunehmen (MEYER 1985). Das räuberische Rädertier *Asplanchna* spec. deckt seinen Energiebedarf zeitweise sogar aus Algen (NÖTHLICH 1972 b). In der Tideelbe werden die autochthonen Einträge erheblich durch allochthone aufgestockt. Bereits VOLK (1910 a) erkannte die wesentliche Bedeutung der Bakterien als Zersetzer organischen Materials, insbesondere häuslicher Abwässer, und als Nahrung für Kleinlebewesen (Kap. 5.2). Dabei kommt Bakterien und Detritus mit Zunahme saprobieller Umsatzprozesse eine zentrale Stellung innerhalb der Lebensgemeinschaft zu (CASPER & KARBE 1967; NÖTHLICH 1972 b). Allesfresser wie Schwebgarnelen (THIEL et al. 1996; BERNÁT et al. 1994) zeichnen sich durch Nutzung von Phyto- und Zooplankton, Bakterien und Aggregaten aus und stellen 3/4 der Konsumentenbiomasse (NÖTHLICH 1972 b). In der limnischen Tideelbe herrschten filtrierende Organismen gegenüber räuberischen vor (NÖTHLICH 1972 b). So entwickelte *E. affinis* in der Unterelbe zu bestimmten Jahreszeiten hohe Individuendichten, die wiederum den Elbefischen und ihren planktischen Larven als Nahrungsgrundlage dienten (STADEL 1936; LILLELUND 1961; KÜHL 1970; FIEDLER 1991; OESMANN 1994; BERNÁT et al. 1994; THIEL et al. 1995, 1996). Dies gilt auch für die Stintlarven der Nebenstromgewässer der Elbe (KAFEMANN et al. 1996). LADIGES (1935) hatte daher den Bereich vor der Este als den "fischfutterreichsten und damit gleichzeitig fischreichsten Teil des Stromes" bezeichnet. In Nahrungsuntersuchungen an Elbefischen schätzte er *E. affinis* als wichtiges Futtertier auch für Barsche ein. Umfangreiche Proben belegten die große Bedeutung der Plankter

untereinander vielfältige trophische Beziehungen auf und stellen einen wichtigen Remineralisierungsort für Nährstoffe im Freiwasser dar (Kap. 5.5). Sedimentierte Aggregate sowie remineralisierende Bakterien sind eine wichtige Nahrungsquelle für heterotrophe benthische Kleinlebewesen (MESCHKAT 1937; PFANNKUCHE et al. 1975; BARTSCH & HARTWIG 1984; Kap. 4.1.2). Darüber hinaus ernähren sich Wimpertiere, Fadenwürmer, Wenigborstige Ringelwürmer, Schnecken sowie planktische und benthische Kleinkrebse (*Bathyporeia pilosa*, *Corophium* spec.) von benthischen Mikroalgen (CASPER 1949 a; PFANNKUCHE 1977; SCHMIDT 1989; GÄTJE 1991; POSEWANG-KONSTANTIN et al. 1992; SEEMANN 1993). Einige Algenarten betreiben Mixotrophie, also zusätzlich heterotrophe Energiegewinnung (WOLFSTEIN 1990, 1996), eine Fähigkeit, die man ursprünglich nur tierischen Einzellern zuschrieb (NÖTHLICH 1972 b; AGATHA 1995). Unterschiedliche Nahrungspräferenzen der verschiedenen Entwicklungsstadien heterotropher Organismen, die Fähigkeit tierischer und pflanzlicher Organismen Mixotrophie zu betreiben und das microbial loop lassen sich insgesamt nur durch ein komplexes Nahrungsgewebe beschreiben (Abb. 39).

6. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie gibt erstmalig einen nahezu geschlossenen Überblick über die Kleinlebewesen-Forschung in der Tideelbe seit Mitte des letzten Jahrhunderts bis zur Gegenwart. Sie berücksichtigt rd. 235 Quellen, die sich auf wissenschaftlicher Ebene direkt mit der Kleintierlebewelt beschäftigen, sowie rd. 110 Literaturangaben mit ergänzendem Charakter.

Die Sichtung des Materials durch Fachleute unterschiedlicher Disziplinen führte schließlich zu einer Ordnung der Inhalte nach Benthos, Aufwuchs, Aggregate und Plankton (Kap.4). Innerhalb dieser vier Gruppen wiederum schien eine gesonderte Betrachtung von punktuellen Untersuchungen, von Längsprofiluntersuchungen und von bestandskundlichen Ausführungen im Elbe-Aestuar ratsam. Naturgemäß können die dort gemachten Angaben den eigentlichen Inhalt der einzelnen Arbeiten nur kurz anreißen; für die Bearbeitung spezieller Fragestellung ist in jedem Fall der Einstieg in die Originalliteratur empfehlenswert.

Graphische oder tabellarische Ergebnisdarstellungen in den Originalarbeiten wurden nach einheitlichen Gesichtspunkten komplett überarbeitet. Vergleichende Betrachtungen zu den verschiedenen Untersuchungsbefunden sind dadurch für den interessierten Leser wesentlich einfacher geworden.

Besonders interessante Aspekte der zurückliegenden Kleintierlebewesen-Forschung, die sich zum Teil für Vergleichszwecke mit der heutigen Situation anbieten, werden in dem Kap. 5 aufgegriffen. So schlossen beispielsweise KIRCHENPAUER (1862) und LORENZ (1863) vor über hundert Jahren aus dem Vorkommen bestimmter Lebensgemeinschaften auf durch Tide und Oberwasser beeinflusste Salzgehalts- und Trübstoffzonen im Elbe-Aestuar. Diese Indikatoren belegen heutzutage ein stromaufwärtiges Vordringen der oberen Brackwassergrenze.

Mehrfach erfolgte nach ihrem Vorkommen in bestimmten Halinitätszonen eine Zonierung der Planktongesellschaften, zu denen nach wie vor die Kieselalge *Actinocyclus normannii* und der Kleinkrebs *Eurytemora affinis* zählen. Aufgrund ihres häufigen Auftretens und der guten Bearbeitung in der Elbe-Literatur können beide als Charakterarten für das Elbe-Aestuar angesehen werden. *Eurytemora affinis* und andere Kleinkrebse entwickelten in der Unterelbe zu bestimmten Jahreszeiten hohe Individuendichten und stellten für die Elbefische und ihre planktischen Larven eine wesentliche Nahrungsgrundlage dar. Dies ist auch heutzutage noch der Fall.

Ein bemerkenswerter Gesichtspunkt ist ferner, dass die Primärproduktion der Mikroorganismen im Süßwasser vorrangig durch das Phytoplankton erfolgt, im Mesohalinikum hingegen durch das Mikrophytobenthos, weshalb gerade dort die Wattflächen eine herausragende Stellung einnehmen.

Der vorliegende Bericht gibt neben dem Vorkommen einzelner Arten auch Auskunft über deren Bedeutung und Funktion im Ökosystem Elbe-Aestuar. Ferner werden die Verflechtungen der Lebensgemeinschaften dargestellt und die Wirkungen von Umweltfaktoren sowie bestimmter anthropogener Einflüsse beschrieben und diskutiert.

7. Literatur

7.1 Tabellarische Literaturübersicht

Tab. 19 Historischer Überblick über die Untersuchungen der Kleinlebewesen der Elbe

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|-------------------------|--------------------|-------------------------------------|--------------------------------|--|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| AHRENS 1979 | ? | Haseldorfer Binnenelbe | | Zooplankton | | | | | | | | ++ |
| ARGE ELBE 1977 - 1996 | 1980 - 1996 | Tideelbe | 10 - 30 | Wassergüte | | | | | | | ++ | + |
| ARGE ELBE 1991 | 1990 | Tideelbe | 8 | Makrozoobenthos | | + | | | | | | |
| ARGE ELBE 1993 a | 1991 | Mühlenberger Loch | 1 | Makrozoobenthos | | + | | | | | | |
| ARGE ELBE 1994 | 1994 | Unternelbe | 4 | Makrozoobenthos | | + | | + | | | | |
| AX 1957 | 1953 | Süderelbe | | Mikrofauna-Einwanderung | | ++ | | | | | | + |
| BARTSCH, 1967 | 1966 - 1967 | Hamburger Hafen | 29 | Wimpertiere, Abwasser, Saprobität | | +++ | | ++ | | | | |
| BARTSCH & HARTWIG, 1984 | 1966 - 1967 | Hamburger Hafen | 29 | Wimpertiere, Abwasser, Saprobität | | +++ | | | | | | |
| BENING, 1986 | 1985 | Bunthaus, Reiherstieg, Finkenwerder | 3 | Aufwuchs, Schlacke | | | +++ | | | | | |
| BERGHAHN, 1979 | 1976 | Wedel | 2 | Rädertiere, Abwärme | | | | | | | | ++ |
| BERMANN, 1993 | 1992 | Brunsbüttel | 1 | Mesokosmos, Mikrozooplankton | | | | | | | | ++ |
| BERNÁT, 1988 | 1987 | Scheelenkuhlen | Querprofil | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | ++ |
| BERNÁT et al., 1994 | 1992 | Brunsbüttel | 1 | Tide, Plankton, Seston, Fische | | | | | | | + | + |
| BLOME & FAUBEL, 1994 | 1989 - 1990 | Unternelbe | 13 | Fadenwürmer | | ++ | | | | | | |
| BLOME & FAUBEL, 1996 | 1989 - 1990 | Unternelbe | 13 | Fadenwürmer | | ++ | | | | | | |
| BÖHLING, 1986 | 1985 | Krautsand - Cuxhaven | 4 | Autökologie an Phytoplankton | | | | | | | ++ | |
| BÖTTCHER et al., 1995 | 1993 | Tideelbe | 12 | O ₂ , Bakterien | | | | | | ++ | | |
| BONNE, 1905 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Fischerei, Abwasser | | | | | | | | + |
| BRANDT, 1906/1907 | 1895 - 1897 | Brunsbüttel, Nord-Ostsee-Kanal | n.n. | Wimpertiere | | | | | | | | + |
| BURCKHARDT, 1935 | 1932 - 1933 | Elbe vor Este, Finkenwerder | 2 | Ruderfußkrebse, Ernährung | | | | | | | + | ++ |
| BURSCHE et al., 1958 a | 1955 - 1956 | Unternelbe | 11 | Hydrochemie, Phytoplankton | | | | | | | ++ | |
| BURSCHE et al., 1958 b | 1956 - 1957 | Cuxhaven | 1 | Tide, Seston, Hydrochemie, Phytoplankton | | | | | | | ++ | |
| CASPERS, 1949 a | 1947 | Krautsand | 1 | Röhricht | + | | | | | | | |
| CASPERS, 1949 b | 1947 - 1948 | Krautsand | 1 | <i>Cordylophora</i> | | | | ++ | | | | |
| CASPERS, 1951 | 1950 - 1951 | Hamburg-Cuxhaven, Außenelbe | n.n. | Zoobenthos | | + | | | | | | |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|------------------------------|--------------------|---|--------------------------------|---|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| CASPERS, 1982 | n.n. | Fährmanns-sand | n.n. | Süßwasserwatt, Selbstreinigung | | + | | + | | | | |
| CASPERS, 1984 | a: n.n. b: 1961 | Mühlen-berger Loch, Blankenese, Fährmanns-sand, Pagensand | n.n. | Süßwasserwatt, Sauerstoff-produktion | a: + | | | | | | b: + | |
| CASPERS & RÜHMANN, 1959 | n.n. | Hamburg | 1 | Plankton | | | | | | | + | + |
| CASPERS & SCHULZ, 1964 | 1961 | Schnackenburg - Stör-mündung | 16 | Wassergüte | | | | | | | ++ | ++ |
| DAHL, 1893 | 1888 - 1889 | Untereelbe | 179 | Zoobenthos | | | | + | | | | ++ |
| DÖRJES & REINECK, 1981 | 1980 | Mühlenber-ger Loch | 1 | Makrozoobenthos | + | ++ | | + | | | | |
| DUNKEL, 1974 | ? | | | <i>Acartia tonsa</i> | | | | | | | | ++ |
| ELLER, 1981 | ? | | | <i>Vaucheria</i> | | | ++ | | | | | |
| FAST, 1993 | 1986 - 1990 | Tideelbe ab Hamburg | 8 | Primärproduktion | | | | | | | +++ | |
| FIEDLER, 1991 | 1984 - 1987 | Hamburg-Cuxhaven | 54 | Fischnahrung, Benthos, Makrozooplank-ton | | + | | | | | | ++ |
| GÄTJE, 1991 | 1986 - 1990 | Kreuzdeich - Beufleht | 8 | Mikrophytobent-hos | +++ | | | | | | | |
| GÄTJE & KIES, 1990 | 1986 - 1987 | Untereelbe | 8 | Primärproduk-tion, Artenzu-sammensetzung | ++ | | | | | | | |
| GARMS, 1961 | 1954 - 1955 | Außend.-gräben bei Cranz - Udendorf | 89 | Graben-Biozönosen | | | | | | | | + |
| GAUMERT & RIEDEL-LORJÉ, 1982 | n.n. | Tideelbe | n.n. | alte Elbeliteratur, Historie, Fischerei Abwasser, | | + | | + | | | | + |
| GIERE, 1964 | 1963 | Glückstadt - Elbe I | 23 | Zooplankton-Fluktuationen | | | | | | | + | +++ |
| GIERE, 1968 | 1963 - 1965 | Glückstadt - Elbe I | 23 | Zooplankton-Fluktuationen | | | | | | | | +++ |
| GOLLASCH, 1996 | 1992 - 1995 | - | - | Ballastwasser | | + | | + | | | + | + |
| GREISER, 1985 | 1984-1985 | Oortkaten | 1 | Flocke | | | | | ++ | + | | |
| GREISER, 1988 | 1984 - 1986 | Oortkaten | 1 | Flocke | | | | | ++ | + | | |
| GREISER et al., 1996 a | n.n. | Tideelbe | n.n. | Schwebstoffe, Transport | | | | | + | + | | |
| GREISER et al., 1996 b | n.n. | Tideelbe | n.n. | Schwebstoffe, Transport | | | | | + | | | |
| GRIMM, 1979 | 1973 - 1974 | Geesthacht - Laßrönne | 2 | Oberelbe, Verbau, Wasserschlängler | | +++ | | | | | | |
| GRIMM et al., 1976 | n.n. | Binnenelbe, Fährmanns-sander Watt | 8 | Süßwasserwatt, Biozönose, Tide | + | ++ | | | | | | |
| GRIMM & KIESEWETTER, 1996 | 1992 | Binnenelbe, Fährmanns-sander Watt | 6 | Süßwasserwatt, Biozönose, Tide | + | ++ | | + | | | | + |
| HARTWIG & LAMMEN, 1993 | 1991 - 1992 | Bunthaus | 1 | Aufwuchs, Schlacke | | | ++ | ++ | | | | |
| HECKMAN, 1984 | 1981 - 1983 | Haseldorfer Marsch | 5 | Süßwasserwatt, Biozönose | ++ | ++ | ++ | ++ | | | ++ | ++ |
| HECKMAN, 1986 a | 1981 - 1983. | Haseldorfer Marsch | | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | + | | | | ++ |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|--------------------------|--------------------|------------------------------|--------------------------------|--|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| HECKMAN, 1986 b | 1981 - 1984 | Haseldorfer Marsch | 6 | Süßwasserwatt, Biozönose | ++ | ++ | ++ | ++ | | | ++ | ++ |
| HEERING, 1905/1906 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Süßwasseralgen, Bestimmungsschlüssel | ++ | | | | | | ++ | |
| HEERING, 1906/1907 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Süßwasseralgen, Bestimmungsschlüssel | ++ | | | | | | ++ | |
| HENTSCHEL, 1916 a | 1914 - 1915 | Stromspaltungsgebiet | 7 | Abwasser, Tide, Aufwuchs | | | + | +++ | | | | |
| HENTSCHEL, 1916 b | ? | | | | | | ? | ? | | | | |
| HENTSCHEL, 1917 a | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Abwasser, Lebensgemeinschaften, Leitorganismen | | + | | ++ | | | | + |
| HENTSCHEL, 1917 b | 1913 - 1917 | Stromspaltungsgebiet | 37 | Abwasser | + | + | + | ++ | | | ++ | ++ |
| HENTSCHEL, 1923 a | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Abwasser, Methoden | | | | + | | | | |
| HENTSCHEL, 1923 b | n.n. | Niederelbe | n.n. | Gezeiten | + | + | + | + | | | + | + |
| HENTSCHEL, 1964 | 1942 | Tideelbe | n.n. | Benthoplankton | | | | | | | + | + |
| HERMES, 1880 - 1883 | 1879, 1880 | Niederelbe | n.n. | Aalbrut | | | | | | | | + |
| HOFER, 1913 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Abwasser | | + | | | | | + | + |
| HOFER, 1915 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Abwasser | | + | | | | | + | + |
| HOLM, 1925 | 1920 - 1921 | Stromspaltungsgebiet | 5 | Sauginfusorien, Abwasser | | | | +++ | | | | |
| HOLST, 1996 | 1995 | Tideelbe, Hahnöfer Nebelbe | 9 | Rädertiere | | | | | | ++ | | ++ |
| HOLST et al., 1996 | 1995 | Hahnöfer Nebelbe | 1 | Rädertiere | | | | | | ++ | | ++ |
| HOLST et al., 1998. | 1995 | Hahnöfer Nebelbe, Unterelbe | 1 | Rädertiere | | | | | | + | | ++ |
| HUMANN, 1996 | 1993 - 1994 | Kollmar - Neufeld | 4 | Mikrophytobenthos | +++ | | | | | | | |
| KAFEMANN, 1992 | 1991 - 1992 | Mühlenberger Loch, Nebelben | a) 6, b) 7 | Flachwassergebiet Nebelben a) Zooplankton, b) Fische | | | | | | | | ++ |
| KAFEMANN et al., 1996 | 1991 - 1992 | Mühlenberger Loch, Nebelben | a) 6, b) 7 | Flachwassergebiet Nebelben, a) Zooplankton b) Fische | | | | | | | | ++ |
| KAHL, 1930 - 1935 | n.n. | Tideelbe, Nord-/Ostsee-Kanal | n.n. | Wimpertiere | | | | + | | | | + |
| KAMMANN, 1923 | 1916 - 1917 | Tideelbe, Hamburger Hafen | 10 | Abwasser | | + | | | | | | + |
| KARBE & RINGELBAND, 1993 | 1993 | Bunthaus, Finkenwerder | 2 | Aufwuchs, Schlacke | | | ++ | + | | | | |
| KARBE & RINGELBAND, 1994 | 1994 | Bunthaus, Finkenwerder | 2 | Aufwuchs, Schlacke | | | ++ | + | | | | |
| KARBE & RINGELBAND, 1995 | 1993 - 1994 | Bunthaus, Finkenwerder | 2 | Aufwuchs, Schlacke | | | ++ | ++ | | | | |
| KAUSCH, 1990 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Aestuar | | | | | | | + | + |
| KAUSCH & KRIEG, 1982 | 1982 | Hamburg | 11 | Abwasser, Saprobität | | | | | | | ++ | ++ |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|--------------------------|---------------------------|--|--------------------------------|---|---------|-----------------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| KAUSCH & PEITSCH, 1992 | 1986 - 1987 | Untereelbe | 4 | Zooplankton | | | | | | | | ++ |
| KAUSCH et al., 1991 a | n.n. | Tideelbe | n.n. | Ökologie, Ausbau | + | | | | | | + | + |
| KAUSCH et al., 1991 b | a: 1989 b: 1989 - 1990 | a: Brunsbüttel b: Tideelbe | a: 1 b: 17 | a: Zooplankton, <i>Eurytemora affinis</i> b: Zoobenthos, Fadenwürmer | | b: ++ | | | | | | a: ++ |
| KAUSCH et al., 1994 | a: 1992 b: 1992 - 1993 | a: Brunsbüttel b: Tideelbe, Nebeneelben | a: 1 b: ca. 35 | a, b: Zooplankton | a: + | | | a: + | a: + | | | a,b: ++ |
| KAUSCH et al., 1995 a | n.n. | Hamburg | n.n. | Tideelbe | + | | | | | | + | + |
| KAUSCH et al., 1995 b | n.n. | Stromspaltungsgebiet | 24 | Gewässergüte, Bewertungssystem | | + | + | + | | | + | + |
| KERNER & GRAMM, 1995 | 1992 | Teufelsbrück | 1 | Seston, O ₂ | | | | | + | + | + | |
| KERNER et al., 1995 | 1992 - 1993 | Tideelbe | 24 | O ₂ | | | | | | + | + | |
| KIES, 1987 | n.n. | Hamburg | - | Algen, Historie | | | + | | | | + | |
| KIES, 1995 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Algen, SPM | | | | | ++ | | ++ | |
| KIES, 1997 | 1986 - 1995 | Untereelbe | | Phytobenthos, Phytoplankton | + | | | | | | + | |
| KIES & BERNDT, 1984 | 1979 - 1982 | Hamburger Elbemarschen | 2 | <i>Synura</i> | | | | | | | | ++ |
| KIES & NEUGEBOHRN, 1994 | n.n. | Tideelbe | a: 8, b: 7 | Phytobenthos, Phytoplankton, Algen, O ₂ | a: ++ | | | | | | | b: ++ |
| KIES et al., 1992 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Algen, O ₂ | ++ | | | | | | | ++ |
| KIES et al., 1994 | n.n. | Untereelbe, Außenelbe | n.n. | Phytoplankton, Seston | | | | | + | | + | |
| KIES et al., 1996 | 1993 | Untereelbe, Außenelbe | 11 | Phytoplankton, Seston | + | | | | ++ | | ++ | + |
| KIRCHENPAUER, 1862 | 1858 - 1862 | Unter-, Außenelbe | 123 | Aufwuchs, Brackwasser | | | +++ | +++ | | | | |
| KNAUTH & SCHROEDER, 1994 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Schadstofftransport | | | | | | | + | |
| KNISTER, 1907 | - | Tideelbe | - | Wassergüte, Abwasser | | + | | + | | | + | + |
| KNÜPLING, 1976 | 1975 | Medem-sand | 1 (4) | Aufwuchsciliaten Brackwasser | | | + | +++ | | | | |
| KNÜPLING, 1979 | 1975 | Medem-sand | 1 (4) | Aufwuchsciliaten Brackwasser | | | + | +++ | | | | |
| KÖPCKE & KAUSCH, 1996 | 1993 - 1994 | Untereelbe, Außenelbe | 5 | Schwebgarnelen | | | | | | | | ++ |
| KOPPELMANN, 1988 a | 1988 | Tideelbe | 2 | Färbung, Flocke, Methoden | ++ | | + | | ++ | | | |
| KOPPELMANN, 1988 b | 1988 | Tideelbe | 3 | Färbung, Flocke, Methoden | ++ | | + | | ++ | | | |
| KOPPELMANN & KIES, 1989 | 1862 - 1988 | Hamburg | - | Algen, Historie, Literatur, Saprobität | +++ | | | | | | +++ | |
| KOSKE et al., 1966 | 1964 | Tideelbe | 8 | Tide | | | | | | + | | |
| KOTHÉ, 1961 a | 1953 - 1957 | Tideelbe oberhalb Hamburgs | 10 | Benthos, Wassergüte, Oberelbe | + | ++ | | | | | + | + |
| KOTHÉ, 1961 b | 1953 - 1957 | Tideelbe oberhalb Hamburgs | 10 | Benthos, Wassergüte, Oberelbe | | + | | | | | | |
| KRAEFFT, 1908 | 1905-1907 | Elbemündung | 3 | Tide, Plankton | | | | | | | +++ | +++ |
| KRAEPELIN, 1886 | 1884 & 1885 | Hamburg | n.n. | Trinkwasserfauna | | + | | ++ | | | | + |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|-----------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|---|---------|-------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| KRIEG et al., 1988 | 1980 - 1985 | Tideelbe | 18 | <i>Vaucheria</i> | ++ | | | | | | | |
| KRIEG, 1993 | 1991 - 1993 | Stromspal-tungsgebiet | 5 | Aufwuchs, Wassergüte | | | | ++ | | | | |
| KRIEG, 1994 | 1993 | Stromspal-tungsgebiet | 6 | Wassergüte | | | | ++ | | | | |
| KRIEG, 1995 | 1994 | Stromspal-tungsgebiet | 6 | Wassergüte | | | | ++ | | | | |
| KRIEG, 1996 a | 1995 | Stromspal-tungsgebiet | a: 2, b: 6 | Wassergüte | | a: ++ | | b: ++ | | | | |
| KRIEG, 1996 b | 1993 | Lühesand | 10 | Benthos | | + | | + | | | | |
| KRIEG & KAUSCH, 1984 - 1988 | 1983 - 1987 | Stromspal-tungsgebiet | 11 | Aufwuchs, Benthos, Wassergüte | | + | | +++ | | | | |
| KRIEG & RIEDEL-LORJÉ, 1991 | 1984 - 1989 | Blankenese | 1 | Aufwuchs, Strömung | | | | ++ | | | | |
| KRIEG et al., 1989 | 1983 - 1988 | Stromspal-tungsgebiet | 11 | Aufwuchs, Benthos, Wassergüte | | | | +++ | | | | |
| KRIEG et al., 1990 | 1983 - 1988 | Stromspal-tungsgebiet | 11 | Aufwuchs, Benthos, Wassergüte | | | | +++ | | | | |
| KRÜGER, 1994a | 1993 | Bunthaus, Finkenwer-der | 2 | Aufwuchs, Schlacke | | | | ++ | | | | |
| KRÜGER, 1994b | 1993 | Bunthaus, Finkenwer-der | 2 | Aufwuchs, Schlacke | | | | ++ | | | | |
| KÜHL, 1963 | 1949 - 1962 | Tideelbe, Außenelbe | 25 | Tide, Schwebgarnelen | | | | | | | | ++ |
| KÜHL, 1965 | 1962 - 1963 | Cuxhaven | 1 | Tide, Zooplankton | | | | | | | + | ++ |
| KÜHL, 1966 | 1965 | Cuxhaven | 1 | Salzgehalt, Abfluß, Bewuchs, Zooplankton | | | | ++ | | | | ++ |
| KÜHL, 1968 | n.n. | Cuxhaven | 1 | <i>Balanus improvisus</i> , Antifouling | | | | + | | | | |
| KÜHL, 1972 | n.n. | Unternelbe, Außenelbe | n.n. | Hydrographie, Brackwasser, Plankton, Aufwuchs | | | | + | | | + | ++ |
| KÜHL & MANN, 1961 | n.n. | Unternelbe, Außenelbe | n.n. | Brackwasser, Tide, Seston | | | | | | | + | + |
| KÜHL & MANN, 1962 | 1949 - 1952 | Unternelbe, Außenelbe | 25 | Zooplankton | | + | | | | + | | ++ |
| KÜHL & MANN, 1963 | 1949 - 1962 | Unternelbe, Außenelbe | 16 | <i>Crangon crangon</i> | | | | | | | | ++ |
| KÜHL & MANN, 1967 | 1949 - 1963 | Unternelbe, Außenelbe | 25 | Zooplankton | | + | | | | | + | ++ |
| KÜHL & MANN, 1968 | n.n., 1956 - 1957, 1963 - 1965 | Unternelbe, Außenelbe | n.n. | Oberwasser, Tide, Brackwasser | | + | | + | | | + | + |
| LADIGES, 1935 | 1932 - 1933 | Stromspal-tungsgebiet | 7 | Nahrung von Fischen | | + | | | | | + | +++ |
| LÄNGE, 1983 | 1980 - 1981 | Unternelbe | 5 | Mikrophytobenthos | +++ | | | | | | + | |
| LELING, 1986 | 1985 | Tideelbe: Stör - Oste | 4 (45) | | | + | | | | | | |
| LENZ et al., 1997 | n.n. | - | - | Ballastwasser | | + | | + | | | + | + |
| LUCHT, 1957 | 1957 | Tideelbe | n.n. | Wassergüte | | | | | | | + | + |
| MATTHIAE, 1977 | 1975 | Freiburg - Cuxhaven | 2 | Benthos | | + | | | | | | |
| MESCHKAT, 1937 | 1934 - 1936 | Mühlenberg | 10 | Süßwasserwatt | + | ++ | | + | | | | |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|----------------------------------|--------------------|-----------------------------|--------------------------------|---|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| MICHAELSEN, 1901/1903 | n.n. | Untereelbe | | Wenigborstige Rundwürmer | | ++ | | | | | | |
| MICHAELSEN, 1915/1916 | 1915 | Stromspaltungsgebiet | | Wenigborstige Rundwürmer | | ++ | | | | | | |
| MÖLLER, 1984 | 1981 - 1984 | Tideelbe | 33 | Elbefische | | | | + | | | | + |
| MÖLLER, 1988 | 1981 - 1986 | Tideelbe | 32 | Elbefische, Krankheiten | | | | + | | | | ++ |
| MÖLLER, 1989 | 1981 - 1986 | Untereelbe | 32 | Elbefische | | | | | | | | + |
| MÖLLER & DIECKWISCH, 1991 | 1985 - 1986 | Untereelbe | 37 | Fischlarven | | | | | | | | ++ |
| MÖLLER-BUCHNER, 1981 | 1975 - 1976 | Untereelbe | 3 | Fischparasiten | | | | + | | | | |
| MOVAGHAR, 1964 | 1950 - 1958 | Untereelbe, Außenelbe | > 100 | Flohkrebse | | + | | | | | | |
| MÜLLER, 1901/1903 | ab 1897 | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Wassermilben | | + | | | | | | |
| MÜLLER, 1901/1903 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Muschelkrebse | | + | | | | | | |
| MÜLLER, 1992 | ? | | | Strudelwürmer | | | | | | | | |
| MÜLLER & FAUBEL, 1993 | 1991 | Geesthacht-Bösch-rücken | 15 | Strudelwürmer | | +++ | | | | | | |
| NÖTHLICH, 1967 | 1965 - 1966 | Untereelbe | 21 | Seston | | | | | + | | +++ | |
| NÖTHLICH, 1972 a | 1965 - 1966 | Untereelbe, Außenelbe | 28 | Seston, Phytoplankton | | | | | + | | + | |
| NÖTHLICH, 1972 b | 1967 | Untereelbe | 13 | Seston, Plankton, Saprobität, Trophie | | | | | | | +++ | +++ |
| ORTEGA, 1991 | 1990 | Este | | | | | | | | | | +++ |
| ORTEGA & STEEGE, 1995 | 1991 - 1993 | Hamburger Hafen | 20 | Hafen | + | + | + | ++ | + | | ++ | ++ |
| ORTEGA et al., 1994 | 1991 - 1993 | Stromspaltungsgebiet | 24 | Bewertungs-system | | + | ++ | ++ | | | ++ | ++ |
| PEITSCH, 1992 | 1986 - 1989 | Untereelbe | 13 | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | +++ |
| PEITSCH, 1993 | 1989 | Brunsbüttel | 1 | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | ++ |
| PEITSCH & KAUSCH, 1993 | 1986 - 1987 | Tideelbe, Außenelbe | 8 | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | ++ |
| PETERMEIER et al., 1994 | n.n. | Ober-, Mittel-, Tideelbe | n.n. | Zoobenthos, Fische (Literatur) | | + | | + | | | | |
| PETERMEIER et al., 1996 | n.n. | Ober-, Mittel-, Tideelbe | n.n. | Zoobenthos, Fische (Literatur) | | + | | + | | | | |
| PETERS, 1938 | 1935 - 1936 | Untereelbe | | Wollhandkrabe | | | | | | | | ++ |
| PETERSEN, 1877/1879 | n.n. | Hamburg | n.n. | Trinkwasserfauna | | + | | + | | | | |
| PFANNKUCHE, 1977 | 1973 - 1976 | Fährmanns-sander Watt | 4 | Wasserschlängler, Süßwasserwatt | + | +++ | | | | | | |
| PFANNKUCHE et al., 1975 | 1974 | Fährmanns-sander Watt | 3 | Süßwasserwatt | + | ++ | | | | | | |
| POSEWANG-KONSTANTIN, 1990 | 1989 | Brunsbüttel | 1 | Labor-Fütterungs-versuche mit <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | ++ |
| POSEWANG-KONSTANTIN et al., 1992 | 1991 - 1992 | Mühlen-berger Loch, Neßsand | 6 | Süßwasserwatt, Ökologie | + | ++ | | | | | | |
| REINCKE, 1872 | n.n. | Hamburg | n.n. | Besiedlung in Wasserleitungen | | | | + | | | | |
| RIEDEL-LORJÉ, 1976 | 1976 | Stade | 5 | Abwasser, Salz, Aufwuchs | | | | +++ | | | | |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|--|--------------------|-------------------------|--------------------------------|---|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto- | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto- | Zoo- |
| RIEDEL-LORJÉ, 1981 | 1976 - 1979 | Stade und Brunsbüttel | 8 | Abwasser, Salz, Aufwuchs | | | + | +++ | | | | |
| RIEDEL-LORJÉ, 1994 | 1984 - 1993 | Stade und Brunsbüttel | 13 + 3 | Abwärme, Plankton | | | | | | | +++ | ++ |
| RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT, 1982 | n.n. | Tideelbe | n.n. | alte Elbeliteratur, Historie, Fischerei Abwasser, | | + | | + | | | | + |
| RIEDEL-LORJÉ et al., 1992 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Brackwasser, Literatur | | + | | + | + | + | + | + |
| RIEMANN, 1965 | 1963 | limnische Tideelbe | | Strudelwürmer | | ++ | | | | | | |
| RIEMANN, 1966 | 1962 - 1963 | Tideelbe | > 100 | Fadenwürmer | | +++ | | | | | | |
| RIEB, 1993 | 1992 - 1993 | Krautsand | 1 | Fadenwürmer | | +++ | | | | | | |
| RINGELBAND, 1994 | 1993 | Finkenwerder | 1 | Aufwuchs, Schlacke | | + | | + | | | | |
| ROY, 1937 | 1934 - 1935 | Stromspaltungsgebiet | 13 | Detritusfauna, Abwasser | | + | | | | +++ | | |
| RÜHMANN, 1954/1955 | 1954 - 1955 | Hamburg | | Plankton | | | | | | | ++ | ++ |
| RÜHMANN, 1956/1957 | 1954 | Hamburg | | Plankton | | | | | | | ++ | ++ |
| SCHIEMENZ, 1914 a | 1906, 1908 | Hamburg | 28 | Fischerei, Abwasser | | + | | + | | | | + |
| SCHIEMENZ, 1914 b | 1906, 1908 | Hamburg | 28 | Fischerei, Abwasser | | + | | + | | | | + |
| SCHLIENZ, 1922 | 1921 - 1922 | Tideelbe, Außenelbe | 38 | höhere Krebse | | | | + | | | | ++ |
| SCHMIDT, 1989 | 1988 | Krautsand, Asseler Sand | 2 | Fadenwürmer | | +++ | + | | | | | |
| SCHULZ, 1958 | 1956 - 1957 | Tideelbe | 13 | Planktonzonierung Brackwasser | | | | | | | +++ | +++ |
| SCHULZ, 1961 | 1956 - 1958 | Tideelbe | 18 | Planktonzonierung Brackwasser | | | | | | | +++ | +++ |
| SCHULZ, 1964 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Tintinnide Wimpertiere | | | | | | | | +++ |
| SCHULZ, 1993 | 1992 | Laßrönne | 1 | <i>Vaucheria</i> | ++ | | | | | | | |
| SCHULZ-STEINERT & KIES, 1996 | 1992 | Laßrönne | 1 | <i>Vaucheria</i> | ++ | | | | | | | |
| SEEMANN, 1993 | 1992 | Neufelder Watt | 5 | | +++ | + | | | | | | |
| SELK, 1908 | 1903 - 1904, 1907 | Tideelbe | >30 | | | | | ++ | | | +++ | |
| SELK, 1918 | 1907 | Tideelbe | >30 | | | | | | | | +++ | |
| SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS, 1987 | 1984 - 1985 | Tideelbe | 2 | <i>Eurytemora affinis</i> | | | | | | | | ++ |
| STADEL, 1936 | n.n. | Tideelbe | n.n. | Nahrung der Elbefische | + | + | | + | | | + | ++ |
| STADIE, 1982 | 1981 | Stromspaltungsgebiet | 5 | Produktion, Biomasse Plankton | | | | | | | +++ | |
| STEEGE, 1991 | 1990 | Este | 5 | Aufwuchs | | + | | +++ | | | | |
| STEEGE et al., 1996 | 1990 | Este | 5 | Aufwuchs, Abwasser | | | | +++ | | | | |
| STEINER, 1917/1918 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Fadenwürmer | | ++ | | | | | | |
| STEINER, 1920 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Fadenwürmer | | + | | | | | | |
| STROHMEYER, 1897 | 1886 - 1887 | Hamburg | | Trinkwasser | | | + | | | | +++ | |
| SUDWISCHER, 1993 | | Hamburger Hafen | 23 | Krebse | | | | | | | | +++ |
| TENT, 1974 | 1974 | Hamburger Hafen | 8 | Aufwuchs, Abwasser | | | | +++ | | | | |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

| Autor, Jahr | Untersuchungs-jahr | Gebiet | Anzahl der Probe-nahme-stellen | Schwerpunkt | Benthos | | Aufwuchs | | Aggregat | | Plankton | |
|---------------------------|----------------------|----------------------------------|--------------------------------|--|---------|------|------------|---------------|------------|---------------|----------|------|
| | | | | | Phyto | Zoo- | auto-troph | hete-ro-troph | auto-troph | hete-ro-troph | Phyto | Zoo- |
| TENT, 1979 | 1974 - 1976 | Hamburger Hafen | 13 | Aufwuchs, Abwasser | | | + | +++ | | | | |
| TENT, 1981 | 1974 - 1976 | Hamburger Hafen | 13 | Aufwuchs, Abwasser | | | + | +++ | | | | |
| THIEL et al., 1995 | 1989 - 1992 | Tideelbe | 16 | Fischerei | | | | | | | | + |
| THIEL et al., 1996 | 1987 - 91, 1993 - 94 | Unternelbe | 12 | Fischerei | | | | | | | | + |
| THIEMANN, 1934 | 1931 - 1932 | Unternelbe | 40 | Aestuarie | | | | | | | +++ | + |
| TIMM, 1893/1894 | 1890 - 1893 | Hamburg | 7 | Trinkwasser | | | ++ | + | | | ++ | + |
| TIMM, 1903 | 1899 | Stromspaltungsgebiet, Unternelbe | n.n. | Ruderfußkrebse | | | | | | | | +++ |
| TIMM, 1905 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | n.n. | Wasserflöhe | | | | | | | | +++ |
| TIMM, 1976 | 1975 | Belum | 5 | Watt, Phytoplankton, Mikrophytobenthos | +++ | | | | | | ++ | |
| VOLK, 1903 | 1899 - 1902 | Stromspaltungsgebiet | 13 (144 Unters.) | Abwasser | | + | | | | | +++ | +++ |
| VOLK, 1906 | 1904 - 1905 | Stromspaltungsgebiet | 2 | Abwasser | | + | | | | | +++ | +++ |
| VOLK, 1907/1908 | n.n. | Stromspaltungsgebiet | 13 | Abwasser | | + | | | | | ++ | ++ |
| VOLK, 1910 b | n.n. | Stromspaltungsgebiet | | Abwasser, Fischerei | | | | | | | + | + |
| WATERMANN & SCHACHT, 1990 | 1989 | Wedel | 1 | Antifoulingfarben | | | ++ | ++ | | | | |
| WILTSHIRE, 1992 | 1989 - 1990 | Tideelbe | | Mirkophytobenthos Wasser-Sediment-Austausch | +++ | | | | | | | |
| WILTSHIRE et al., 1996 | 1993 | Unternelbe, Außenelbe | 8 ? | | | | | | | | + | |
| WOLFSTEIN, 1990 | 1989 | Brunsbüttel | 1 | Phytoplankton | | | | | | | ++ | |
| WOLFSTEIN, 1996 | 1992 - 1993 | Unternelbe, Außenelbe | | Phytoplankton, Seston | | | | | ++ | | +++ | |
| WOLFSTEIN & KIES, 1995 | 1992 - 1993 | Hamburg-Glückstadt | 10 | Sauerstoff, Phytoplankton | | | | | | | +++ | |
| ZIMMERMANN, 1995 | 1995 | Hannöver Nebanelbe | 1 | Aggregate | | | | | | ++ | | |
| ZIMMERMANN & KAUSCH, 1996 | 1995 | Hannöver Nebanelbe | 1 | Aggregate, Einzeller, Vielzeller | | | | | | ++ | | ++ |
| ZIMMERMANN, 1997 | 1995 | Tideelbe | 11 | Aggregate, Bakterien | | | | | ++ | ++ | | |
| ZIMMERMANN et al., 1998 | 1995 | Hannöver Nebanelbe | 1 | Aggregate, Einzeller, Vielzeller | | | | | ++ | ++ | ++ | ++ |

+ = Nennung einzelner Arten, ++ = ausführliche Angaben zu einer Lebensgemeinschaft, +++ = umfangreiche Artenlisten oder Beschreibungen, große räumliche/zeitliche Auflösung
 ? Arbeit liegt z. Zt. nicht vor

7.2 Referenzen

7.2.1 Elbe-Literatur

- AHRENS, A. (1979): Zur Entwicklung des Zooplanktons der Haseldorfer Binnenelbe nach der Vordeichung der Haseldorfer Marsch.- Staatsexamensarbeit Univ. Hamburg.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (1977 - 1996): Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See 1977 - 1996.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1990): Nährstoffstudie der Elbe von Schnackenburg bis zur See.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1993 a): Biomonitoring des Zoobenthons an ausgewählten Standorten in der Elbe.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1993 b): Schadstoffüberwachung der Elbe bei Schnackenburg mit der Dreikantmuschel - Aktives Biomonitoring 1990 - 1991.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARGE ELBE (1994): Makrozoobenthon der Elbe; Arten, Biomasse und Güteklassifizierung zwischen Schmilka und Cuxhaven.- Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- AX, P. (1957): Die Einwanderung mariner Elemente der Mikrofauna in das limnische Mesopsammal der Elbe.- Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1956: 428-435.
- BARTSCH, I. (1967): Die Mikrofauna im Hamburger Hafen als Kriterium der Saprobitätsdiagnose.- Dipl. Univ. Hamburg.
- BARTSCH, I. & E. HARTWIG (1984): Die bodenlebende Mikrofauna im Hamburger Hafen.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 543-586.
- BENING, J.-C. (1986): Aufwuchsuntersuchungen an im Wasserbau verwendeten Materialien. Pflanzliche Primärbesiedlung unter Bezug auf chemische Substrateigenschaften.- Dipl. Univ. Hamburg.
- BERGEMANN, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbe-Ästuar.- DGM 39: 134-137.
- BERGHAIN, R. (1979): Schädigung limnischer Rotatorien bei der Passage durch das Kühlsystem eines Kohlekraftwerkes.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 225-235.
- BERMANN, B. (1993): Untersuchungen zum Mikrozooplankton während eines Mesokosmos-Experimentes in der Tideelbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- BERNÁT, N. (1988): Untersuchung zur Verteilung des Zooplanktons auf einem Querprofil der Elbe bei Scheelenkuhlen unter besonderer Berücksichtigung der dominierenden Art *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida).- Dipl. Univ. Hamburg.

- BERNÁT, N., B. KÖPCKE, S. YASSERI, R. THIEL & K. WOLFSTEIN (1994): Tidal variation in bacteria, phytoplankton, zooplankton, mysids, fish and suspended particulate matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; interrelationships and causes.- *Neth. J. Aquatic Ecol.* 28: 467-476.
- BLOME, D. & A. FAUBEL (1994): Species composition, distribution and population dynamics of eulittoral nematodes from the river Elbe estuary.- *SFB 327 Tätigkeitsber.* 1992 - 1994: 479-484.
- BLOME, D. & A. FAUBEL (1996): Eulittoral nematodes from the Elbe estuary: Species composition, distribution and population dynamics.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 107-157.
- BÖHLING, S. (1986): Untersuchungen zur intraspezifischen Variabilität der Anpassung an aestuartypische Lebensbedingungen, insbesondere an den Salzgehalt, bei Algen aus der Tide-Elbe.- *Dipl. Univ. Hamburg.*
- BÖTTCHER, B., P. DITTBERNER, G. RATH, B. SCHÄFER, S. ZÖRNER & H.-P. KOOPS (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 4. Bacterial population shifts and rising oxygen deficiencies.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110 (Unters. Elbe-Aestuar 7): 55-76.
- BONNE, G. (1905): Die Vernichtung der deutschen Flussfischerei durch die Verunreinigung unserer Gewässer, mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse auf der Unterelbe.- *Z. Fischerei* 12: 1-28.
- BRANDT, K. (1906): Die Tintinnodeen der Plankton-Expedition.- *Ergeb. Plankton-Exped. Humboldt-Stift.* III La: 1-33.
- BRANDT, K. (1907): Die Tintinnodeen der Plankton-Expedition.- *Ergeb. Plankton-Exped. Humboldt-Stift.* III La: 1-488.
- BURCKHARDT, A. (1935): Die Ernährungsgrundlagen der Copepodenschwärme der Niederelbe.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 32: 432-500.
- BURSCHE, E.-M., H. KÜHL & H. MANN (1958 a): Hydrochemie und Phytoplankton in der Unterelbe.- *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven* 5: 165-192.
- BURSCHE, E.-M., H. KÜHL & H. MANN (1958 b): Hydrochemische Faktoren und Phytoplankton während einer Tide in der Elbmündung bei Cuxhaven.- *Gewässer und Abwässer* 20: 13-39.
- CASPERS, H. (1948): Ökologische Untersuchungen über die Wattentierwelt im Elbe-Aestuar.- *Verh. d. Dtsch. Zool. Ges.* 1948: 349-359.
- CASPERS, H. (1949 a): Die tierische Lebensgemeinschaft an einem Röhricht der Unterelbe.- *Verh. Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg* 30: 41-49.
- CASPERS, H. (1949 b): Epizoen auf *Cordylophora* in der Unterelbe.- *Zool. Jb. (Systematik)* 78: 251-262.
- CASPERS, H. (1951): Bodengreiferuntersuchungen über die Tierwelt in der Fahrrinne der Untertelbe und im Vormündungsgebiet der Nordsee.- *Verh. d. Dtsch. Zool. Ges.:* 404-418.
- CASPERS, H. (1958): Biologie der Brackwasserzonen im Elbeästuar.- *Verh. internat. Ver. Limnol.* 13: 687-698.
- CASPERS, H. (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System").- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 44: 313-316.

- CASPERS, H. (1982): The Contribution of Extended Mud-Flat Regions to the Self-Cleansing Potential of the Elbe Estuary.-In: GOPAL, B., R.E. TURNER, R.G. WETZEL & D.F. WHIGHAM (eds.): WETLANDS: Ecology and Mangement II: 21-27.
- CASPERS, H. (1984): Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbe-Aestuars. Untersuchungen im "Mühlenberger Loch" in Hamburg.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 509-542.
- CASPERS, H. & D. RÜHMANN (1959): Ein Liebhaber-Kursus über Plankton.- Mikrokosmos 1: 12-15.
- CASPERS, H. & H. SCHULZ (1964): Die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg.- Arch. Hydrobiol. 60: 53-88.
- DAHL, F. (1893): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe.- 6. Ber. Commn. wiss. Unters. Dtsch. Meere 3: 149-185.
- DOERFER, R. (1979): Untersuchungen über die Verteilung oberflächennaher Substanzen im Elbe-Aestuar mit Hilfe von Fernmeßverfahren.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 119-224.
- DÖRJES, J. & H.-E. REINECK (1981): Eine Elbstrombucht mit Süßwasserwatten.- Natur und Museum 111: 275-285.
- DUNKEL, D. (1974): Populationsdynamik des Copepoden *Acartia tonsa* DANA im Elbe-Aestuar.- Dipl. Univ. Hamburg.
- ELLER, T. (1981): Untersuchungen zum Vorkommen der Gattung *Vaucheria* DE CANDOLLE (Xanthophyceae) im Urstromtal der Elbe zwischen Geesthacht und Stade.- Staatsexamensarbeit Univ. Hamburg.
- FANGER, H.-U., V. AMANN, C. BROCKMANN, U. BROCKMANN, P. GEGE, D. HERBES, R. JABLONSKI, A. PRANGE & P. RYBACZOK (1994): Spatial and tidal distribution of suspended particulate matter along the lower Elbe river - First results from a joint venture including airborne remote sensing, helicopter and shipborne investigations: BILEX '93.- Int. Symp. Particulate Matter in Rivers and Estuaries, Preprints: 52-63.
- FAST, T. (1993): Zur Dynamik von Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuar.- Diss. Univ. Hamburg.
- FIEDLER, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung.- Ber. Inst. Meereskunde Univ. Kiel 204.
- FLADE, W. (1978): Das Benthos der Haseldorfer Binnenelbe im zweiten Jahr nach der Vordeichung der Haseldorfer Marsch.- Staatsexamensarbeit Univ. Hamburg.
- FLÜGGE, G. (1995): Wasserbauliche Systemanalyse für Ausbauvorhaben in Tideästuaren als Grundlage für die Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVP).- SDN 1: 51-66.
- FÖRSTNER, U. & L. KARBE (1984): Umweltverträglichkeit von Eisensilikatschlacken bei der Verwendung im Wasserbau.- Gutachten für Wirtschaftsbehörde Hamburg.
- GÄTJE, C. (1991): Artenzusammensetzung, Biomasse und Primärproduktion des Mikrophytobenthos des Elbe-Ästuars.- Diss. Univ. Hamburg.

- GÄTJE, C. & L. KIES (1990): Microphytobenthos in the Elbe Estuary: biomass, species composition and primary production measurements with oxygen microelectrodes. In: MICHAELIS, W. (Hrsg.): Estuarine Water Quality Management.- Coastal Estuarine Management, Berlin, 36: 399-402.
- GARMS, R. (1961): Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Aestuars.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 26 (Elbe-Aestuar 1): 344-462.
- GAUMERT, T. & J.C. RIEDEL-LORJÉ (1982): 100 Jahre Elbe-Wasser. Eine Studie über die biologischen Verhältnisse in der Elbe von 1842 - 1943.- Eigendruck.
- GIERE, O. (1964): Das Eindringen mariner Zooplankter in das Elbe-Aestuar.- Dipl. Univ. Hamburg.
- GIERE, O. (1968): Die Fluktuationen des marinen Zooplanktons im Elbe-Aestuar. Beziehungen zwischen Populationsschwankungen und hydrographischen Faktoren im Brackwasser.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3): 379-546.
- GOLLASCH, S. (1996): Untersuchungen des Arteneintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten.- Diss. Univ. Hamburg.
- GRABEMANN, I., J. KAPPENBERG & G. KRAUSE (1996): Comparison of the dynamics of the turbidity maxima in two coastal plain estuaries.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 195-205.
- GREISER, N. (1985): Die Bedeutung biologischer Faktoren für die Schwebstoffbildung in der Elbe - Untersuchungsmethoden und erste Ergebnisse.- Die Küste 42: 135-149.
- GREISER, N. (1988): Zur Dynamik von Schwebstoffen und ihrer biologischen Komponenten in der Elbe bei Hamburg.- Hamburg. Küstenforsch. 45.
- GREISER, N. (1992): Das Sauerstofftal in der Unterelbe: Eine Folge der Elbeverschmutzung.- In: Die Situation der Elbe 4: Magdeburger Gewässerschutzsem. Spindleruv Mlyn (CSFR): 82-88.
- GREISER, N., A. ERNST & D. SPOTT (1996 a): Biogener Einfluß auf den partikulären Schadstofftransport unter besonderer Berücksichtigung der Elbe. Teil I.- DGM 40: 154-162.
- GREISER, N., A. ERNST & D. SPOTT (1996 b): Biogener Einfluß auf den partikulären Schadstofftransport unter besonderer Berücksichtigung der Elbe. Teil II.- DGM 40: 211-215.
- GRIMM, R. (1979): Die Entwicklung der litoralen Fauna in der Elbe. Ökologische Indikatorfunktion des Makro- und Meiobenthos im Bereich einer "verbauten" Elbestrecke unter besonderer Berücksichtigung der Naididae (Oligochatea).- Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 236-264.
- GRIMM, R., O. PFANNKUCHE, R. PODLUCKY & H. WILKENS (1976): Zoologische Charakterisierung der Wedeler und Haseldorfer Marsch.- Die Heimat 83: 236-247.
- GRIMM, R. & B. KIESEWETTER (1996): Ecological study on the ditches and tideways of the Wedeler Marsch and on the Fährmannssander Watt.- Arch. Hydrobiol./ Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 215-262.

- HARTWIG, E. & C. LAMMEN (1993): Vergleichende Untersuchungen zur mikroskopischen pflanzlichen und tierischen Besiedlung von Natur- und Schlackesteinen auf einem Probedeckwerk im Süßwasserbereich der Tiden-Elbe.- Ber. Ver. Jordsand für Norddtsch. Affinerie AG.
- HECKMAN, C.W. (1984): Effects of dike construction on the wetland ecosystem along the freshwater section of the Elbe Estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 397-508.
- HECKMAN, C.W. (1986 a): The anadromous migration of a calanoid copepod, *Eurytemora affinis* (Pope, 1880) in the Elbe estuary.- Crustaceana 50: 176-181.
- HECKMAN, C.W. (1986 b): Tidal influence on the wetland community structure behind the dike along the Elbe Estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 75 (Untersuch. Elbe-Aestuar 6): 1-117.
- HEERING, W. (1905/1906): Die Süßwasseralgen Schleswig-Holsteins und der angrenzenden Gebiete der Freien und Hansestädte Hamburg und Lübeck und des Fürstentums Lübeck mit Berücksichtigung zahlreicher im Gebiet bisher nicht beobachteten Gattungen und Arten. Unter Mitwirkung von Spezialforschern, insbesondere Professor H. HOMFELD (Altona). 1. Teil: Einleitung. - Heterokontae.- Jb. Hamburg. Wiss. Anstalten 23: 61-150.
- HEERING, W. (1906/1907): Die Süßwasseralgen Schleswig-Holsteins und der angrenzenden Gebiete der Freien und Hansestädte Hamburg und Lübeck und des Fürstentums Lübeck mit Berücksichtigung zahlreicher im Gebiet bisher nicht beobachteten Gattungen und Arten. Unter Mitwirkung von Spezialforschern, insbesondere Professor H. HOMFELD (Altona). 2. Teil: Chlorophyceae (Allgemeines.- Siphonales).- Jb. Hamburg. Wiss. Anstalten 24: 105-235.
- HENTSCHEL, E. (1916 a): Biologische Untersuchungen über den tierischen und pflanzlichen Bewuchs im Hamburger Hafen.- Mitt. Zool. Mus. 33.
- HENTSCHEL, E. (1916 b): Die festsitzenden Tiere und Pflanzen des Hamburger Hafens und ihre Bedeutung für den Nachweis von Verunreinigungen.- Der Fischerbote 8: 77-83.
- HENTSCHEL, E. (1917 a): Abwasserwirkung und Lebensgestaltung in der Niederelbe.- Der Fischerbote 9: 272-277.
- HENTSCHEL, E. (1917 b): Ergebnisse der biologischen Untersuchungen über die Verunreinigung der Elbe bei Hamburg.- Mitt. Zool. Mus. Hamburg 34.
- HENTSCHEL, E. (1923 a): Abwasseruntersuchungen mit biologischen Methoden im Hamburger Elbgebiet.- Techn. Gemeindebl. 13: 113-115.
- HENTSCHEL, E. (1923 b): Biologische Wirkungen der Gezeiten im Süßwasser der Niederelbe.- Verh. Int. Ver. Limnol. 1: 33-36.
- HENTSCHEL, E. (1925 a): Abwasserbiologie.- In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden: 233-280.
- HENTSCHEL, E. (1925 b): Die Untersuchung von Strömen.- In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden: 87-96.
- HENTSCHEL, E. (1964): Analyse einer benthoplanktischen Lebensgemeinschaft.- Mitt. Hamburger Zool. Mus. Inst. 61: 93 - 115.

- HERMES, W. (1880 - 1883): Ueber Aalbrut und Aufzucht junger Aale.- *Circularre Dtsch. Fischerei-Ver.* ? : 23-25.
- HOBERG, M., L. NEUGEBOHRN & L. KIES (1994): Lignin-Komponenten in Schwebstoffen.- In: GUHR, H., A. PRANGE, P. PUNCOCHAR, R.-D. WILKEN & B. BÜTTNER (Hrsg.): *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie*, Teubner Verlagsges., Stuttgart, Leipzig: 429-431.
- HOFER, B. (1913): Bericht über die Ergebnisse einer Untersuchung der Unterelbe von der Elbmündung bis Hamburg.- *Protokoll der Dradenau-Kommission vom 6. 12. 1913.*
- HOFER, B. (1915): Bericht über eine Untersuchung der Unterelbe im August 1915.- *Staatsarchiv Hamburg.*
- HOLM, F. (1925): Über die Suctorien in der Elbe bei Hamburg und ihre Lebensbedingungen.- *Arch. Hydrobiol.* 4: 389-440.
- HOLST, H. (1996): Untersuchungen zur Ökologie der Rotatorien auf den Schwebstoffflocken und im Freiwasser der Elbe während des Frühjahrs.- *Dipl. Univ. Göttingen.*
- HOLST, H., H. ZIMMERMANN & H. KAUSCH (1996): Untersuchungen zur Ökologie der Rotatorien auf den Schwebstoffflocken und im Freiwasser der Elbe während des Frühjahrs.- *Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Tagung in Berlin: 297-301.*
- HOLST, H., H. ZIMMERMANN, H. KAUSCH & W. KOSTE (in Druck): Temporal and spatial dynamics of planctonic rotifers in the Elbe estuary during spring.- *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*
- HUMANN, K. (1996): Der Einfluß des Mikrophytobenthos auf die Sedimentstabilität und Schwebstoffbildung aus Sedimenten im Elbe-Ästuar.- *Diss. Univ. Hamburg.*
- KAFEMANN, R. (1992): Ökologisch, fischereibiologische Gradienten in Haupt- und Nebenstromgebieten der unteren Tide-Elbe unter besonderer Berücksichtigung des Mühlenberger Lochs.- *Dipl. Univ. Hamburg.*
- KAFEMANN, R., R. THIEL & A. SEPULVEDA (1996): Die fischereiökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 199-214.
- KAHL, A. (1930): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 1. Allgemeiner Teil und Prostomata.- In: DAHL, F. (Hrsg.): *Tierwelt Deutschlands* 18.
- KAHL, A. (1931): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 2. Holotricha außer der im 1. Teil behandelten Prostomata.- In: DAHL, F. (Hrsg.): *Tierwelt Deutschlands* 21.
- KAHL, A. (1932): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 3. Spirotricha.- In: DAHL, F. (Hrsg.): *Tierwelt Deutschlands* 25.
- KAHL, A. (1933): Ciliata libera et ectocommensalia.- In: GRIMPE, G. & E. WAGLER (Hrsg.): *Tierwelt der Nord- und Ostsee II*, c3: 29-146.
- KAHL, A. (1935): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 4. Peritricha und Chonotricha.- In: DAHL, F. (Hrsg.): *Tierwelt Deutschlands* 30: 651-886.
- KAMMANN, O. (1923): Über Abwasserbeseitigung in Flüssen mit besonderer Berücksichtigung des Hamburger Elbgebiets.- *Techn. Gemeindebl.* 26 : 109-113.

- KAPPENBERG, J., G. SCHYMURA, H. KUHN & H.-U. FANGER (1996): Spring-neap variations of suspended sediment concentration and transport in the turbidity maximum of the Elbe estuary.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 323-332.
- KARBE, L. & U. RINGELBAND (1993): Untersuchungen zur Auswirkungen von in der Elbe im Wasserbau eingesetzter Elektroofenschlacke (sEOS) der Hamburger Stahlwerke auf aquatische Lebensgemeinschaften.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg, Zwischenbericht.
- KARBE, L. & U. RINGELBAND (1994): Untersuchungen zur Auswirkungen von in der Elbe im Wasserbau eingesetzter Elektroofenschlacke (sEOS) der Hamburger Stahlwerke auf aquatische Lebensgemeinschaften.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg, Zwischenbericht.
- KARBE, L. & U. RINGELBAND (1995): Auswirkungen von in der Elbe im Wasserbau eingesetzter Elektroofenschlacke (sEOS) der Hamburger Stahlwerke auf aquatische Lebensgemeinschaften.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.
- KAUSCH, H. (1990): Biological processes in the estuarine environment.- In: MICHAELIS, W. (Hrsg.): Estuarine Water Quality Management - Monitoring, Modelling and Research. Coastal and Estuarine Studies 36. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 353-361.
- KAUSCH, H. (1995): Biologische Langzeitaspekte von Fahrwasservertiefungen.- SDN 1: 83-89.
- KAUSCH, H. (1996 a): Die Elbe - ein immer wieder veränderter Fluß.- In: LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignal aus Flüssen und Ästuaren.- Parey Verlag, Berlin: 43-52.
- KAUSCH, H. (1996 b): Fahrwasservertiefungen ohne Grenzen?- In: LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignal aus Flüssen und Ästuaren.- Parey Verlag, Berlin: 162-168.
- KAUSCH, H. & H.-J. KRIEG (1982): Ökologische Auswirkungen des künftigen Abwasserablaufes aus dem Klärwerk Dradenau in den umliegenden Hafenbecken und in der Elbe.- Ber. Inst. Hydrobiol. Fischereiwiss. Univ. Hamburg.
- KAUSCH, H. & A. PEITSCH (1992): Das Zooplankton und seine Verteilung im Elbe-Ästuar.- In: KAUSCH, H. (Hrsg.): Die Unterelbe - Natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen. Ber. ZMK Univ. Hamburg 19: 169-189.
- KAUSCH, H., N. BERNÁT & B. KÖPCKE (1994): Zooplankton: Nahrungsökologie des Zooplanktons. Die Verbreitung von *Eurytemora affinis* und Mysidaceen in den Flachwasserbereichen und Nebenelben der Tide-Elbe.- SFB 327 Tätigkeitsber. 1992 - 1994: 414-444.
- KAUSCH, H., B. KÖPCKE, H. ZIMMERMANN & A. PEITSCH (1995 a): Feedbacks between physical and biological processes.- In: SALOMONS, W., B. BAYNE, C.H. HEIP & K. TURNER (Hrsg.): Changing Estuarine and Coastal Environments, EERO Workshop, GKSS-Research Centre Geesthacht: 107-108.
- KAUSCH, H., J. ORTEGA, V. STEEGE, H. BRAKER, T. FAST, C. GÄTJE & A. SEELIG (1991 a): Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt.- Gutachten für Strom- und Hafenbau, Hamburg und WSD Nord, Kiel.

- KAUSCH, H., J. ORTEGA, V. STEEGE, W. JAHN & G. OBST (1995 b): Hydrobiologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.
- KAUSCH, H., A. PEITSCH & N. BERNÁT (1991 b): Zooplankton: Populationsdynamik und Folgeproduktion.- SFB 327 Tätigkeitsber. 1989 - 1991: 373-418.
- KERNER, M. & H. GRAMM (1995): Changes in the oxygen consumption at the sediment-water interface formed by settling seston from the Elbe estuary.- *Limnol. Oceanogr.* 40: 544-555.
- KERNER, M., J. KAPPENBERG, U. BROCKMANN & F. EDELKRAUT (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 1. The effect of changes in physico-chemical conditions on the oxygen consumption.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 110 (Unters. Elbe-Aestuar 7): 1-25.
- KIES, L. (1987): Phykologie in Hamburg.- *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 100: 233-250.
- KIES, L. (1995): Algal snow and the contribution of algae to suspended particulate matter in the Elbe estuary.- In: WIESSNER, W., E. SCHNEPF, R.C. STARR (Hrsg.): *Algae, Environment and Human Affairs*. Biopress Limited, Bristol: 93-121.
- KIES, L. (1997): Distribution, biomass and production of planktonic and benthic algae in the Elbe estuary.- *Limnologica* 27: 55-64.
- KIES, L. & M. BERNDT (1984): Die *Synura* Arten (Chrysophyceae) Hamburgs und seiner nordöstlichen Umgebung.- *Mitt. Inst. Allg. Bot. Hamburg* 19: 99-122.
- KIES, L., T. FAST, K. WOLFSTEIN & M. HOBERG (1994): The contribution of algae and their exopolymers to suspended particulate matter in the Elbe estuary.- *Int. Symp. Particulate Matter in Rivers and Estuaries*. Preprints: 140-146.
- KIES, L., T. FAST, K. WOLFSTEIN & M. HOBERG (1996): On the role of algae and their exopolymers in the formation of suspended particulate matter in the Elbe estuary (Germany).- *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 47: 93-103.
- KIES, L. & L. NEUGEBOHRN (1994): Primärproduktion von Algen und Makrophyten in der Tide-Elbe.- SFB 327 Tätigkeitsber. 1992 - 1994: 329-411.
- KIES, L., L. NEUGEBOHRN, M. BRAKER, T. FAST, C. GÄTJE & A. SEELIG (1992): Primärproduzenten und Primärproduktion im Elbe-Ästuar.- In: KAUSCH, H. (Hrsg.): *Die Unterelbe - Natürlicher Zustand und Veränderung durch den Menschen*. Ber. ZMK Univ. Hamburg 19: 137-168.
- KIRCHENPAUER, J.U. (1862): Die Seetonnen der Elbmündung. Ein Beitrag zur Thier- und Pflanzen-Topographie.- *Abh. Geb. Naturwiss., Hamburg* 4: 1-59.
- KNAUTH, H.-D. & F. SCHROEDER (1994): Stoffaustausch zwischen Sediment und Wasser.- SFB 327 Tätigkeitsber. 1992 - 1994: 146-189.
- KNISTER (1907): 3. Bericht des Hygienischen Institutes Hamburg.- *Staatsarchiv Hamburg*.
- KNÜPLING, J. (1976): Einfluß biocoenotischer Prozesse auf die Populationsdynamik von Aufwuchsciliaten im mesohalinen Bereich des Elbe-Aestuars.- *Dipl. Univ. Hamburg*.
- KNÜPLING, J. (1979): Ökologische Untersuchungen an Aufwuchsciliaten im Brackwasserbereich des Elbe-Aestuars.- *Arch. Hydrobiol.* 43 (Elbe-Aestuar 4): 273-288.

- KÖPCKE, B. & H. KAUSCH (1996): Distribution and variability in abundance of *Neomysis integer* and *Mesodopsis slabberi* (Mysidacea; Crustacea) in relation to environmental factors in the Elbe estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 263-282.
- KOOPS, H.-P. & L. KARBE (1994): Bakterielle Stoffumsetzungen in der Tide-Elbe.- SFB 327 Tätigkeitsber. 1992 - 1994: 285-327.
- KOPPELMANN, R. (1988 a): Cytochemische Untersuchungen an Schleimen von Mikroalgen und Schwebstoffpartikeln im Bereich der Tide-Elbe.- Praktikumsbericht Inst. Allg. Bot. Univ. Hamburg.
- KOPPELMANN, R. (1988 b): Cytochemische Untersuchungen an Schwebstoffen und Sedimenten im Bereich der Tide-Elbe bei unterschiedlichen Salinitäten.- Eigenverlag, Inst. Allg. Bot. Univ. Hamburg.
- KOPPELMANN, R. & L. KIES (1989): Zusammenstellung der auf Hamburger Staatsgebiet nachgewiesenen Algen des Süßwassers.- Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.
- KOSKE, P.H., H. KRUMM, G. RHEINHEIMER & K.-H. SZEKIELDA (1966): Untersuchungen über die Einwirkung der Tide auf Salzgehalt, Schwebstoffgehalt, Sedimentation und Bakteriengehalt in der Unterelbe.- Kieler Meeresforsch. 22: 47-63.
- KOTHÉ, P. (1961 a): Hydrobiologie der Oberelbe. Natürliche, industrielle und wasserwirtschaftliche Faktoren in ihrer Auswirkung auf das Benthos des Stromgebietes oberhalb Hamburgs.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 26 (Elbe-Aestuar 1): 221-343.
- KOTHÉ, P. (1961 b): Hydrobiologie der Elbe oberhalb von Hamburg.- DGM 5: 37-43.
- KRAEFFFT, F. (1908): Über das Plankton der A-, B-, C-Stationen in der Elbmündung in den Jahren 1905 - 1907.- Mitt. Dtsch. Seefisch.-Ver. 24: 30-78.
- KRAEPELIN, K. (1886): Die Fauna der Hamburger Wasserleitung.- Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg 9: 1-15.
- KRIEG, H., T. ELLER & L. KIES (1988): Verbreitung und Ökologie der *Vaucheria*-Arten (Tribophyceae) des Elbe-Ästuars und der angrenzenden Küste.- Helgoländer Meeresunters. 42: 613-636.
- KRIEG, H.-J. (1993): Die Eignung des heterotrophen Aufwuchses für die Gewässergütebeurteilung am Beispiel der Elbe im Hamburger Raum.- In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen DGL/SIL-Tagung 1992, Konstanz, Tagungsband: 494-499.
- KRIEG, H.-J. (1994): Biologische Gewässergüteuntersuchungen.- In: Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Wassergütemeßnetz Hamburg. Biologisches Frühwarnsystem, Elbe und Nebengewässer. Jahresbericht 1993.- Umweltberichte 1: 22-25.
- KRIEG, H.-J. (1995): Beschaffenheit der Elbe. Biologischer Zustand.- In: Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Wassergütemeßnetz Hamburg. Biologisches Frühwarnsystem, Elbe und Nebengewässer. Jahresbericht 1994.- Umweltberichte 1: 25-28.
- KRIEG, H.-J. (1996 a): Beschaffenheit der Elbe. Biologische Gewässergüteuntersuchungen in der Elbe.- In: Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Wassergütemeßnetz Hamburg. Biologisches Frühwarnsystem, Elbe und Nebengewässer. Jahresbericht 1995. Umweltberichte 1: 25-28.

- KRIEG, H.-J. (1996 b): Investigation on the occurrence and distribution of benthic fauna along a transect in the transition zone between fresh and brackish water on both sides of Lühesand at km 648.5 in the Lower Elbe.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 283-309.
- KRIEG, H.-J. & H. KAUSCH (1984 - 1988): Wirkungskataster der wesentlichen Hamburger Oberflächengewässer. Zwischenberichte 1983 - 1987. 5 Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.- Inst. Hydrobiol. Fischereiwiss. Univ. Hamburg.
- KRIEG, H.-J. & J.C. RIEDEL-LORJÉ (1991): Randbedingungen beim Einsatz von Aufwuchs-Untersuchungen zur Gewässergütebewertung.- gwf - Wasser Abwasser 132: 20-24.
- KRIEG, H.-J., B. SONNENBERGER & H. KAUSCH (1989): Wirkungskataster der wesentlichen Hamburger Oberflächengewässer. Zwischenbericht 1988. Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.- Inst. Hydrobiol. Fischereiwiss. Univ. Hamburg.
- KRIEG, H.-J., B. SONNENBERGER & H. KAUSCH (1990): Wirkungskataster der wesentlichen Hamburger Oberflächengewässer. Abschlußbericht. Gutachten für Umweltbehörde Hamburg.- Inst. Hydrobiol. Fischereiwiss. Univ. Hamburg.
- KRÜGER, D. (1994a): Aufwuchsuntersuchungen an im Wasserbau verwendeten Materialien. Heterotropher Aufwuchs unter Bezug auf chemische Substrateigenschaften.- Dipl. Univ. Hamburg.
- KRÜGER, D. (1994b): Aufwuchsuntersuchungen in der Elbe an im Wasserbau eingesetzten Materialien: Heterotropher Mikroaufwuchs (Protozoen).- In: KARBE, L., K. MÄDLER & J. WESTENDORF (Hrsg.): Biologische Effekte von Schadstoffen und toxisches Potential von Wasser und Sediment in Elbe und Nordsee (BIOTOX ELBE/BIOTOX Nordsee) II.- Ber. ZMK Univ. Hamburg E7: 15-22.
- KÜHL, H. (1963): Die Mysideen der Elbmündung.- Abh. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 8: 167-178.
- KÜHL, H. (1965): Veränderungen des Zooplanktons während einer Tide in der Elbmündung bei Cuxhaven.- Botanica Gothenburgensia 3: 113-126.
- KÜHL, H. (1966): Der Abfluß der Elbe im Jahre 1965 und seine Wirkung auf Salzgehalt, Plankton und Bewuchsbildung bei Cuxhaven.- Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 10: 61-70.
- KÜHL, H. (1968): Die Beeinflussung der Metamorphose von *Balanus improvisus* Darwin durch Giftstoffe.- 2. Int. Kongr. Meerwasserkorrosion u. Bewuchs, Athen: 1-8.
- KÜHL, H. (1970): Nahrungsuntersuchungen am Stint (*Osmerus eperlanus* L.) im Elbemündungsgebiet.- Arch. FischWiss. 21: 222-231.
- KÜHL, H. (1972): Hydrography and biology of the Elbe estuary.- Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10: 225-309.
- KÜHL, H. & H. MANN (1961): Vergleichende hydrochemische Untersuchungen an den Mündungen deutscher Flüsse.- Verh. Int. Ver. Limnol. 14: 451-458.
- KÜHL, H. & H. MANN (1962): Über das Zooplankton der Unterelbe.- Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 8: 53-70.
- KÜHL, H. & H. MANN (1963): Das Vorkommen von Garnelenlarven (*Crangon crangon* L.) in der Elbmündung.- Arch. Fischereiwiss. 14: 1-7.

- KÜHL, H. & H. MANN (1967): Untersuchungen über das Plankton der Außenelbe.- Gewässer und Abwässer 44/45: 7-36.
- KÜHL, H. & H. MANN (1968): Biologische Bedeutung der Wasserführung eines Tideflusses.- Gewässer und Abwässer 47: 41-60.
- LADIGES, W. (1935): Über die Bedeutung der Copepoden als Fischnahrung.- Z. Fischerei 33: 1-84.
- LÄNGE, R. (1983): Zur Produktionsbiologie und Bestandsdynamik benthischer Mikroalgen im Watt des Elbe-Ästuars.- Diss. Univ. Kiel.
- LELING, A. (1986): Untersuchungen zur Häufigkeit und Verteilung des Makrobenthos in der Unterelbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- LENZ, J., H.G. ANDRES, S. GOLLASCH & M. DAMMER (1997): Einschleppung fremder Organismen in Nord- und Ostsee. Untersuchung zum ökologischen Gefahrenpotential durch den Schiffsverkehr.- UBA FB.
- LILLELUND, K. (1961): Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes *Osmerus eperlanus* (Linneaus 1758) der Elbe.- Arch. FischWiss. 12: 1-128.
- LORENZ J.R. (1863): Brackwasser-Studien an der Elbemündung. - "Physikalische Verhältnisse und Verteilung der Organismen im Quarnerischen Golfe".- Kaiserl. Akad. Wiss., Wien 48: 602-613.
- LUCHT, F. (1953 a): Hydrographische Untersuchungen in der Brackwasserzone der Elbe.- Deutsch. Hydrogr. Z. 6: 18-32.
- LUCHT, F. (1953 b): Die Sandwanderung im unteren Tidegebiet der Elbe.- Dtsch. Hydrogr. Z. 6: 186-207.
- LUCHT, F. (1954): Geschiebe- und Sinkstofftransport in der Elbe.- Mitt. Geol. Staatsinst. Hamburg 23: 68-75.
- LUCHT, F. (1957): Qualitative Untersuchungen des Elbewassers.- Monatsber. WSD Hamburg.
- LUCHT, F. (1964): Hydrographie des Elbe-Aestuars.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 29 (Elbe-Aestuar 2): 1-96.
- LÜNEBURG, H. (1939): Hydrochemische Untersuchungen in der Elbmündung mittels Elektro-Kolorimeter.- Arch. Deutsch. Seewarte 59: 1-27.
- LÜNEBURG, H. (1956): Über Messung und Bedeutung der Sinkstoffe in der Elbe- und Wesermündung.- Vom Wasser 18: 197-207.
- MANN, H. (1958): Abwasserprobleme in Tideflüssen.- Ber. abwassertechn. Ver. 9: 101-112.
- MANN, H. (1962): Beobachtungen über Krankheiten und Parasiten an Elbfischen.- Fischwirt 12: 300-309.
- MATTHIAE, A. (1977): Verbreitungsgrenzen mariner Makrofauna im Elbe-Aestuar.- Dipl. Univ. Hamburg.
- MEISTER, A. (1994): Untersuchung zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse.- Limnologica 24: 153-171.
- MESCHKAT, A. (1937): Abwasserbiologische Untersuchungen in einem Buhnenfeld unterhalb Hamburgs.- Arch. Hydrobiol. 31: 399-432.

- MICHAELSEN, W. (1901): Neue Tubificiden des Niederelbegebietes.- Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 8: 66-70.
- MICHAELSEN, W. (1901/1903 a): Neue Oligochaeten und Fundorte altbekannter.- Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst. 3. Folge 19: 1-54.
- MICHAELSEN, W. (1901/1903 b): Oligochaeten.- Hamburgische Elbuntersuchungen. IV. Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst. 19: 169-210.
- MICHAELSEN, W. (1915/1916): Ein eigentümlicher neuer Enchytraide der Gattung *Propappus* aus der Niederelbe.- Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 23: 51-55.
- MÖLLER, H. (1984): Daten zur Biologie der Elbfische.- Möller Verlag, Kiel.
- MÖLLER, H. (1988): Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984-1968.- Verlag Möller, Kiel.
- MÖLLER, H. (1989): Changes in Fish Stocks and Fisheries: the Lower Elbe River.- In: PETTS, G.E. (Hrsg.): Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe. John Wiley & Sons Ltd.: 203-220.
- MÖLLER, H. & B. DIECKWISCH (1991): Larval fish production in the tidal River Elbe 1985 - 1986.- J. Fish Biol. 38: 829-838.
- MÖLLER-BUCHNER, J. (1981): Untersuchungen zum Parasitenbefall von *Pomatoschistus microps* (Gobiidae, Pisces) in der Unterelbe.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 59-83.
- MOVAGHAR, C.-A. (1964): Verbreitung und Ökologie der Amphipoden im Elbe-Aestuar.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 29 (Elbe-Aestuar 2): 97-179.
- MÜLLER, A. & W. PULS (1996): Modelling of suspended matter transport in tidal rivers.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 343-351.
- MÜLLER, D. (1992): Die 'Turbellaria'-Fauna des Elbe-Aestuars.- Dipl. Univ. Hamburg.
- MÜLLER, D. & A. FAUBEL (1993): The 'Turbellaria' of the river Elbe estuary. A faunistic analysis of oligohaline and limnic areas.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 75 (Untersuch. Elbe-Ästuar 6): 363-396.
- MÜLLER, G. W. (1901/1903): Ostracoden. Hamburgische Elb-Untersuchung. III.- Mitt. Hamburg Zool. Mus. Inst. 19: 163-167.
- MÜLLER, H. (1901/1903): Hydrachniden.- Hamburgische Elb-Untersuchung. II. Mitt. Hamburg Zool. Mus. Inst. 19: 155-161.
- NEHLS, R., N. GREISER & M. HARMS (1993): Forschungsvorhaben Mühlenberger Loch.- Gutachten im Auftrag der Wirtschaftsbehörde und Umweltbehörde Hamburg.
- NEHLS, R., N. GREISER & H. HARMS (1996): Changes in amount and composition of suspended particulate matter in relation to river discharge in the River Elbe near Hamburg Harbour, indicating changing transport characteristics.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 475-484.
- NÖTHLICH, I. (1967): Untersuchungen über den Schlickhaushalt in der Unterelbe mit besonderer Berücksichtigung der biologischen Komponenten.- Mitt. WSD Hamburg 17: 1-155.

- NÖTHLICH, I. (1972 a): Beziehungen zwischen Trübungsverteilung und hydrographischen Faktoren im Süß- und Brackwasser des Elbe-Aestuars.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 1-32.
- NÖTHLICH, I. (1972 b): Trophische Struktur und Bioaktivität der Planktongesellschaft im unteren limnischen Bereich des Elbe-Aestuars. Kriterien zur saprobiellen Einstufung eines Tidengewässers.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 33-117.
- OESMANN, S. (1994): Nahrung und Wachstum clupeider Fische in der Unterelbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- ORTEGA, J. (1991): Untersuchungen über den Einfluß des Elbewassers auf den Tidebereich der Este. Zooplankton.- Dipl. Univ. Hamburg.
- ORTEGA, J. & V. STEEGE (1995): Phytoplankton of the Hamburg Harbour basins.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Aestuar 7): 93-106.
- ORTEGA, J., V. STEEGE & H. KAUSCH (1994): Hydrobiologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen.- Gutachten Umweltbehörde Hamburg. Endbericht.
- PEITSCH, A. (1992): Untersuchungen zur Populationsdynamik und Produktion von *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda) im Brackwasserbereich des Elbe-Ästuars.- Diss. Univ. Hamburg.
- PEITSCH, A. (1993): Difficulties in estimating mortality rates of *Eurytemora affinis* in the brackish water region of the Elbe estuary.- Cah. Biol. Mar. 34: 215-224.
- PEITSCH, A. & H. KAUSCH (1993): Distribution and tidal transport of different developmental stages of *Eurytemora affinis* (Copepoda: Calanoida) in the Elbe Estuary.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 75 (Untersuch. Elbe-Aestuar 6): 341-355.
- PENNDORF, K., J. JUSTIN & A. KRÜGER (1996): Transport of suspended particulate matter in the Elbe estuary - parameterization of findings from the BILEX-campaign of spring 1990.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 333-341.
- PETERMEIER, A., F. SCHÖLL & T. TITTIZER (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fischfauna) im deutschen Abschnitt der Elbe.- BfG - 0832
- PETERMEIER, A., F. SCHÖLL & T. TITTIZER (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe.- Lauterbornia 24: 1-95.
- PETERS, N. (1938): Zur Fortpflanzungsbiologie der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* MILNE. EDWARDS). (Mit Beiträgen von R. GÖNNERT, Hamburg).- Mitt. Hamburger Zool. Mus. Inst. 47: 112-128.
- PETERSEN, H. (1877/1879): Die Bewohner der Hamburger Wasserleitung.- Verh. Ver. naturwiss. Unterhaltung 4: 246-248.
- PFANNKUCHE, O. (1977): Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope.- Diss. Univ. Hamburg.
- PFANNKUCHE, O., H. JELINEK & E. HARTWIG (1975): Zur Fauna eines Süßwasserwattes im Elbe-Aestuar.- Arch. Hydrobiol. 76: 475-498.
- POSEWANG-KONSTANTIN, G. (1990): Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Nahrungsangebot und Eiproduktion bei *Eurytemora affinis* (Crustacea, Copepoda).- Dipl. Univ. Hamburg.

- POSEWANG-KONSTANTIN, G., A. SCHÖL & H. KAUSCH (1992): Hydrobiologische Untersuchung des Mühlenberger Lochs.- Gutachten für Strom- und Hafenausbau Hamburg.
- POSTMA, H. & K. KALLE (1955): Die Entstehung von Trübungszone im Unterlauf von Flüssen, speziell im Hinblick auf die Verhältnisse in der Unterelbe.- *Deutsch. Hydrogr. Z.* 8: 137-144.
- REINCKE (1872): zitiert in KRAEPELIN (1886:).
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. (1976): Die Entwicklung von Aufwuchs im unteren Süßwasserbereich des Elbe-Aestuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen.- *Dipl. Univ. Hamburg.*
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. (1981): Untersuchungen über den Indikationswert von Aufwuchs in Süß- und Brackwasserzonen des Elbe-Aestuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 153-226.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. (1994): Analyse der hydrobiologischen Beweissicherungs-Messungen 1984 - 1993 für das Kernkraftwerk Brokdorf, Elbe.- Gutachten für ALW Itzehoe.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. (im Druck): Läßt sich ein Leitbild für das Elbe-Ästuar aus der Lage des oberen Brackwasserbereichs und dessen Lebensgemeinschaften ableiten?- Tagungsband "Leitbilder für Flußmündungen" (18. - 19. 4. 1997 in Bremen).
- RIEDEL-LORJÉ, J.C. & T. GAUMERT (1982): 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842 - 1943 unter dem Einfluß von Stromverbau und Sieleinleitungen.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 317-376.
- RIEDEL-LORJÉ, J.C., N. MÖLLER-LINDENHOFF & B. VAESSEN (1992): Salzgehalts- und Trübstoffverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe.- *Wassergüte-stelle Elbe, Hamburg.*
- RIEDEL-LORJÉ, J.C., U. KOHLA & B. VAESSEN (1995): Das Vordringen ausgewählter Bodentiere im Elbe-Aestuar als Indikation für eine Verlagerung der oberen Brackwassergrenze.- *DGM* 39: 137-145.
- RIEMANN, F. (1965): Turbellaria Proseriata mariner Herkunft aus Sanden der Flußsohle im limnischen Bereich der Elbe.- *Zool. Anz.* 174: 299-312.
- RIEMANN, F. (1966): Die interstitielle Fauna im Elbe-Aestuar. Verbreitung und Systematik.- *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 31 (Elbe-Aestuar 3): 1-279.
- RIEß, W. (1993): Zusammensetzung und Dynamik einer Nematodengesellschaft in einem sulfidbeeinflussten Wattgebiet der Elbe.- *Dipl. Univ. Hamburg.*
- RINGELBAND, U. (1994): Aufwuchsuntersuchungen in der Elbe an im Wasserbau eingesetzten Materialien - Methodische Überlegungen.- In: KARBE, L., K. MÄDLER & J. WESTENDORF (Hrsg.): *Biologische Effekte von Schadstoffen und toxisches Potential von Wasser und Sediment in Elbe und Nordsee (BIOTOX ELBE/BIOTOX Nordsee) II.*- *Ber. ZMK Univ. Hamburg* E7: 11-14.
- ROHDE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße.- *Mitt. Franzius-Inst. Wasserbau Küsteningenieurwesen Univ. Hannover* 36: 17-241.
- ROY, H. (1937): Untersuchungen über die Detritusfauna im Abwassergebiet bei Hamburg.- *Arch. Hydrobiol.* 32: 115-161.

- RÜHMANN, D. (1954/1955): Das Plankton eines Hamburger Hafenkanals. (Über das Ergebnis einer Gemeinschaftsarbeit der Planktonarbeitsgruppe der Mikrobiologischen Vereinigung Hamburg).- Mikrokosmos 44: 230-233.
- RÜHMANN, D. (1956/1957): Planktonuntersuchungen der Hamburger Arbeitsgruppe (Bericht und Diskussion).- Mikrokosmos 46: 124-126.
- SCHÄFER, B. & H. HARMS (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 5. Distribution of different ammonia-oxidizing bacteria in the river Elbe downstream of Hamburg at low and normal oxygen concentrations.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Aestuar 7): 77-82.
- SCHÄFER, B. & H. HARMS (1996): Occurrence of different ammonia-oxidizing bacteria in the river Elbe between Hamburg und Glückstadt.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 141-148.
- SCHIEMENZ, P. (1914 a): IV. Gutachten über die Hamburger Fischgewässer. I. Teil. Die Verunreinigung der Elbe.- Z. Fischerei 14: 66-83.
- SCHIEMENZ, P. (1914 b): IV. Gutachten über die Hamburger Fischgewässer. V. Teil. Die Einwirkung der Sielabwässer von Hamburg-Altona auf den Altonaer Hafen.- Z. Fischerei 14: 84-88.
- SCHLIENZ, W. (1922): Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe.- Arch. Hydrobiol. 14: 429-452.
- SCHMIDT, C. (1989): Zur Ökologie des sulfidtoleranten Nematoden-Genus *Tobrillus* ANDRÁSSY 1959 aus dem Elbwatt.- Dipl. Univ. Hamburg.
- SCHNACKENBECK, W. (1924): Chinesische Krabben in der Unterelbe.- Fischerbote 16: 31-33.
- SCHULZ, H. (1958): Die Einwirkungen des Salzgehaltes auf das Plankton der Elbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- SCHULZ, H. (1961): Qualitative und quantitative Planktonuntersuchungen im Elbe-Aestuar.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 26 (Elbe-Aestuar 1): 5-105.
- SCHULZ, H. (1964): Die Tintinnoinea des Elbe-Aestuars.- Arch. Fischereiwiss. 15: 216-225.
- SCHULZ, M.G. (1993): Biomasse, Primärproduktion, Entstehung und Sedimentfestlegung von *Vaucheria*-Rasen in der Tide-Elbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- SCHULZ-STEINERT, M.G. & L. KIES (1996): Biomass and primary production of algal mats produced by *Vaucheria compacta* (Xanthophyceae) in the Elbe estuary (Germany).- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 159-174.
- SCHUMACHER, A. (1961): Die biologischen Verhältnisse in Nebenflüssen der Unterelbe. (Untersuchungen im Tidegebiet von Este, Lühe, Schwinge und Oste).- Arch. Hydrobiol./Suppl. 26 (Elbe-Aestuar 1): 185-219.
- SEELIG, A. (1993): Primärproduktionsmessungen an *Phragmitis australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD. im Elbe-Aestuar.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 75 (Untersuch. Elbe-Aestuar 6): 325-340.
- SEEMANN, B. (1993): Biomasse und Produktion benthischer Mikroalgen in der mesohalinen bis polyhalinen Zone des Elbe-Ästuars (Neufelder Watt).- Dipl. Univ. Hamburg.

- SELK, H. (1908): Beiträge zur Kenntnis der Algenflora der Elbe und ihres Gebietes.- Jb. Hamburger Wiss. Anstalten 25, 1907: 1-119.
- SELK, H. (1918): Beiträge zur Kenntnis der Algenflora der Elbe und ihres Gebietes II.- Jb. Hamburger Wiss. Anstalten 35, 1917 (Mitt. Inst. Allg. Bot. Hamburg 3): 1-16.
- SIEFERT, W. & J. JENSEN (1993): Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe.- Hansa 10: 119-125.
- SIMON, W.G. (1952): Untersuchungsergebnisse an Grundproben aus dem Gebiet der Außenelbe und ihre Ausdeutung hinsichtlich der Sandwanderung 1949/1959.- Mitt. Geol. Landesamt 1.
- SIMON, W.G. (1953): Untersuchungsergebnisse an Grundproben aus dem Gebiet der Elbe zwischen Scheelenkuhlen und Cuxhaven und ihre Ausdeutung hinsichtlich der Sandwanderung 1951.- Mitt. WSD Hamburg 8.
- SOLTANPOUR-GARGARI, A. & S. WELLERSHAUS (1987): Very low salinity stretches in estuaries - the main habitat of *Eurytemora affinis*, a plankton copepod.- Meeresforsch. 31: 199-208.
- SOWOTZKI, S., M. SOBOTKA & H. HARMS (1996): The importance of suspended particulate matter for distribution and survival of fecal coliform bacteria in the River Elbe near Hamburg.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 53-63.
- STADEL, O. (1936): Nahrungsuntersuchungen an Elbfischen.- Z. Fischerei 33: 45-61.
- STADIE, V. (1982): Produktion und Biomasse des autotrophen und heterotrophen Planktons im Hamburger Hafen.- Dipl. Univ. Hamburg.
- STEEGE, V. (1991): Untersuchungen über den Einfluss des Elbwassers auf den Tidebereich der Este - Heterotropher Aufwuchs.- Dipl. Univ. Hamburg.
- STEEGE, V., H.-J. KRIEG & H. KAUSCH (1996): Heterotrophic aufwuchs and water quality in the River Este and the Hahnöfer Nebenelbe (Elbe estuary, Northern Germany).- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 175-198.
- STEINER, G. (1917/1918): Studien an Nematoden der Niederelbe. I. Teil, Mermithiden.- Mitt. Hamburger Zool. Mus. Inst. 35: 75-100.
- STEINER, G. (1920): Beiträge zur Kenntnis mariner Nematoden.- Zool. Jb. (Abt. Syst.) 44: 1-68.
- STROHMEYER, O. (1897): Die Algenflora des Hamburger Wasserwerkes.- Warnecke, Leipzig.
- SUDWISCHER, A. (1993): Zum Vorkommen des Crustaceenplanktons in den Becken des Hamburger Hafens unter besonderer Berücksichtigung der räumlichen Verteilung von Cladoceren und Copepoden.- Staatsexamensarbeit Univ. Hamburg.
- SÜNDERMANN, J. (1992): Das Stromsystem der Unterelbe - natürliche Variabilität und künstliche Veränderungen.- In: KAUSCH, H. (Hrsg.): Die Unterelbe - Natürlicher Zustand und Veränderung durch den Menschen.- Ber. ZMK Univ. Hamburg 19: 33-47.
- TENT, L. (1974): Untersuchungen über die Verteilung des tierischen Bewuchses auf exponierten Platten in verschiedenen Bereichen des Hamburger Hafens.- Dipl. Univ. Hamburg.

- TENT, L. (1979): Aufwuchs-Untersuchungen im Hamburger Hafen. Entwicklung und Struktur einer Biocoenose unter dem Einfluß häuslicher und industrieller Abwässer.- Hamburg. Küstenforsch. 39.
- TENT, L. (1981): Der Aufwuchs im Hamburger Hafen. Struktur einer Biocoenose in einem Belastungszentrum des Elbe-Aestuars.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuch. Elbe-Aestuar 5): 1-58.
- THIEL, R. (1995): Die Fischfauna der Tideelbe - historische Entwicklung, gegenwärtiger Zustand, fischereiliche Perspektive.- In: DERKSEN, D. & M. WERNER (Hrsg.): 31. Ökologie-Forum 11. 5. 1995 Umweltbehörde Hamburg: 64-71.
- THIEL, R., T. MEHNER, B. KÖPCKE & R. KAFEMANN (1996): Diet niche relationships among early life stages of fish in German estuaries.- Mar. Freshwater Res. 47: 123-136.
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFEMANN & W. NELLEN (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary.- J. Fish Biol. 46: 47-69.
- THIEMANN, K. (1934): Das Plankton der Flußmündungen.- Wiss. Ergeb. Dtsch. Atlantik Exped. Meteor. 12: 199-273.
- TIMM, R. (1893/1894): Ueber die Flora der Hamburger Wasserkasten vor Betriebs-Eröffnung der Filtrations-Anlagen.- Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 3: 1-14.
- TIMM, R. (1903): Copepoden. VI. Hamburgische Elb-Untersuchung.- Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst. 20 (1902): 291-309.
- TIMM, R. (1905): Cladoceren. VII. Hamburgische Elb-Untersuchung.- Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst. 22 (1904): 227-276.
- TIMM, W. (1976): Leitformen des Schlickaufwuchses und des Planktons im mesohalinen Bereich des Elbe-Aestuars.- Dipl. Univ. Hamburg.
- VOLK, R. (1901): Die bei der Hamburgischen Elbe-Untersuchung angewandten Methoden zur quantitativen Ermittlung des Planktons.- Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 18 (1900): 137-182.
- VOLK, R. (1903): Hamburgische Elb-Untersuchungen. I. Allgemeines über die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg und über die Einwirkung der Sielwässer auf die Organismen des Stromes.- Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 19 (1901): 65-154.
- VOLK, R. (1906): Hamburgische Elb-Untersuchungen. VIII. Studien über die Einwirkung der Trockenwetterperiode im Sommer 1904 auf die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg. Mit einem Nachtrag über chemische und planktologische Methoden.- Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 23 (1905): 1-101.
- VOLK, R. (1907): Mitteilungen über die biologische Elbe-Untersuchung des Naturhistorischen Museums zu Hamburg.- Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 15: 1-54; Nachdruck 1908 in Z. Fischerei 14: 30-65.
- VOLK, R. (1910 a): Die Bedeutung der Sielabwässer von Hamburg-Altona für die Ernährung der Elbfische.- Fischerbote 2: 57-60.
- VOLK, R. (1910 b): Die Bedeutung der Sielabwässer von Hamburg-Altona für die Ernährung der Elbfische.- Fischerbote 2 : 84-89.
- WATERMANN, B. & V. SCHACHT (1990): Effektivität und Notwendigkeit von Antifoulinganstrichen auf Sportbooten in Binnengewässern.- UBA FB 12605012.

- WILKEN, R.-D., H. CHRISTIANSEN, H.-U. FANGER, N. GREISER, S. HAAR, W. PULS, H. REINCKE, D. SPOTT & M. VOLLMER (1991): Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe.- GKSS 91/E/35: 167-189.
- WILTSHIRE, K.H. (1992): Untersuchungen zum Einfluß des Mikrophytobenthos auf den Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wasser in der Tide-Elbe.- Diss. Univ. Hamburg.
- WILTSHIRE, K., C.-D. GEISSLER, F. SCHROEDER & H.-D. KNAUTH (1996): Pigments in suspended matter from the Elbe estuary and the German Bight: their use as marker compounds for the characterisation of suspended matter and the interpretation of heavy metal loadings.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 53-63.
- WOLFSTEIN, K. (1990): Aufnahme organischer Kohlenstoffverbindungen durch das Phytoplankton in der Elbe.- Dipl. Univ. Hamburg.
- WOLFSTEIN, K. (1996): Untersuchungen zur Bedeutung des Phytoplanktons als Bestandteil der Schwebstoffe für das Ökosystem Tide-Elbe.- Diss. Univ. Hamburg.
- WOLFSTEIN, K. & L. KIES (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 3. Variations in phytoplankton pigments in the Elbe estuary before and during the oxygen minima in 1992 and 1993.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 39-54.
- YASSERI, S. & L. KARBE (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary. 2. Amino acid pools and microbial proteolytic activity during an oxygen deficit situation in the lower Elbe River.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7): 27-37.
- ZIMMERMANN, H. (1995): Untersuchungen zur Bedeutung der Protozoen in der Tide-Elbe.- Erweiterte Zusammenfassung Jahrestagung DGL Hamburg: 667-669.
- ZIMMERMANN, H. (1997): The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary.- AME 13: 37-46.
- ZIMMERMANN, H. (einger): Ästuar.- In: VON TÜMPLING, W. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung.- Fischer-Verlag, Jena.
- ZIMMERMANN, H., H. HOLST & S. MÜLLER (1988): Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe Estuary.- Estuaries.
- ZIMMERMANN, H. & H. KAUSCH (1996): Microaggregates in the Elbe Estuary: structure and colonization during spring.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 48: 85-92.

7.2.2 Ergänzende Literatur

- AGATHA, S. (1995): Taxonomie und Ökologie ausgewählter planktischer und tycho-pelagischer Ciliaten (Protozoa, Ciliophora) des Speicherkoogs Dithmarschen und des Beltringharder Koogs.- Diss. Univ. Hamburg.
- ALLDREDGE, A.L. & M.W. SILVER (1988): Characteristics, dynamics and significance of marine snow.- Progr. Oceanogr. 22: 41-82.
- AZAM, F., T. FENCHEL, J.G. FIELD, J.S. GRAY, L.A. MEYER-REIL & F. THINGSTAD (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 10: 257-263.

- BEATTIE, D.M. & H. DE KRUIF (1978): Population dynamics and biomass production of *Neomysis integer* (Leach) in the Berguimermeer.- Verh. Int. Ver. Limnol. 20: 2566-2571.
- BOAK, A.C. & R. GOULDER (1983): Bacterioplankton in the diet of the calanoid copepod *Eurytemora* sp. in the Humber Estuary.- Mar. Biol. 73: 139-149.
- BURSCHE, E., H. KÜHL & H. MANN (1959): Beziehungen zwischen dem Chemismus und der Phytoplanktonentwicklung auf der unteren Weser.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 44: 277-298.
- CASPERS, H. & L. KARBE (1967): Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 52: 145-162.
- CASTEL, J. (1993): Long-term distribution of zooplankton in the Gironde estuary and its relation with river flow and suspended matter.- Cah. Biol. Mar. 34: 145-163.
- CHERVIN, M.B. (1978): Assimilation of particulate organic carbon by estuarine and coastal copepods.- Mar. Biol. 49: 265-278.
- CRUMP, B.C. & J.A. BAROSS (1996): Particle-attached bacteria and heterotrophic plankton associated with the Columbia River estuarine turbidity maxima.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 138: 265-273.
- DEV (1996): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Band IV, Gruppe M.- VCH Verlagsges. Weinheim 33. Lieferung.
- DEVENTER, B. & C. HECKMAN (1996): Effects of prolonged darkness on the relative pigment content of cultured diatoms and green algae.- Aquatic Sc. 58: 241-252.
- EISMA, D. (1986): Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries.- Neth. J. Sea Res. 20: 183-199.
- EISMA, D. (1992): Suspended Matter in the Aquatic Environment.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- GEESEY, G.G. (1982): Microbial exopolymers: ecological and economic considerations.- ASM News 48: 9-14.
- GROSSART, H.-P. & M. SIMON (1993): Limnetic macroscopic organic aggregates (lake snow): Occurrence, characteristics, and microbial dynamics in Lake Constance.- Limnol. Oceanogr. 38: 532-546.
- HEINLE, D.R. & D.A. FLEMER (1975): Carbon requirements of a population of the estuarine copepod *Eurytemora affinis*.- Mar. Biol. 31: 235-247.
- HEINLE, D.R., R.P. HARRIS, J.F. USTACH & D.A. FLEMER (1977): Detritus as food for estuarine copepods.- Mar. Biol. 40: 341-353.
- HÜNEMÖRDER, C. (1987): Zur Geschichte der Botanik in Hamburg bis 1945.- Ber. Dtsch. Bot. Ges. 100: 215-232.
- HUSTEDT, F. (1939): Die Diatomeenflora des Küstengebietes der Nordsee vom Dollart bis zur Elbemündung.- Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 31: 572-677.
- JEFFRIES, H.P. (1962): Salinity space distribution of the estuarine copepod genus *Eurytemora*.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 47: 291-300.
- JÜRGENS, K., H. ARNDT & H. ZIMMERMANN (im Druck): Impact of metazoan and protozoan grazers on bacterial biomass distribution in microcosm experiments.- AME

- KALTENBÖCK, E. & G. HERNDL (1992): Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic community associated with marine snow.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 87: 147-159.
- KATONA, S.K. (1971): The development stages of *Eurytemora affinis* (POPPE) raised in laboratory cultures, including a coparison with the larvae of *E. americana* Williams and *E. herdmani* Thompson and Scott.- Crustaceana 21: 5-19.
- KRIEG, H.-J. (einger.): Mikrobenthon.- In: FRIEDRICH, G. & W. VON TÜMPLING (Hrsg.): Handbuch der Biologischen Untersuchungsmethoden. Fischer Verlag, Jena.
- LAYBOURN-PARRY, J., A. ROGERSON & D.W. CRAWFORD (1992): Temporal patterns of protozooplankton abundance in the Clyde and Loch Striven.- Estuar. Coast. Shelf Sci. 35: 533-545.
- MEYER, S. (1985): Experimentelle Untersuchungen zum Bakterien-Grazing ausgewählter Zooplankton-Arten.- Diss. Univ. Hamburg.
- MILLER, C.B. (1983): The zooplankton of estuaries.- In: KETCHUM, B.K. (Hrsg.): Estuaries and enclosed seas. Ecosystems of the world 26: 103-143.
- PANNING, A. (1956): Beiträge zur Geschichte des Zoologischen Staatsinstituts und Zoologischen Museums in Hamburg.- Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst. 54: 1-20.
- PAUW, N. DE (1973): On the distribution of *Eurytemora affinis* (Poppe) (Copepoda) in the Western Scheldt estuary.- Verh. Int. Ver. Limnol. 18: 1462-1472.
- POSCH, T. & H. ARNDT (1996): Uptake of sub-micrometre- and micrometre-sized detrital particles by bacterivorous and omnivorous ciliates.- AME 10: 45-53.
- PRECHT, H. (1935): Epizoen der Kieler Bucht.- Nova Acta Leopoldina N.F. 3: 405-474.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1971): Biology of brackish water.- Die Binnengewässer 25.
- RIEDEL-LORJÉ, J. C., S. NEHRING, K.-J. HESSE & S. AGATHA (1998): Plankton und Nährstoffe in Brackwasserbecken am Rande des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres unter besonderer Berücksichtigung der Ciliaten und Dinoflagellaten-Dauerstadien sowie blütenbildender und toxischer Formen.- UBA-FB 108 02 085/01.
- RIXEN, J.U. (1964): Kleinturbellarien aus dem Litoral der Binnengewässer Schleswig-Holsteins.- Arch. Hydrobiol. 57: 464-538.
- ROGERSON, A. & J. LAYBOURN-PARRY (1992 a): Aggregate dwelling protozooplankton communities in estuaries.- Arch. Hydrobiol. 125: 411-422.
- ROGERSON, A. & J. LAYBOURN-PARRY (1992 b): The abundance of marine naked amoeba in the water column of the Clyde Estuary.- Estuar. Coast. Shelf Sci. 34: 187-196.
- ROMAN, M.R. (1984): Utilisation of detritus by the copepod *Acartia tonsa*.- Limnol. Oceanogr. 29: 949-959.
- ROSENBERG, M. & S. KJELLEBERG (1986): Hydrophobic interactions: role on bacterial adhesion.- Adv. Microb. Ecol. 9: 353-393.
- SCHULZE, M. (1990): Zur Dynamik des Schwebstoffhaushaltes in Brackwassergebieten am Beispiel der Ems.- Mitt. Leichtweiss. Inst. Wasserbau Braunschweig 108: 1-153.

- SHANKS, A.L. & E.W. EDMONDSON (1990): The vertical flux of metazoans (holoplankton, meiofauna, and larval invertebrates) due to their association with marine snow.- *Limnol. Oceanogr.* 35: 455-463.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1949): zitiert in ODUM, E.P. (1983): *Grundlagen der Ökologie*.- Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2. Aufl.
- SLADECEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view.- *Arch. Hydrobiol., Beih. Ergeb. Limnol.* 7: 1-218.
- SOMMER, U. (1994): *Planktologie*.- Springer Verlag.
- VUORINEN, I. (1987): Vertical migration of *Eurytemora* (Crustacea, Copepoda): a compromise between the risk of predation and decreased fecundity.- *J. Plankton Res.* 9: 1037-1046.
- WILTSHIRE, K. (1995): Pigments in particulate matter - their use as a classification tool and versatility for use in applications in estuarine environments.- In: SALOMONS, W., B. BAYNE, C.H. HEIP & K. TURNER (Hrsg.): *Changing Estuarine and Coastal Environments*, EERO Workshop, GKSS-Research Centre Geesthacht: 77-82.
- ZIMMERMANN, R. (1975): *Entwicklung und Anwendung von fluoreszenz- und rasterelektronenmikroskopischen Methoden zur Entwicklung in Wasserproben*.- Diss. Univ. Kiel.