

Berichte  
aus dem  
Institut für Meereskunde  
an der  
Christian-Albrechts-Universität Kiel  
Nr. 176

AUSWIRKUNGEN VON SAUERSTOFFMANGEL  
AUF DIE BODENFAUNA DER  
KIELER BUCHT

EFFECTS OF OXYGEN DEPLETION  
ON THE BOTTOM FAUNA  
OF KIEL BAY

von

Michael Weigelt

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden von:  
Institut für Meereskunde  
Abt. Meeresbotanik  
Düsternbrooker Weg 20  
2300 Kiel

ISSN 0341-8561

Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen  
Fakultät der Universität Kiel, 1987

## Zusammenfassung

Der außergewöhnlich schwere Sauerstoffmangel des Sommers 1981 und ein weiteres Sauerstoffmangelereignis 1983 waren der Anlaß, die langfristigen Folgen von Sauerstoffmangel auf das Benthos der Kieler Bucht zu untersuchen. Gegenstand der Untersuchungen ist die im Rinnensystem der Kieler Bucht unterhalb 20 m Tiefe (unterhalb der Sprungschicht) lebende Abra-alba-Gemeinschaft. Die Studie basiert auf folgenden Daten: Hydrographie: eigene Untersuchungen 1983 - 1985 auf 13 Stationen (T, S, O<sub>2</sub>); Daten vom Feuerschiff Fehmarnbelt 1975 - 1984 (T, S, Oberflächenstrom); Daten von Boknis Eck 1957 - 1981 (T, S, O<sub>2</sub>). Makrozoobenthos: eigene Untersuchungen an 15 Stationen (van-Veen-Greifer, 0,1 m<sup>2</sup>) 1981 - 1986; unpublizierte Daten von anderen Wissenschaftlern 1968 - 1981; publizierte Daten 1953 - 1965. Fischerei: Grundschleppnetzfänge auf 7 Schleppstrecken 1981 - 1985.

Das Benthos im Rinnensystem der Kieler Bucht lebt entlang einem Gradienten zwischen Regionen dicht am Großen Belt und weit davon entfernt im Südwesten der Bucht. Dieser Gradient wird wesentlich von den Sauerstoffbedingungen geprägt. Im Südwesten der Kieler Bucht (Boknis Eck) haben sich die Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser seit 1957 deutlich verschlechtert. Der Vergleich der Daten von Boknis Eck mit solchen aus dem Fehmarnbelt macht deutlich, daß jeder deutlich erkennbare Einstrom salzreichen Tiefenwassers aus dem Kattegat in die Ostsee auch im Südwesten der Kieler Bucht nachweisbar ist, nur wenige Wochen später als im Fehmarnbelt. Im Sommer ist der Sauerstoffgehalt des einströmenden Tiefenwassers oft schon beim Eintritt in die Kieler Bucht sehr gering. Dies scheint eine wesentliche Ursache für die Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen in der Kieler Bucht zu sein.

Der beträchtliche Rückgang des Dorschbestandes in der Kieler Bucht läßt sich möglicherweise als Ausweichen vor den schlechten Sauerstoffverhältnissen erklären.

Sauerstoffmangel mit der Folge von Massensterben im Benthos gab es 1960, 1964, 1967, 1972, 1975, 1980, 1981 und 1983 - 1985. Der Sauerstoffmangel 1981 war die schwerste Katastrophe, die je in der Kieler Bucht beobachtet worden ist, die einzige, die das gesamte Rinnensystem betraf. Die Biomasseverluste lassen sich quantifizieren für 1967 (1206 Tonnen AFTG = 65 %), 1981 (3034 Tonnen AFTG = 99 %) und 1983 (1456 Tonne AFTG = 67 %). Die Muscheln Arctica und Astarte, die überlebten, sind in diesen Zahlen nicht enthalten. Ihre Biomasse beträgt ungefähr 90 % der Gesamtbioasse der Abra-alba-Gemeinschaft in der Kieler Bucht, so daß in Wirklichkeit nur rund 10 % der Gesamtbioasse durch Sauerstoffmangel vernichtet wurden. Abgesehen von diesen Muscheln konnten jedoch nur einige Vertreter von Corbula, Mya, Mysella, Heteromastus und Halicryptus überleben. Diastylis und Harmothoe konnten ausweichen und schnell zurückkehren, sobald wieder oxische Bedingungen herrschten.

Die Artenfolge bei der Wiederbesiedelung der verödeten Gebiete entsprach 1981/82 dem allgemeinen Schema von Opportunistenphase (Capitella, Polydora) und post-Opportunistenphase (Abra, Nephtys, Pectinaria, Scoloplos, Terebellides) und dauerte 2 Jahre. 1983 wurde die Wiederbesiedelung von Vertretern der post-Opportunistenphase (Abra, Nephtys, Pectinaria, Scoloplos) eröffnet. Ein Massenvorkommen von Capitella (nur 1981/82) zeigt möglicherweise besonders schwere Katastrophen wie das Auftreten hoher Konzentrationen von Schwefelwasserstoff an, während Polydora Störungen jeglicher Art anzuzeigen scheint.

Einige Arten starben 1981 aus und wurden seitdem nicht mehr gefunden. Andere wurden merklich reduziert: Nephtys und Terebellides. Obwohl Arctica eine der gegen Sauerstoffmangel tolerantesten Arten ist, überstiegen 1985 die schlechten Sauerstoffverhältnisse die Fähigkeiten dieser Muschel, und möglicherweise starb sie bei Boknis Eck aus. Regionale Unterschiede in der Schalendicke deuten auf unterschiedliche Ausnutzung der Nahrung hin, abhängig von den Sauerstoffverhältnissen. Viele Arten wurden nach 1981 sehr häufig, besonders im Nordosten der Kieler Bucht, wo Sauerstoffmangel eine Ausnahme ist. Einige dieser Arten sind typische Indikatoren für organische Verschmutzung (z.B. Heteromastus, Polydora, Scoloplos), andere sind Räuber, die sich von den zahlreichen kleinen Polychaeten ernähren, z.B. Halicryptus, der nach dem Sauerstoffmangel der Jahre 1967 und 1981 das gesamte Rinnensystem besetzte. Der wesentliche Vorteil für diese Art bestand vermutlich in der zeitweiligen Vernichtung ehemals dominanter Bestände des Räubers Nephtys.

Verschiedene Ursachen für die Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur werden diskutiert. Erstens war Sauerstoffmangel die Ursache für Vernichtung oder Rückgang mancher Arten. Alle Arten, die häufiger wurden, sind tolerant gegen organische Verschmutzung. Daher ist zweitens erhöhter Eintrag organischer Substanzen der Grund für die Strukturveränderungen. Veränderungen in der Hydrographie oder im Fraßdruck durch demersale Fische scheinen dagegen von geringer Bedeutung zu sein.

### Summary

The extraordinary severe oxygen depletion in summer 1981, followed by a similar event in 1983 caused investigations about longterm effects of oxygen depletion on the benthic fauna in Kiel Bay. Object of investigations is the Abra-alba-community living in the channel system of Kiel Bay below 20 m depth (below the halocline). The study is based on following data: Hydrography: own investigations 1983 - 1985 on 13 stations (T, S, O<sub>2</sub>); data from lightvessel Fehmarnbelt 1975 - 1984 (T, S, surface current); data from Boknis Eck 1957 - 1981 (T, S, O<sub>2</sub>). Macrozoobenthos; own investigations 1981 - 1986 (15 stations, van-Veen-grab 0.1 m<sup>2</sup>); unpublished data from other scientists 1968 - 1981; published data 1953 - 1965. Fisheries: bottom-trawl catches on 7 tracks 1981 - 1985.

The benthic fauna in the channel system of Kiel Bay lives along a gradient between areas next to the Great Belt and areas far from the Great Belt in the southwestern part of the Bay. This gradient is mainly influenced by oxygen conditions. In the deepwater of the southwestern part of Kiel Bay (Boknis Eck) the oxygen conditions deteriorated significantly since 1957. Comparing data from Boknis Eck and Fehmarnbelt, it could be demonstrated, that each obvious influx of saltrich deepwater from the Kattegat to the Baltic can be detected in the southwestern part of Kiel Bay, just a few weeks later than in Fehmarnbelt. In summer the oxygen content of the inflowing deepwater is often very low when entering Kiel Bay. This seems to be an important reason for the deterioration of oxygen conditions of Kiel Bay. The considerable reduction of cod stock since 1985 in Kiel Bay can possibly be explained as an escape from the bad oxygen conditions.

Oxygen depletion followed by mass mortalities of benthic fauna occurred in 1960, 1964, 1967, 1972, 1975, 1980, 1981 and 1983 - 1985. The oxygen depletion in 1981 was the severest catastrophe which has ever been observed in Kiel Bay, the only one, which covered the entire channel system. The losses of total biomass are quantifiable for 1967 (1206 tons AFDW = 65 %), 1981 (3034 tons AFDW = 99 %) and 1983 (1456 tons AFDW = 67 %). These values do not include the big clams Arctica and Astarte, which survived. Their biomass is about 90 % of total benthic biomass of the Abra-alba-community in Kiel Bay. So in reality only about 10 % of total biomass were extinguished by oxygen depletion. Apart from these clams only a few specimen of Corbula, Mya, Mysella, Heteromastus and Halicryptus could survive. Diastylis and Harmothoe were able to emigrate and to return quickly after oxic conditions had been reestablished.

The recovery of the defaunated areas followed in 1981/82 the general succession pattern of opportunistic (Capitella, Polydora) and post-opportunist phase (Abra, Nephtys, Pectinaria, Scoloplos, Terebellides) and lasted for 2 years. In 1983 species of the post-opportunistic phase (Abra, Nephtys, Pectinaria, Scoloplos) started the recolonisation. A mass occurrence of Capitella (only in 1981/82) possibly indicates specially severe catastrophes as the appearance of high concentrations of hydrogen sulphide, whereas Polydora indicates each kind of disturbance.

A few species died out in 1981 and were never found again. Some other species were remarkably reduced: Nephtys and Terebellides. Although Arctica is one of the most tolerant species against oxygen deficiency, in 1985 the oxygen depletion in the southwestern part of Kiel Bay overcharged the ability of this clam, and possibly it died out at Boknis Eck. The regional difference in shell thickness indicates differences in food utilization due to oxygen conditions. Several species became much more abundant after 1981, specially in the north-eastern part of Kiel Bay, where oxygen depletion is an exception. Some of these species are typical indicators for organic pollution (e.g. Heteromastus, Polydora, Scoloplos), some others are predators, which feed on the abundant small polychaetes, for example Halicryptus, which occupied the entire channel system after oxygen depletion in 1967 and 1981. The main advantage for this species seems to be the temporary extinction of previous dominant stocks of the predator Nephtys.

Several reasons for changes in community structure are discussed. Oxygen depletion caused extinction or reduction of some species. All species, which became more abundant, are tolerant against organic pollution. So an increasing input of organic substances seems to be another important reason for changes in community structure. Changes in hydrography or predation by demersal fish may be of less importance.

## Dank

Meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Sebastian A. Gerlach, danke ich für die Überlassung eines hochinteressanten und ergiebigen Themas, einen mit Projektmitteln großzügig ausgestatteten Arbeitsplatz, zahllose wichtige Anregungen bei der Durchsicht des Manuskripts und ein Interesse und Verständnis für die Populationsdynamik, das nicht nur der Kieler Bucht, sondern auch meiner Familie galt.

Herr Prof. Dr. Wolf E. Arntz stellte mir eine Fülle unpublizierter Benthosdaten zur Verfügung, ohne die viele Ergebnisse und Erkenntnisse nicht möglich gewesen wären. Unpublizierte Daten überließen mir auch Tomas Gröhsler, Heinrich Heuser, Dr. Heye Rumohr und Dr. Peter Seifert. Dem Deutschen Hydrographischen Institut danke ich für den schnellen und unkomplizierten Datenaustausch.

Meine Arbeit basiert auf einer gewaltigen Datenmenge, die ohne Rechnerhilfe nicht zu bewältigen ist. Wolfgang Hukriede unterzog sich der Sisyphos-Arbeit, die Daten aufzubereiten, in einer Datenbank einzuordnen und zu Tabellen und Abbildungen zu verarbeiten.

Hauptquelle meiner Ergebnisse war ein vierjähriges Seefahrtprogramm. Meinem Kollegen Axel Temming danke ich für die gute Zusammenarbeit bei Planung und Durchführung der Fahrten. Herrn Kapitän Volker Ohl und der Mannschaft der "Littorina" danke ich für Interesse und Hilfsbereitschaft und ein freundschaftliches Arbeitsklima an Bord, ebenso Herrn Kapitän Hans Sichau und der Mannschaft der "Alkor". Die Fahrten wären ohne eine Vielzahl von freiwilligen Helfern nicht durchführbar gewesen, die sich auch durch 16-Stunden-Tage "im Fisch" bei Schneetreiben und 6 Bft. nicht vergraulen ließen. Alles in allem: es hat sehr viel Spaß gemacht.

Dank sei auch den Kollegen, die einen großen Teil der Proben mit großer Akribie sortierten, insbesondere Frank Buhs, Tomas Gröhsler und Nikolai Mumm. Herr Dr. Fritz Gosselck in Rostock gab mir entscheidende taxonomische Hinweise.

Eine wichtige Hilfe war mir das freundschaftliche Verhältnis mit den Kollegen der benthosökologischen Arbeitsgruppe Tom Brey, Wolfgang Hukriede, Heidi Kähler-Vogel, Peter Krost, Marina Romero-Wetzel, Dr. Heye Rumohr, Wolfgang Stotz, Katrin Trutschler und Renate Wrage, die stets ein offenes Ohr für kleine und große Probleme hatten. Insbesondere stellte mir Dr. Heye Rumohr seine umfangreiche Literatursammlung zur Verfügung, und Tom Brey beriet mich in Fragen der Statistik.

Für die Anfertigung vieler Abbildungen danke ich Heidi Kähler-Vogel und Sabine Trier.

Schließlich danke ich meiner lieben Frau Christine, die mir stets den nötigen moralischen Rückhalt bot und auch in der etwas chaotischen Endphase nicht an mir zweifelte. Und ich danke meinen Kindern Friederike (geb. am 18.6.86) und Martin (geb. am 30.10.87), die zwar die Fertigstellung der Arbeit nicht gerade beschleunigten, mich aber stets daran erinnern, für wen ich das alles tue.

Ich widme diese Arbeit dem Andenken an Dr. Liselotte Schütz (gest. 31.3.1986), Willi Wirgenings (gest. 11.5.1986) und Hans Lewandowski (gest. 13.7.1986).

Die Arbeit stellt den Abschlußbericht des Teilvorhabens 8 ("Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht") im Projekt "Eutrophierung der Nord- und Ostsee" (Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215) des Umweltbundesamtes dar, dem ich für die großzügige Förderung danke.

# INHALT

	Seite
Zusammenfassung - Summary	I
Dank	IV
1 EINLEITUNG	1
2 MATERIAL UND METHODEN	3
2.1 Die Kieler Bucht und das Untersuchungsgebiet	3
2.2 Das Untersuchungsgebiet: Ausdehnung, Aufteilung, Stationen	4
2.3 Sedimentanalyse	7
2.4 Hydrographie	7
2.4.1 Feuerschiff Fehmarnbelt	8
2.4.2 Eigene Messungen	8
2.5 Makrozoobenthos	11
2.5.1 Die Herkunft der verwendeten Daten	11
2.5.2 Probennahme	13
2.5.3 Aufarbeitung der Proben	14
2.5.4 Bestimmung der Biomasse, Umrechnungsfaktoren	15
2.5.5 Untersuchungen an <u>Arctica islandica</u>	15
2.6 Fischerei	16
3 ERGEBNISSE	18
3.1 Sedimente	18
3.2 Hydrographie	20
3.2.1 Feuerschiff Fehmarnbelt (Januar 1975 bis März 1984)	20
3.2.2 Kieler Bucht (1982 - 1987)	37
3.3 Makrobenthos	60
3.3.1 Süderfahrt, Stationen 18, 19 und 20 (1968 - 1972, 1975 - 1986)	60
3.3.1.1 1968 bis August 1981	63
3.3.1.2 September 1981 bis Februar 1986	73
3.3.2 Millionenviertel, Stationen 14 und 16 (1968 - 1972, 1975 - 1980, 1982, 1984/85)	88

	Seite	
3.3.2.1	1968 bis 1980	90
3.3.2.2	1982 bis 1985	97
3.3.3	Hohwachter Bucht, Stationen 5 und 6 (1968/69 und 1981 - 1985)	104
3.3.4	Vejsnäs-Rinne, Stationen 8 und 9 (1968/69, 1980, 1984/85)	116
3.3.5	Dorschmulde, Station 4 (1968/69 und 1981 - 1985)	127
3.3.6	Westgebiet, Stationen 1, 2 und 3 (1968/69 und 1984/85)	135
3.3.7	Boknis Eck, Station 10 (1977/78 und 1980 - 1985)	152
3.3.8	Wattenbergrinne, Station 7 (1984/85)	163
3.3.9	<u>Arctica islandica</u>	165
3.3.9.1	Vorkommen auf den Stationen	165
3.3.9.2	Rekrutierung	170
3.3.9.3	Veränderung der Schalendicke	174
3.3.9.4	Befall mit dem Nemertinen <u>Malacobdella grossa</u>	177
3.3.10	Vorkommen von <u>Astarte</u> spp.	180
3.4	Fischerei	185
3.4.1	Reaktion der Fische auf Sauerstoffmangel	185
3.4.2	Arten, die in der Kieler Bucht nicht heimisch sind	189
3.4.3	Bodentiere im Grundschieppnetz, Fischnahrung	192
4 DISKUSSION		
4.1	Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht	195
4.1.1	Die Sauerstoffbedingungen bei Boknis Eck, 1957 - 1987	196
4.1.2	Import von Sauerstoffmangel durch Zustrom von Tiefenwasser	202
4.2	Der Rückzug der Dorsche aus der Kieler Bucht	207
4.3	Die unmittelbaren Folgen von Sauerstoffmangel für die Bodenfauna der Kieler Bucht	209
4.3.1	Der Verlauf des Massensterbens bei Sauerstoffmangel	209
4.3.2	Verluste an Gesamtbiomasse, Überlebende	212
4.3.2.1	1952 bis 1965	213
4.3.2.2	1968 bis 1980	215
4.3.2.3	1981 bis 1985	217
4.3.2.4	Die Sauerstoffmangeljahre im Vergleich	221

4.4	Die Regeneration der durch Sauerstoffmangel geschädigten Benthosgemeinschaft	224
4.4.1	Der Verlauf einer Wiederbesiedelung	224
4.4.2	Wiederbesiedelung nach Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht	226
4.4.2.1	Wiederbesiedelung 1961 bis 1965	226
4.4.2.2	Wiederbesiedelung nach dem Sauerstoffmangel 1967	226
4.4.2.3	Wiederbesiedelung nach dem Sauerstoffmangel 1981	227
4.4.2.4	Wiederbesiedelung nach Sauerstoffmangel 1983 und 1984	229
4.4.3	Die Rolle von <u>Capitella capitata</u> und <u>Polydora</u> spp. bei der Wiederbesiedelung	230
4.5	Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur	232
4.5.1	Ausgestorbene Arten	232
4.5.2	Arten mit reduziertem Bestand	234
4.5.2.1	<u>Arctica islandica</u>	234
4.5.2.2	<u>Nephtys</u> spp.	238
4.5.2.3	<u>Terebellides stroemi</u>	240
4.5.3	Arten mit vergrößertem Bestand	241
4.5.3.1	<u>Abra alba</u>	242
4.5.3.2	<u>Corbula gibba</u>	243
4.5.3.3	<u>Mysella bidentata</u>	244
4.5.3.4	<u>Diastylis rathkei</u>	246
4.5.3.5	<u>Pontoporeia femorata</u>	248
4.5.3.6	<u>Anaitides maculata</u>	248
4.5.3.7	<u>Heteromastus filiformis</u>	249
4.5.3.8	<u>Paraonis fulgens</u> und <u>Paraonis gracilis</u>	250
4.5.3.9	<u>Pectinaria koreni</u>	251
4.5.3.10	<u>Pherusa plumosa</u>	252
4.5.3.11	<u>Pholoe minuta</u>	253
4.5.3.12	<u>Polydora</u> spp.	253
4.5.3.13	<u>Scoloplos armiger</u>	254
4.5.3.14	<u>Trochochaeta multisetosa</u>	255
4.5.3.15	<u>Halicryptus spinulosus</u>	255
4.5.4	Die Veränderungen im Überblick	257

	Seite	
4.6	Mögliche Ursachen des Strukturwandels	261
4.6.1	Hydrographische Veränderungen	261
4.6.2	Veränderter Fraßdruck	262
4.6.3	Sauerstoffmangel	263
4.6.4	Eutrophierung	264
Literatur		268
Anhang		283

## 1 EINLEITUNG

Die vorliegende Studie entstand als Teilvorhaben 8 im Rahmen des Projekts "Eutrophierung von Nord- und Ostsee" (Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215 des Umweltbundesamtes) unter der Leitung von Prof. Dr. S.A. Gerlach. Der Anlaß, eine Arbeitsgruppe mit diesem Thema zu beauftragen, waren Meldungen über großräumigen Sauerstoffmangel mit katastrophalen Folgen für die Bodenfauna in deutschen, dänischen und schwedischen Küstengewässern in den Jahren 1981 und 1982 (Einzelheiten siehe GERLACH, 1984). Besonders erschreckend waren die Verhältnisse im Sommer 1981, als in Kieler und Mecklenburger Bucht im gesamten Tiefenwasser unterhalb der thermohalinen Sprungschicht nicht nur der Sauerstoff völlig aufgezehrt war, sondern auch hohe Konzentrationen von Schwefelwasserstoff festgestellt wurden (EHRHARDT & WENCK, 1984). Das Phänomen an sich war nicht neu, wohl aber das Ausmaß. Zwar ist der "tote", "angesteckte" oder "schietige Grund" den Berufsfischern seit Generationen ein Begriff, aber nur als regional eng begrenztes Ereignis. Die katastrophalen Auswirkungen auf die Bodenfauna der Kieler Bucht und die anschließende Wiederbesiedelung der von fast allen Makrobenthosarten entblößten Gebiete bis zum Herbst 1982 habe ich bereits dargestellt (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986). Meine Aufgabe im Rahmen der vorliegenden Arbeit war es, über ein paar weitere Jahre hinweg die Regeneration der betroffenen Benthosgemeinschaften zu beobachten und festzustellen, wann und in welcher Zusammensetzung sie sich wieder stabilisieren würden. Doch auch 1983, 1984 und 1985 kam es zu Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht, zwar längst nicht so extrem wie 1981, aber doch immerhin so, daß deutliche Auswirkungen festzustellen waren. Die Lebensbedingungen in den unterhalb der sommerlichen Sprungschicht gelegenen Gebieten der Kieler Bucht, die ohnehin durch starke Schwankungen von Temperatur und Salzgehalt geprägt sind, wurden so um einen weiteren Störfaktor "bereichert", der zwar auch früher schon, aber offenbar noch nie mit einer solchen Regelmäßigkeit aufgetreten war. Die kurz- und langfristigen Folgen dieser verschärften äußeren Bedingungen für die Bodenfauna der Kieler Bucht zu dokumentieren und zu bewerten, ist Ziel der vorliegenden Arbeit.

Sie ist das Ergebnis eines von meinem Kollegen A. TEMMING und mir von Herbst 1981 bis Frühjahr 1986 durchgeführten "Monitorings", das allerdings diesen Namen offiziell noch nicht trug, und bildet den Abschluß eines Langzeitprogramms, das 1968 von ARNTZ (1970, 1971 a, b) begonnen wurde, der seinerseits an langjährige Untersuchungen von KÜHLMORGENHILLE (1963, 1965) anknüpfte. Eine umfangreiche Sammlung von Benthosdaten aus den Jahren 1968 bis 1986 (neben eigenen und publizierten Daten auch unpublizierte von ARNTZ und RUMOHR) bildet die Grundlage der vorliegenden Untersuchung.

### 2.1 Die Kieler Bucht und das Untersuchungsgebiet

Die Kieler Bucht ist ein Teil der Beltsee, des Meeresgebietes also, das die Ostsee mit der Nordsee verbindet. Mit maximal 36 m Tiefe ist sie ein flaches Gewässer, in dem alle hydrographischen Parameter ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen. Darüber hinaus ist die Kieler Bucht infolge ihrer Randlage am Hauptdurchflußsystem Großer Belt - Fehmarnbelt vom Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee unmittelbar betroffen. Das Leben in ihr ist daher durch stark schwankende natürliche Umweltbedingungen geprägt.

Sehr stark vereinfacht lassen sich im Makrozoobenthos der Kieler Bucht zwei Lebensgemeinschaften unterscheiden: die bis in 20 m Tiefe lebende Macoma-baltica-Gemeinschaft und die unterhalb 15 m Tiefe lebende Abra-alba-Gemeinschaft (nach PETERSEN, 1918). Die Tiefe, in der beide Gemeinschaften sich überschneiden, ist mit der der sommerlichen thermohalinen Sprungschicht weitgehend identisch.

Bei früheren flächendeckenden Untersuchungen des Makrobenthos der Kieler Bucht wurde zunächst relativ unspezifisch der gesamte Bereich unterhalb 15 m Tiefe untersucht (HAGMEIER, 1930; KÜHLMORGEN-HILLE, 1963 und 1965). ARNTZ (1970, 1971a und b) konzentrierte sich weitgehend auf die Fischnährtiere, die auf den damals von der Fischerei überwiegend genutzten Weichböden lebten. Seine Stationen lagen bereits ganz überwiegend unterhalb von 18 m Tiefe, also im Rinnensystem der Kieler Bucht, und repräsentieren fast ausschließlich die Abra-alba-Gemeinschaft.

Die Gebietsbegrenzung für die vorliegende Studie ergab sich durch die Ereignisse des Sommers 1981. EHRHARDT & WENCK (1984) beobachteten Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff im gesamten Bereich unterhalb der thermohalinen Sprungschicht, deren Untergrenze ungefähr in 20 m Tiefe lag. Dies deckte sich mit den Befunden über die Auswirkungen im Benthos, die darüber hinaus eine Schädigung der Hohwachter Bucht unterhalb von 18 m Tiefe ergaben, wo vermutlich die Sprungschicht

etwas höher lag (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986). Es geht also im Folgenden um Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Abra-alba-Gemeinschaft im Rinnensystem der Kieler Bucht.

## 2.2 Das Untersuchungsgebiet: Ausdehnung, Aufteilung, Stationen

Nach BABENERD & GERLACH (1987) hat die Kieler Bucht eine Gesamtfläche von 2571 km<sup>2</sup>. Das Untersuchungsgebiet umfaßt alle Gebiete unterhalb 20 m, in der Hohwachter Bucht unterhalb 18 m Tiefe. Die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes läßt sich dieser Quelle mit 760 km<sup>2</sup> relativ genau entnehmen, da der Bereich des sandigen Schlicks zwischen 18 und 20 m Tiefe bis auf wenige kleine Ausnahmen auf die Hohwachter Bucht beschränkt ist. Aus einer Tiefenlinienkarte von BABENERD & GERLACH (1987) schnitt ich die gesamte Kieler Bucht und daraus das Untersuchungsgebiet und seine Teilgebiete aus. Den Übergang von der 20m- zur 18m-Linie in der Hohwachter Bucht legte ich willkürlich fest. Wo die Teilgebiete durch schmale Rinnen miteinander verbunden sind, legte ich die Trennlinien jeweils an der engsten Stelle der Rinne fest. Die Trennung von Millionenviertel und Süderfahrt ist problematischer. Ich wählte die kürzeste Distanz zwischen der 20 m-Linie im Westen und einer kleinen Erhebung zum Vinds Grav hin. Die ausgeschnittenen Papierstücke wog ich und setzte die Gewichte als Prozentanteil zur gesamten Kieler Bucht (2571 km<sup>2</sup> = 100 %) in Beziehung. Das Ergebnis ist in Tab. 1 zu sehen. Das Untersuchungsgebiet umfaßt demnach insgesamt 747 km<sup>2</sup>. Hierin nicht enthalten sind einige kleine, flache Senken, die kaum tiefer als 20 m sind und mit dem Rinnensystem der Kieler Bucht, dem eigentlichen Untersuchungsgebiet also, nicht in Verbindung stehen. Sie umfassen zusammen 11,3 km<sup>2</sup>. Angesichts der Unsicherheiten bei der Festlegung der Fläche in der Hohwachter Bucht erscheint eine Abweichung von 2 km<sup>2</sup> gegenüber den o.g. 760 km<sup>2</sup> als vernachlässigbar gering.

Als Westgebiet wird hier die große Senke bezeichnet, die von der Eckernförder Bucht bis zur Wattenbergrinne reicht. Das Gebiet wird repräsentiert durch die Stationen 1, 2 und 3. Die Stationen 7 (Watten-

Tab. 1:

Größe und Aufteilung des Untersuchungsgebietes (UG) in der Kieler Bucht (KB). Die Gesamtfläche der Kieler Bucht beträgt 2571 km<sup>2</sup> (BABENERD & GERLACH, 1987). Im Westgebiet liegen auch die Stationen 7 (Wattenbergrinne, 24 m, Mittelsand) und 10 (Boknis Eck, 20 m, Feinsand), die aber für dieses Gebiet nicht repräsentativ sind.

<u>Gebiet</u>	<u>Fläche</u> <u>(km<sup>2</sup>)</u>	<u>% Anteil an</u>		<u>Sedimenttyp</u>	<u>max. Tiefe</u> <u>(m)</u>	<u>Stationen</u>
		<u>KB</u>	<u>UG</u>			
Westgebiet	165,9	6,5	22,2	Schlick	28	1, 2, 3
Nordgebiet	345,2	13,4	46,2	Schlick	30	8, 9
Dorschmulde	14,7	0,6	2,0	Schlick	21	4
Millionenviertel	60,6	2,3	8,1	Sandschlick/Schlicksand	24	14, 16
Süderfahrt	77,7	3,0	10,4	Sandschlick/Schlicksand	23	18, 19, 20
Hohwachter Bucht	82,7	3,2	11,1	Sandschlick	20	5, 6
<u>Summe</u>	746,8	29,1	100,0			

bergrinne) und 10 (Boknis Eck) liegen zwar ebenfalls in diesem Gebiet, müssen aber aufgrund ihrer für das Gesamtareal untypischen Lage am Steilhang auf sandigem Boden ohne nennenswerten Schlickanteil gesondert betrachtet werden (siehe auch Tab. 5).

Zum Nordgebiet wird hier neben der Vejsnäs-Rinne auch das gesamte nördliche Tiefland gerechnet, das sich breit zum Kleinen Belt und zur Flensburger Förde hin öffnet. Die Stationen 8 und 9 repräsentieren strenggenommen nur die Vejsnäs-Rinne selbst, werden aber mangels weiterer Stationen und Daten auf das gesamte Gebiet extrapoliert. Angesichts der Besonderheiten von Kleinem Belt und Flensburger Förde kann dies nur eine sehr grobe Schätzung sein.

Die Unterteilung des Untersuchungsgebietes und die Lage der Stationen darin sind in Abb. 1 dargestellt. Die Stationen 1, 2, 5, 6, 8 und 9 entsprechen den Stationen 1, 3, 22, 23, 8 und 9 bei ARNTZ (1970, 1971a). Allerdings gibt es geringe Abweichungen in der Position, die aber in Kauf genommen werden können, da Tiefe und Sedimenttyp übereinstimmen und auch bei der Makrofauna keine Unterschiede erkennbar sind. Die Stationen 14 bis 20 wurden von ARNTZ (1970, 1971a) unverändert übernommen. Einzelheiten zu den Stationen sind im Anhang in Tab. A1 zu finden, genauere Angaben zum Sediment in Tab. 3 und 4.

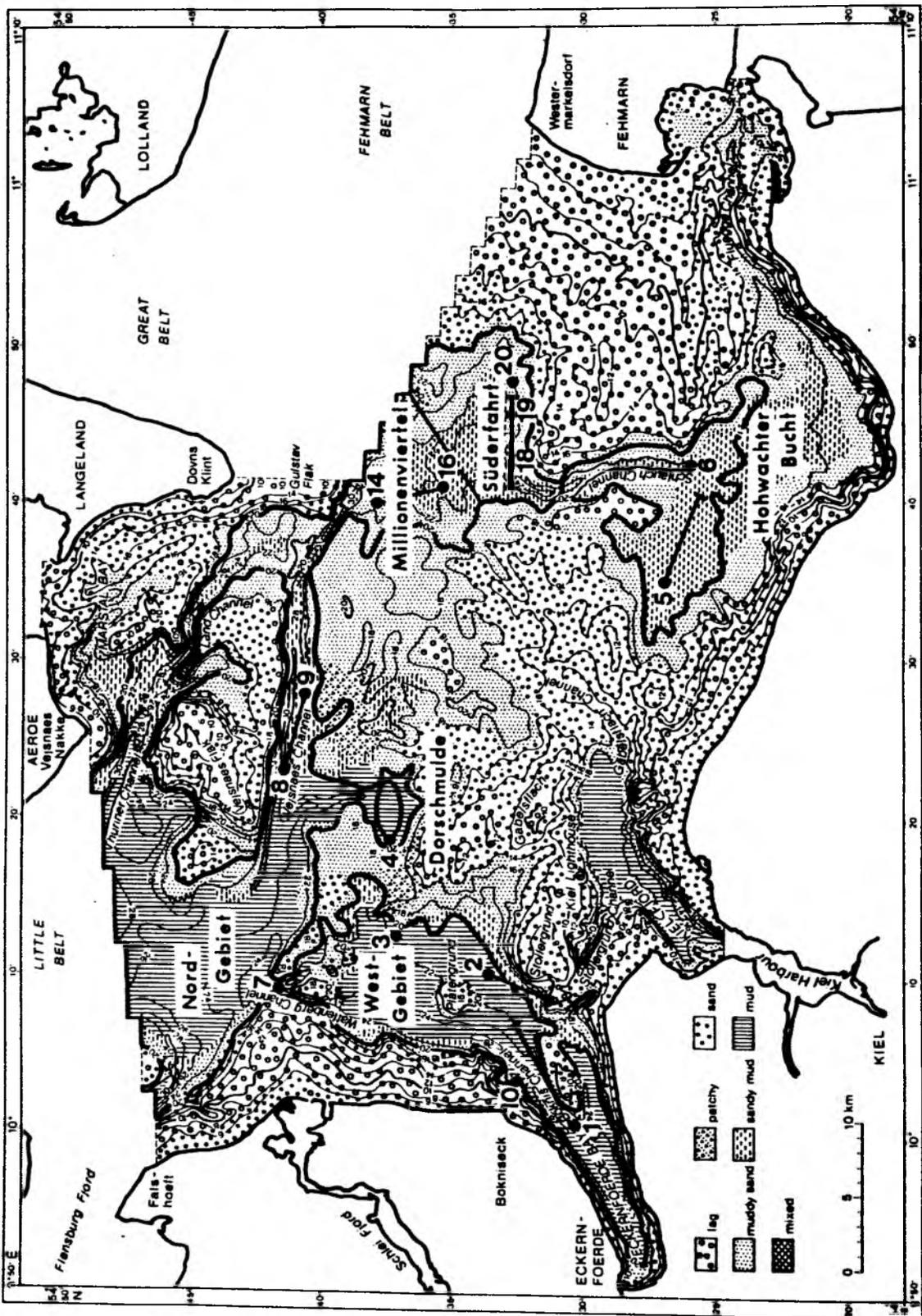


Abb. 1: Sedimentverteilung, Grenzen des Untersuchungsgebiets, Bodengreiferstationen (●) und Fischereischleppstrecken (T) in der Kieler Bucht (unter Verwendung einer Karte aus GERLACH, 1986).

### 2.3 Sedimentanalyse

Im November und Dezember 1984 wurden auf allen Stationen Sedimentproben aus dem Bodengreifer genommen, und zwar so, daß sie ungefähr die obersten 5 bis 6 cm erfaßten. Sie wurden im Trockenschrank bei 80 °C mindestens 24 Stunden lang getrocknet, gewogen und unter fließendem Wasser durch ein 0,063 mm-Sieb gespült. Der verbliebene Rest wurde wiederum getrocknet, gewogen und trocken durch eine Siebkolonne mit den Maschenweiten 2,0, 1,0, 0,5, 0,25 und 0,125 mm (Prüfsiebe nach DIN 4188) geschüttelt. Die einzelnen Fraktionen wurden gewogen und als Prozentanteil an der Ausgangsprobe berechnet.

Der organische Gehalt des Sediments wurde zusätzlich 1985 zu verschiedenen Terminen untersucht, des weiteren auch seit 1986 im Rahmen des biologischen Monitorings. Diese bisher unveröffentlichten Monitoring-Daten stellte Herr Dr. H. RUMOHR mir freundlicherweise zur Verfügung.

Zur Ermittlung des organischen Gehalts wurden die Proben nach Bestimmung des Trockengewichts (TG) im Muffelofen bei 500 °C 24 Stunden lang verascht. Trockengewicht (TG) abzüglich Aschegewicht ergibt aschefreies Trockengewicht (AFTG). Der organische Gehalt wurde als Prozentanteil des AFTG am TG (= Glühverlust) berechnet.

### 2.4 Hydrographie

Aus den Jahren 1957 - 1975 liegen regelmäßige Messungen von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff vor, die bei Boknis Eck bis 26 m Wassertiefe durchgeführt wurden (KREY et al., 1978). Meine eigenen Messungen begannen im Dezember 1982. Aus der Zwischenzeit gibt es Dauerregistrierungen von Temperatur, Salzgehalt und Strömung in der Vejsnäs-Rinne (1975 bis 1977: HATJE, 1976 und 1977) und bei Boknis Eck (1975 bis 1978: RUMOHR, 1979), außerdem unpublizierte Daten (Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff) aus den Jahren 1979 - 1981, die mir Herr H. HEUSER freundlicherweise zur Verfügung stellte.

#### 2.4.1 Feuerschiff Fehmarnbelt

Das Deutsche Hydrographische Institut in Hamburg stellte mir freundlicherweise auf Magnetband die Daten zur Verfügung, die auf dem Feuerschiff Fehmarnbelt in der Zeit von 1975 bis zur Außerdienststellung des Feuerschiffs Ende März 1984 gemessen wurden (DEUTSCHES HYDROGRAPHISCHES INSTITUT, 1976 - 1985). Von den zahlreichen täglich gemessenen Parametern sind hier nur Temperatur, Salzgehalt und Oberflächenströmung berücksichtigt. Sauerstoff wurde nicht gemessen.

Temperatur und Salzgehalt wurden täglich um 0800 Uhr in 0, 5, 10, 15, 20, 25 m Tiefe und am Grund auf 28 m Tiefe gemessen. Zur besseren Anschaulichkeit wurden diese Werte wöchentlich gemittelt und so als Isoliniendiagramme dargestellt. Diese Arbeit übernahm freundlicherweise Frau S. TRIER in der Abteilung Theoretische Ozeanographie des Instituts für Meereskunde, Kiel (Biologisches Monitoring), mit Hilfe dort vorhandener Computerprogramme. Da die Isolinien eine Interpolation zwischen den Meßwerten darstellen, sind sie dort fehlerhaft, wo einzelne Werte nicht vorhanden sind. Solche Lücken sind aber zu vereinzelt, als daß sie die Darstellung wesentlich verfälschen könnten.

Die Oberflächenströmung wurde alle vier Stunden beobachtet. Da die Längsachse des Fehmarnbelts ungefähr in  $290/110^{\circ}$  verläuft, legte ich, mit  $60^{\circ}$  Spielraum nach jeder Seite, für Einstrom den Sektor von  $50$  bis  $170^{\circ}$ , für Ausstrom den Sektor von  $230$  bis  $350^{\circ}$  fest. Stromrichtungen außerhalb dieser Sektoren blieben unberücksichtigt. Sie kommen ohnehin nicht oft vor. Graphisch dargestellt ist für jeden Tag die Stromrichtung, die überwiegend beobachtet wurde, und für diese die jeweils höchste Stromgeschwindigkeit.

#### 2.4.2 Eigene Messungen

Seit Dezember 1982 wurden auf jeder Ausfahrt Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffgehalt gemessen, zunächst nur auf je 1 Station pro Fischereischleppstrecke, seit Juli 1984 auf allen Bodengreiferstatio-

nen außer den Stationen 10 und 19. Die Stationen sind in Abb. 2 und Tab. A1 (Anhang) zu finden. In der Wattenbergrinne wurden die Messungen allerdings nicht genau auf Station 7 in 24 m Tiefe, sondern dicht daneben an der tiefsten Stelle der Rinne auf 32 m Tiefe vorgenommen. Weitere Differenzen in der Tiefenangabe gegenüber den Bodengreiferstationen sind darauf zurückzuführen, daß die Meßtiefe mit Hilfe von Markierungen am Sondenkabel bestimmt wurde, eine Methode, die infolge Drift und Seegang nicht sehr präzise ist, was aber für die Aussagekraft der Ergebnisse keine nennenswerte Bedeutung hat.

Verwendet wurden Sonden von Yellow Springs Instruments, Ohio, und zwar für Temperatur und Salzgehalt der Typ YSI 33 und für den Sauerstoff der Typ YSI 57. Gemessen wurde alle 2 m Tiefe von der Oberfläche bis zum Grund. Der Bodenwert wurde stets nur wenige cm über dem Grund gemessen, und zwar so, daß die Sonden eben gerade nicht aufsetzten.

Wegen Zeitmangel und aus technischen Gründen war eine regelmäßige Überprüfung der Sauerstoffmessungen durch Winkler-Titration nicht möglich. Allerdings erwies sich die Eichung der Sonde gegen feuchtigkeitsgesättigte Luft als hinreichend genau, und der Messfehler liegt deutlich unter 10 % (siehe hierzu auch RACHOR & ALBRECHT, 1983 und KREIKEMEIER, 1987). Lediglich bei sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen unter 5 % Sättigung ist die Anzeige fragwürdig, denn sie ging auch dann fast nie ganz auf Null zurück, wenn der Sauerstoff im Bodenwasser offensichtlich schon völlig aufgezehrt war.

Korrigiert werden mußte der Salzgehalt. Eine Eichung gegen Kopenhagener Normalwasser und gegen selbst hergestelltes Seewasser unterschiedlicher Konzentrationen zwischen 0 und 40 ‰ ergab eine lineare Abweichung, die durch den Faktor 1,147 zu korrigieren war.

Auf den Stationen 1 und 2 wurden die eigenen Messungen ergänzt durch unpublizierte Daten von Herrn Dr. P. SEIFERT aus der Abteilung Meereszoologie, der mir auch noch Daten aus dem Sommer 1987 zur Verfügung stellte, und von verschiedenen Kollegen aus der Abteilung Meeresbotanik des Instituts für Meereskunde, Kiel.

Die graphische Auswertung der Daten übernahm ebenso wie bei den Daten aus dem Fehmarnbelt Frau S. TRIER.

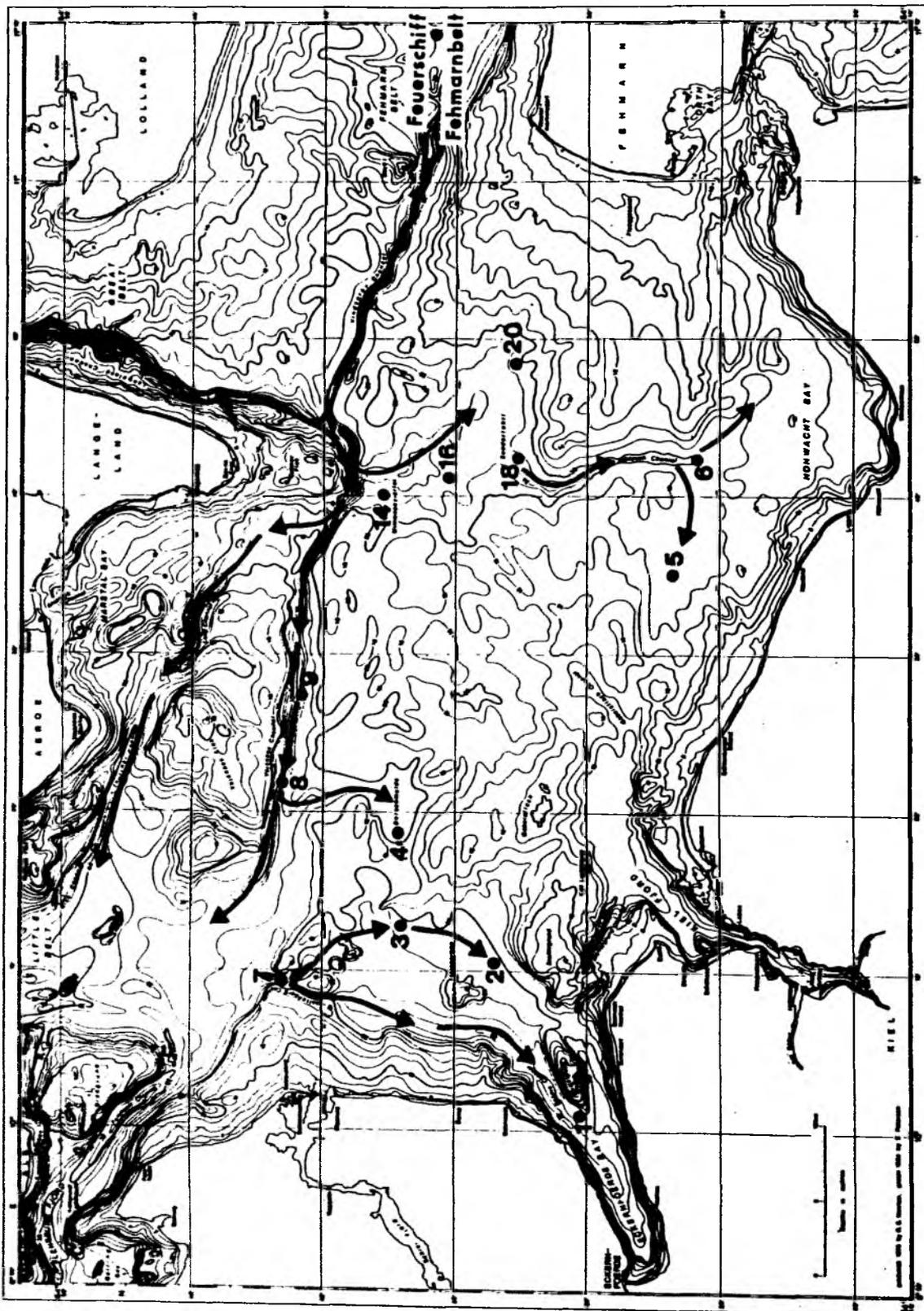


Abb. 2: Hydrographie-Meßstationen in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt. Die Pfeile geben die Ausbreitungsrichtung einströmenden Tiefenwassers an (unter Verwendung einer Karte aus BABENERD & GERLACH, 1987).

## 2.5 Makrozoobenthos

### 2.5.1 Die Herkunft der verwendeten Daten

Die vorliegende Studie basiert auf Benthosdaten aus dem Zeitraum von März 1968 bis Februar 1986, also aus fast genau 18 Jahren. Dieses Material umfaßt unterschiedliche Datensätze mehrerer Autoren, die im Hinblick auf den methodischen Standard bei Probennahme und Aufarbeitung des Materials nicht von einheitlicher Qualität sind. Selbst bei gleicher Verfahrensweise treten Unterschiede beim Wechsel des Bearbeiters auf. So lassen sich anhand der Kriterien "Bearbeiter" und "Methoden" 7 Datensätze unterscheiden, die in sich von einheitlicher Qualität sind. Sie sind in Tab. 2 zusammengefaßt. Neben den Daten, die sich auf die in Abb. 1 und Tab. A1 (Anhang) dargestellten Stationen beziehen, liegen noch weitere vor, die ich aber nicht berücksichtigt habe. Datensatz I (März 1968 bis Mai 1969) war Grundlage der Dissertation von ARNTZ (1970, 1971 a), ist aber noch unpubliziert. Herr Prof. Dr. W.E. ARNTZ (Alfred-Wegener-Institut, Bremerhaven) stellte mir freundlicherweise die Rohdaten zur Verfügung. Datensatz II (November 1969 bis März 1972 und April 1975 bis Dezember 1978) stellt die unmittelbare Fortsetzung dar, allerdings reduziert auf die Stationen 14 - 20 (Millionenviertel und Süderfahrt). Auch diese Daten sind bisher unpubliziert. Sie lagen auf Magnetband in einer für ARNTZ (1980) stark zusammengefaßten Form vor. Sie enthielten an einzelnen Arten nur Abra alba, Arctica islandica, Astarte spp., Diastylis rathkei, Gastrosaccus spinifer, Nephtys spp., Pectinaria koreni, Pherusa plumosa, Terebellides stroemi und Ophiura albida. Alle übrigen Arten waren als "Sonstige" zusammengefaßt. Die Rohdaten standen nicht zur Verfügung, wohl aber die Proben, anhand derer ich nun die "Sonstigen" wieder nach Arten differenzieren konnte. Allerdings waren ein paar Proben vertrocknet, andere verlorengegangen. Da die Proben in Alkohol fixiert sind, konnte nur die Individuenzahl pro Art, nicht aber die Biomasse rekonstruiert werden. Hieraus ergeben sich einige Einschränkungen für die Darstellung der Ergebnisse.

Tab. 2:

Datensätze, die nach methodischem Standard in sich einheitlich sind.

<u>Daten-</u> <u>sätze</u>	<u>Stationen</u>	<u>Zeitraum</u>	<u>Gewichte</u> <u>als</u>	<u>Genauig-</u> <u>keit</u>	<u>Autoren</u>
I	1,2,4,5,6, 8,9,14-20	1968/69 (außer Nov.69)	FG	0,01 g	ARNTZ (unpubl.)
II	14 - 20	Nov. 1969 - 78	FG	0,01 g	ARNTZ (unpubl.)
III	10	1977/78	FG	0,01 g	ARNTZ & RUMOHR (1982)
IV	8,9,10,14, 18,19,20	1979 - 82 (außer Sep.82)	FG	0,01 g	RUMOHR (unpubl.) RUMOHR in WEIGELT (1985) WEIGELT (1985)
V	1 - 6	1981/82	FG	0,001 g	WEIGELT (1985)
VI	1,2,4,10, 18,19,20	Feb.-Okt. 1983	FG+TG	0,0001 g	FIEDLER et al. (1984) WEIGELT (unpubl.)
VII	18,19 1 - 20	Sep. 1982 Nov. 1983 - 86	TG+AFTG	0,0001 g	WEIGELT (unpubl.) GRÖHSLER (1986)

Datensatz III: Anlässlich von in-situ-Experimenten zur Besiedelung künstlicher und natürlicher Substrate wurden von April 1977 bis Dezember 1978 auf einer Vergleichsstation (Station 10) neben dem "Hausgarten" des Instituts für Meereskunde, Kiel, bei Boknis Eck Proben genommen, und zwar 9 statt der sonst üblichen 3 Greiferproben pro Termin. Diese Daten sind publiziert (ARNTZ & RUMOHR, 1982).

Datensatz IV: 1979 übernahm Herr Dr. H. RUMOHR das Langzeitprogramm. Untersucht wurden ab Juli 1979 die Stationen 18, 19 und 20, ab August 1980 auch Station 10, ergänzt durch vereinzelt Probennahmen auf den Stationen 8, 9 und 14. Im Rahmen meiner Diplomarbeit führte ich ab November 1981 das Programm fort, zunächst bis Oktober 1982. Ab August 1980 sind diese Daten in WEIGELT (1985) publiziert.

Datensatz V (November 1981 bis September 1982) umfaßt alle übrigen Daten aus WEIGELT (1985).

Datensatz VI: Ich setzte 1983 das Langzeitprogramm fort, und zwar auf den Stationen 10 und 18 - 20. Hinzu kommen Daten von den Stationen 1 und 2, die in FIEDLER et al. (1984) publiziert sind. Im Oktober 1983 begann die Probennahme für die vorliegende Arbeit, nunmehr auf erweitertem Stationsnetz. In diesem Datensatz ist die Biomasse neben dem bisher allein bestimmten Feuchtgewicht erstmals auch als Trockengewicht angegeben.

Datensatz VII enthält alle übrigen Daten von November 1983 bis zum Ende der Probennahme im November 1985, ergänzt durch Proben vom September 1982 (Stationen 18 und 19), die erst jetzt aufgearbeitet wur-

den, und Daten von GRÖHSLER (1986) vom Februar 1986 (Stationen 18 - 20). In diesem Datensatz wurde die Biomasse nicht mehr als Feuchtgewicht, sondern als Trockengewicht und als aschefreies Trockengewicht bestimmt.

All diese Datensätze sind zu einem Datenband vereinigt, der in der Bibliothek des Instituts für Meereskunde in Kiel und beim Deutschen Hydrographischen Institut in Hamburg (Abteilung M, Referat 4) zur Verfügung steht (WEIGELT, 1986). Er umfaßt insgesamt 583 Tabellen (=Probennahmen). Wie sich diese auf die Stationen und Jahre verteilen, zeigt Tab. A2 im Anhang.

### 2.5.2 Probennahme

Die Probennahme entsprach den Richtlinien der Baltic Marine Biologists (DYBERN et al. (1976). Sie erfolgte mit einem Van-Veen-Greifer von 40 kg Gewicht und mit 0,5 mm-Gaze in den Deckelklappen. Er sticht eine Fläche von 0,1 m<sup>2</sup> aus. Nach Untersuchungen von ROMERO (1983) auf Feinsand in der Kieler Bucht befinden sich mehr als 95 % von Biomasse und Abundanz der Makrofauna in den obersten 5 cm des Sediments. Dieser Bereich wurde auf allen Stationen mit dem Greifer erfaßt. Die Extreme sind die Station 10 (Boknis Eck, 20 m), wo auf festem Feinsand die Eindringtiefe des Greifers eben noch ausreichte, und die Station 1 (Boknis Eck, 28 m), wo der Greifer oft bis über die Arme im weichen Faulschlamm versank.

Der Greiferinhalt wurde durch ein Sieb mit 1 mm Maschenweite gespült. Die Verluste an Tieren sind nicht quantifizierbar, können aber beträchtlich sein (ANKAR, 1976; BREY, 1984; SANDER, 1957). Da vor allem kleine Tiere verloren gehen, wird die Gesamtbiomasse davon kaum berührt. Neben den kleinen Tieren, die passiv durch die Siebmaschen gespült werden, sind es nach eigenen Beobachtungen immer bestimmte Polychaeten, die sofort aktiv versuchen zu entkommen. Es sind dies Paraonis fulgens und P. gracilis sowie Heteromastus filiformis, in weit geringerem Maße auch Nephtys spp. und Phyllodoceidae. Je schneller man arbeitet, desto geringer sind die Verluste an solchen Würmern.

Ein paar Arten können mit dem Bodengreifer nicht quantitativ erfaßt werden. Mya truncata lebt so tief im Sediment, daß der Greifer meistens nur die Siphone abkneift. Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi sind beweglich genug, um vor dem Greifer zu flüchten. Das zeitweilig beobachtete Massenvorkommen dieser Arten in Fischmägen oder im Grundschleppnetz beweist die Unzulänglichkeit der Greiferdaten.

Bis Ende 1982 (Datensätze I - V, s.o.) wurde der Greiferinhalt direkt auf das Sieb gespült, so daß für diese Daten mit einem größeren Fehler zu rechnen ist. Seit 1983 (Datensätze VI und VII, s.o.) werden die Proben erst in eine Wanne und von dort in Suspension auf das Sieb gespült. Durch diese sowohl schonendere als auch schnellere Arbeitsweise werden besonders die Verluste an kleinen Tieren stark vermindert. Konserviert wurden die Proben in einer 4 %igen, mit Borax gepufferten Formalin-Seewasser-Lösung.

### 2.5.3 Aufarbeitung der Proben

Das Aussortieren der Tiere aus den Proben erfolgte bei den Datensätzen I - IV (s.o.) mit unbewaffnetem Auge in einer großen Sortierschale, allenfalls mit Hilfe einer Lupe, bei den Datensätzen V - VII (s.o.) bei schwacher Vergrößerung unter dem Binokular. Bei den Datensätzen I - V (s.o.) wurden die jeweils parallel genommenen Greiferproben als Ganzes ausgewertet, bei VI und VII (s.o.) einzeln, so daß hier mit Frequenz und Standardabweichung weitere Informationen über die Verteilung der Arten auf den Stationen vorliegen.

Wegen der Fülle des Materials konnten innerhalb der verfügbaren Zeit nicht alle taxonomischen Probleme bewältigt werden. Die Gattungen Hydrobia, Nephtys, Polydora und Halcampa wurden nicht bis zur Art bestimmt, ebensowenig die Nemertini. Sie werden jedoch im Folgenden als Taxa wie Arten behandelt.

Die Zuordnung der verschiedenen Harmothoe-Arten ist sicher nicht immer einwandfrei. Auch sind Verwechslungen bei sehr kleinen Exemplaren der Muscheln Astarte borealis und A. montagui sowie Macoma baltica und M. calcarea nicht auszuschließen.

Nachträglich kann ich Fehler in WEIGELT (1985) korrigieren. Ich hatte irrtümlich Heteromastus filiformis als Capitella capitata und Ampharete acutifrons als Sosane gracilis bestimmt.

#### 2.5.4 Bestimmung der Biomasse, Umrechnungsfaktoren

Bis Ende 1982 (Datensätze I - V) wurde die Biomasse ausschließlich als Feuchtgewicht (FG) angegeben. 1983 kam das Trockengewicht (TG) hinzu (Datensatz VI), das nach mindestens 24-stündigem Trocknen bei 80 °C im Trockenschrank bestimmt wird. Seit November 1983 (Datensatz VII) wurde neben dem TG auch das aschefreie Trockengewicht (AFTG) ermittelt. Hierzu wurden die Proben bei 500 °C im Muffelofen genau 24 Stunden lang verascht. Die Differenz aus TG und Aschegewicht ergibt das AFTG. Röhrenbauende Polychaeten wurden ohne Röhre, Mollusken mit Schale gewogen.

Aus den Datensätzen VI und VII ließen sich Faktoren ermitteln, mit deren Hilfe die unterschiedlichen Gewichtsangaben einheitlich auf AFTG umgerechnet werden konnten. Diese Faktoren sind in Tab. A3 im Anhang dargestellt. Ein Teil davon ist in RUMOHR et al. (1987) publiziert.

#### 2.5.5 Untersuchungen an Arctica islandica

Diese Muschel ist bekanntermaßen sehr tolerant gegen Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff. Die Frage war jedoch, ob sie auch die seit 1981 alljährlich auftretenden Stagnationsphasen, die häufiger und länger waren als in der Vergangenheit, unbeeinträchtigt überstehen konnte, und ob sie unter anaeroben Bedingungen den Kalk ihrer Schalen abbaut. Dazu wurden Länge, Höhe und Breite auf 1,0 mm, kleinste und größte Schalendicke auf 0,01 mm genau gemessen. Gewogen wurden TG und AFTG pro Individuum nach demselben Verfahren wie bei den Greiferproben (siehe 2.4.4). Außerdem wurde der Befall mit dem kommensalischen

Nemertinen Malacobdella grossa registriert.

Untersucht wurden so fast alle Individuen aus den Greiferproben der Jahre 1984 und 1985, außerdem solche, die am 26.8.83 auf der Süderfahrt (Station 18) mit einer Kastendredge gesammelt worden waren, und solche, die am 7.10.85 bei Boknis Eck und am 8.10.85 in der Dorschmulde mit dem Grundschieppnetz an Bord gekommen waren. Insgesamt waren es 583 Einzeltiere zwischen 1 und 72 mm Länge.

Im Datensatz IV (s.o.) lagen für Arctica islandica keine Gewichtsangaben vor. Die Muscheln waren an Bord gemessen und dann wieder außerbords geworfen worden. Ihre Biomasse ließ sich rekonstruieren mit Hilfe einer Längen-Gewichts-Funktion, die aus den Daten der 583 einzeln vermessenen Individuen errechnet wurde. Die Funktion lautet:

$$\text{AFTG} = 0,9778 \times 10^{-5} \times L^{2,93}$$

## 2.6 Fischerei

Ein Hauptteil des 1968 von Herrn Prof. Dr. W.E. ARNTZ eröffneten Langzeitprogramms war die regelmäßige Fischerei auf den in Abb. 1 dargestellten Schleppestrecken. Aus eigener Tätigkeit stehen mir die Fangdaten von 1981 bis 1986 zur Verfügung. Gefischt wurde mit einem Sonderburger Standardtrawl mit einer Grundtaulänge von 80 Fuß und mit 20 mm Maschenweite im Steert. Pro Fahrt und Schleppestrecke wurden 2 Hols von 1 Stunde Dauer mit einer Geschwindigkeit von 3 Knoten gefahren. Befischt wurden über den gesamten Zeitraum die Schleppestrecken Boknis Eck, Stollergrund, Dorschmulde, Süderfahrt und Hohwachter Bucht, seit Juni 1983 auch Vejsnäs-Rinne und Millionenviertel. Zunächst wurde alle 2 Monate, ab April 1983 monatlich gefischt. Allerdings wurden nicht alle beantragten Termine genehmigt, und durch Eis oder Sturm fielen einige Hols oder sogar ganze Fahrten aus, so daß die Zeitreihe nicht ganz lückenlos ist.

Die Fangdaten waren bis zur Niederschrift dieser Arbeit noch nicht so weit aufbereitet, daß eine detaillierte Fanganalyse möglich wäre. Insbesondere liegen nach Arten getrennte Fanggewichte erst seit Anfang 1983 vor. Nur ein Teil der Daten (Schleppestrecken Boknis Eck,

Stollergrund und Dorschmulde, bis April 1984) wurde bereits ausgewertet (FIEDLER et al., 1984). Die für die vorliegende Studie wichtigen Aspekte können jedoch hinreichend genau dargestellt werden, nämlich

- die Reaktion der Fische auf die Sauerstoffverhältnisse im Bodenwasser, quantifiziert am Beispiel des Dorsches (Gadus morhua L.),
- das Auftreten von Arten, die in der Kieler Bucht nicht heimisch sind und deren Erscheinen den Einstrom salzreichen Tiefenwassers aus dem Kattegat in die Kieler Bucht signalisiert, und
- Beobachtungen von Bodentieren, die in den Netzmaschen hängengeblieben waren und so das zeitweise besonders häufige Auftreten bestimmter Arten oder auch die Vertreibung von Bodentieren aus dem anoxischen werdenden Substrat anzeigen.

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Sedimente

In Tab. 3 ist die Korngrößenverteilung der Sedimentproben von November und Dezember 1984 dargestellt. Tab. 4 zeigt die Veränderungen des organischen Gehalts in der Zeit von November 1984 bis Dezember 1986. Die Messungen sind nicht häufig genug, um irgendwelche Tendenzen eindeutig nachzuweisen. Allenfalls auf Station 18 (Süderfahrt) deutet sich eine leichte Zunahme des organischen Gehalts an. Auffällig jedoch sind die Schwankungen auf Station 7 (Wattenbergrinne), wo offenbar von der Strömung große Mengen organischen Materials zeitweise abgelagert und auch wieder wegtransportiert wurden. Deutlich wird dies anhand der biologischen Daten (siehe 3.3.8).

Der unwirtlichste Standort ist Station 1. Der Boden besteht hier aus Faulschlamm, der das ganze Jahr über, also auch dann, wenn das darüberliegende Wasser mit Sauerstoff gesättigt ist, nach Schwefelwasserstoff stinkt, mehr als auf allen anderen Stationen. Meistens war die Oberfläche schwarz, nur selten war eine hauchdünne braune Deckschicht zu sehen. Im Oktober 1985 war die  $H_2S$ -Konzentration so hoch, daß sich die weißen Plastikwannen, die zum Spülen der Benthosproben verwendet werden, schwarz verfärbten. Ähnlich, aber bei weitem nicht so extrem sind die Verhältnisse auf den Stationen 2 und 3. Nicht quantifizierbar ist der rein subjektive Eindruck, daß von 1981 bis 1985 zumindest in der Westhälfte der Kieler Bucht der  $H_2S$ -Geruch allgemein zunahm und vor allem weit über den Sommer hinaus anhielt. Gänzlich frei von diesem Geruch sind nur die Stationen 10 und 14, deren organischer Gehalt auch sehr niedrig ist.

**Tab. 3:**

Sedimentanalyse der Bodengreiferstationen aus Proben von November/Dezember 1984. Probentiefe etwa 5 - 6 cm; alle Zahlen als %.

Station	Siefbraktionen, Maschenweite in mm						
	Kies	Grobsand		Mittels.	Feinsand		Ton,Silt
	>2,000	<2,000	<1,000	<0,500	<0,250	<0,125	<0,063
1	-	<0,1	0,1	0,1	1,1	3,6	95,2
2	0,1	0,2	0,4	1,0	2,7	11,6	83,9
3	-	0,2	0,9	2,4	4,5	27,9	64,1
4	-	0,1	0,4	2,0	8,5	25,3	63,9
5	0,1	0,1	1,0	2,7	6,8	21,8	67,4
6	-	-	<0,1	0,2	1,5	12,4	85,9
7	2,8	4,9	33,9	42,0	3,8	3,8	8,7
8	-	<0,1	0,1	0,2	0,6	9,7	89,4
9	-	<0,1	0,1	0,2	0,2	10,0	89,4
10	-	<0,1	0,1	0,5	44,8	44,2	10,1
14	0,1	-	0,1	0,4	38,5	34,1	26,5
16	-	<0,1	0,1	0,2	2,1	34,6	62,9
18	-	<0,1	0,1	0,1	0,6	16,5	82,7
19	0,2	0,1	0,1	0,4	2,6	30,8	65,7
20	3,1	1,8	7,1	18,0	20,7	11,8	37,0

**Tab. 4:**

Organischer Gehalt des Sediments als % APTG vom TG (= Glühverlust). 1984 und 1985 eigene Daten, 1986 Daten des Biologischen Monitorings (RUMOHR, unveröff.)

		Stationen														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	14	16	18	19	20
<b>1984</b>	Nov.	12,7	9,0	6,5	6,3	5,1	7,5	1,7	8,7	8,2						
	Dez.										1,1	2,4	5,0	6,0	4,6	2,9
<b>1985</b>	Jan.	11,7														
	Feb.															
	März				4,3				10,0	8,9		2,3	5,9	5,2	4,7	1,7
	Apr.															
	Mai	10,6	7,0	8,1		5,7	5,5	9,1	10,4	8,6	1,4			5,9	4,0	2,4
	Juni															
	Juli															
	Aug.															
	Sep.															
	Okt.	10,8	8,8	5,8	5,3	5,6	4,7	7,3	9,7	9,2		2,0	5,5	5,0	4,0	2,8
Nov.																
Dez.																
<b>1986</b>	Jan.															
	Feb.															
	März															
	Apr.		6,4	10,4				1,2			1,4					
	Mai															
	Juni							3,3			1,9			6,6		
	Juli															
	Aug.							5,9			2,1	3,1	6,8	7,3		
	Sep.															
	Okt.														7,6	
Nov.																
Dez.							6,4			2,0			7,3			

## 3.2 Hydrographie

### 3.2.1 Feuerschiff Fehmarnbelt (Januar 1975 bis März 1984)

Die folgenden allgemeinen Ausführungen fußen auf den Darstellungen von KÄNDLER (1951), NEHRING & FRANCKE (1981 a), WOLF (1972) und WYRTKI (1954).

In der Beltsee, dem Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee, lassen sich drei Wassermassen unterscheiden: das salzarme Ostseewasser, das salzreiche Nordseewasser und dazwischen ein Mischwasser aus diesen beiden, das Kattegatwasser. Wegen der großen räumlichen Ausdehnung des Skagerraks bewegt sich die Grenze zwischen Nordsee- und Kattegatwasser, die "Skagerrakfront", nur wenig. Die "Beltseefront" hingegen, die Grenze zwischen Kattegat- und Ostseewasser, kann in der Enge der Belte durch Weststürme bis über die Darßer Schwelle hinaus nach Osten, durch Oststürme bis in das Kattegat hinein verschoben werden. Die "Beltseefront" stellt den die Meeresoberfläche schneidenden Rand der Grenzfläche dar, die als Sprungschicht das Ostseewasser vom Kattegatwasser trennt, an der Darßer Schwelle am Boden erreicht und dort, von Ausnahmefällen abgesehen, stets festliegt. Im Fehmarnbelt sind in der Regel nur diese beiden Wasserkörper zu beobachten. Das Vordringen reinen Nordseewassers (> 30 %) bis hierher stellt eine Ausnahme dar. Im Frühjahr, zur Schneeschmelze, ist die Süßwasserzufuhr am höchsten. Zudem erwärmt sich das Oberflächenwasser, und in den zumeist schwachwindigen Sommermonaten sind die Turbulenzen am geringsten. Daher ist zu dieser Zeit die Schichtung am stärksten ausgeprägt. Der auswärts gerichtete Oberstrom salzarmen Ostseewassers wird durch einen einwärts gerichteten Unterstrom salzreichen Kattegatwassers kompensiert, dessen Salzgehalt kurzzeitig 30 % erreichen kann. Während jedoch der Oberstrom den wechselnden Wetterlagen unmittelbar ausgesetzt ist und daher Richtung und Stärke häufig ändert, bleibt der Unterstrom, geschützt durch die Sprungschicht, davon nahezu unberührt; es findet Einstrom statt, und die Richtung ändert sich nur in Ausnahmefällen. Allenfalls kann die Sprungschicht von oben her mehr oder weniger stark abgetragen

werden, sodaß sich der Oberstrom auch in tieferen Bereichen auswirken kann.

Die Abkühlung im Herbst löst den vertikalen Gradienten weitgehend auf. Sie wird unterstützt durch die zu dieser Jahreszeit vorherrschenden Westwinde ("Herbststürme"), so daß es regelmäßig im Oktober/November kaum noch eine Schichtung gibt. Der Fehmarnbelt ist dann gänzlich mit Mischwasser gefüllt, dessen Salzgehalt mit ungefähr 20 ‰ infolge der Durchmischung geringer ist als der des sommerlichen, "unverdünnten" Tiefenwassers aus dem Kattegat. Ein- und Ausstromlagen können sich nun, durch keine Sprungschicht mehr begrenzt, bis zum Grund hin direkt auswirken. Wenn sich bereits im Sommer besonders viel salzreiches Tiefenwasser in die Beltsee vorgeschoben hatte (positive Salzgehaltsanomalie), und wenn der Wasserstand in der Arkonasee besonders niedrig ist, können starke, anhaltende Westwinde das salzreiche Mischwasser über die Darßer Schwelle hinweg in die Ostsee hineintreiben und damit den Austausch des Tiefenwassers in den Becken der zentralen Ostsee bewirken. Solche besonderen Einstromlagen werden als Salzwassereinbrüche charakterisiert. Dabei sind für die Menge des einströmenden Wassers die meteorologischen Bedingungen maßgeblich, während das Ausmaß der hydrographischen Veränderungen vom Salzgehalt dieser Wassermassen abhängt. Läßt die treibende Kraft, der Westwind, nach, kommt es zu einem Zurückschwappen der aufgestauten Wassermassen, wodurch die "Beltseefront" in die Belte zurückgeführt wird.

In den Abb. 3 - 11 sind die am Feuerschiff Fehmarnbelt täglich gemessenen Werte von Temperatur und Salzgehalt als wöchentliche Mittelwerte in Isoliniendiagrammen für die einzelnen Jahre dargestellt, dazu der tägliche Höchstbetrag der Oberflächenströmung.

Im Folgenden beziehen sich "Einstrom" und "Ausstrom" stets auf das Oberflächenwasser, sofern nicht eigens auf das Tiefenwasser hingewiesen wird.

#### Temperatur:

Der Jahresgang der Temperatur ändert sich von Jahr zu Jahr nur wenig. Von Oktober/November bis April gibt es fast keine Temperaturschichtung, das Wasser ist kälter als 10 °C. Im Frühjahr (April/Mai) beginnt mit der Erwärmung des Oberflächenwassers die Bildung eines vertikalen Gradienten, der Juli/August seine stärkste Ausprägung hat. Das Wasser

ist an der Oberfläche von Mai bis Oktober, am Grund von August bis Oktober wärmer als 10 °C. Die höchsten Temperaturen werden im August an der Oberfläche gemessen.

Einige Jahre verdienen besondere Beachtung. Das Jahr 1975 war durch extreme klimatische Bedingungen gekennzeichnet: dem mildesten Winter seit 300 Jahren folgte einer der heißesten Sommer dieses Jahrhunderts, mit Oberflächentemperaturen bis über 21 °C (NEHRING & FRANCKE, 1976). Temperaturen von über 20 °C wurden auch im Sommer 1982 erreicht.

Nur 1981 erreichte die 10 °C-Isotherme erst Ende September den Boden. Die in diesem Sommer besonders scharf ausgeprägte thermohaline Sprungschicht und die langanhaltende Stagnation des Bodenwassers verhinderten eine schnellere Erwärmung.

Besonders streng war der Winter 1978/79. Bereits Anfang Januar 1979 war das Wasser von der Oberfläche bis zum Grund auf 0 °C abgekühlt und war bis Anfang März noch kälter. Nach NEHRING & FRANCKE (1981 b) betrug die negative Temperaturanomale in der Beltsee gegenüber langjährigen Mittelwerten (1949 - 1978) 2,5 - 3 °C. Wegen der starken Vereisung konnten vom 31. Januar bis 6. Februar und vom 9. Februar bis 14. März keine Messungen durchgeführt werden, so daß die tatsächlich erreichten Extremwerte nicht bekannt sind. Seit 1896 waren in der westlichen Ostsee nur sieben Winter eisreicher gewesen als dieser (KOSLOWSKI, 1979; NEHRING & FRANCKE, 1981 b).

#### Salzgehalt:

Der Jahresgang des Salzgehalts ist wesentlich weniger gleichförmig und steht in engem Zusammenhang mit dem Wechsel der Ein- und Ausstromlagen. Hier ist die Beschreibung jedes einzelnen Jahres notwendig. Soweit Daten vorliegen, habe ich die Auswirkungen der im Fehmarnbelt beobachteten Ereignisse auf die Kieler Bucht eingefügt.

1975 (Abb. 3): Das salzreiche Tiefenwasser, das im Februar nur vorübergehend beobachtet wurde, stammte möglicherweise aus der Mecklenburger Bucht, von wo es im Zuge einer über zwei Monate anhaltenden Ausstromlage in die Beltsee zurückgeführt wurde. Eine deutliche Schichtung entstand Ende April, als bei gleichzeitigem Ausstrom an der Oberfläche am Boden salzreiches Tiefenwasser (> 26 ‰) einströmte. Im schnellen Wechsel von Ein- und Ausstromlagen lockerte sich diese Schichtung ab Juni wieder auf, und die Isohalinen stiegen allmählich

an. Der Einstrom des Tiefenwassers kam nur in mehreren einzelnen Schüben voran. Ende September löste sich die Schichtung auf. Das nunmehr durchmischte Wasser wurde im Oktober und November durch anhaltenden Ausstrom zunächst nach Westen abgeführt; salzärmeres Wasser aus der Mecklenburger Bucht folgte. Ende November jedoch setzte eine starke Einstromlage ein, die bis Januar 1976 anhielt und Mischwasser mit zum Teil bis zu 24 ‰ Salzgehalt nicht nur bis zum Fehmarnbelt, sondern auch über die Darßer Schwelle hinweg bis in die zentrale Ostsee drückte (FRANCKE & HUPFER, 1980). Die Menge des die Darßer Schwelle passierenden Wassers wird von NEHRING & FRANCKE (1978) auf rund 30 km<sup>3</sup> geschätzt. Zwischen 1897 und 1976 gab es nur zwei Salzwassereinbrüche von größerer Intensität (FRANCKE et al., 1987). Auch in der Kieler Bucht wurde dieser Salzwassereinbruch registriert. In der Vejsnäs-Rinne auf 27 m Tiefe stieg vom 6. bis 10. Dezember der Salzgehalt von 19 auf 25 ‰ (HATJE, 1976). Die Front erreichte Boknis Eck am 19./20. Dezember und erhöhte dort auf 20 m Tiefe den Salzgehalt von 19 auf 24 ‰. Dieses Wasser hielt sich dort bis Mitte Februar 1976 (RUMOHR, 1979).

1976 (Abb. 4): Anfang Januar begann das durch den Salzwassereinbruch in der Ostsee aufgestaute Wasser wieder zurückzuströmen. Die Ausstromlage hielt bis Ende Februar an und führte in diesem Monat zur Ausbildung einer Schichtung, da der Tiefenstrom noch den ganzen Januar über ostwärts setzte (FRANCKE & HUPFER, 1980). Die Richtung des Tiefenstroms im Februar ist unbekannt. Gleichzeitig floß auch das salzreiche Tiefenwasser aus der Kieler Bucht wieder ab (HATJE, 1976; RUMOHR, 1979). Zur erneuten Durchmischung führte eine kurze Einstromlage in den letzten Februartagen. Im April begann wieder der Einstrom salzreichen Tiefenwassers (bis über 28 ‰) und mit ihm die Bildung einer deutlichen Schichtung. Drei starke Einstromlagen im Juni, Ende Juli bis Anfang August und Anfang September führten jeweils zu einem kurzfristigen Anstieg des Salzgehalts an der Oberfläche bis auf 18 ‰. Am 30. Mai passierte eine scharf ausgeprägte Front die Vejsnäs-Rinne, wo in 27 m Tiefe der Salzgehalt von 20 auf 28 ‰ anstieg (HATJE, 1976). Die Front erreichte Boknis Eck und hob dort in 20 m Tiefe den Salzgehalt von 18 auf 22 ‰ an (RUMOHR, 1979). Eine starke Ausstromlage im September drückte den gesamten Wasserkörper in die Beltsee zurück. Auch bei Boknis Eck in der Kieler Bucht nahm Ende September der Salz-

1975

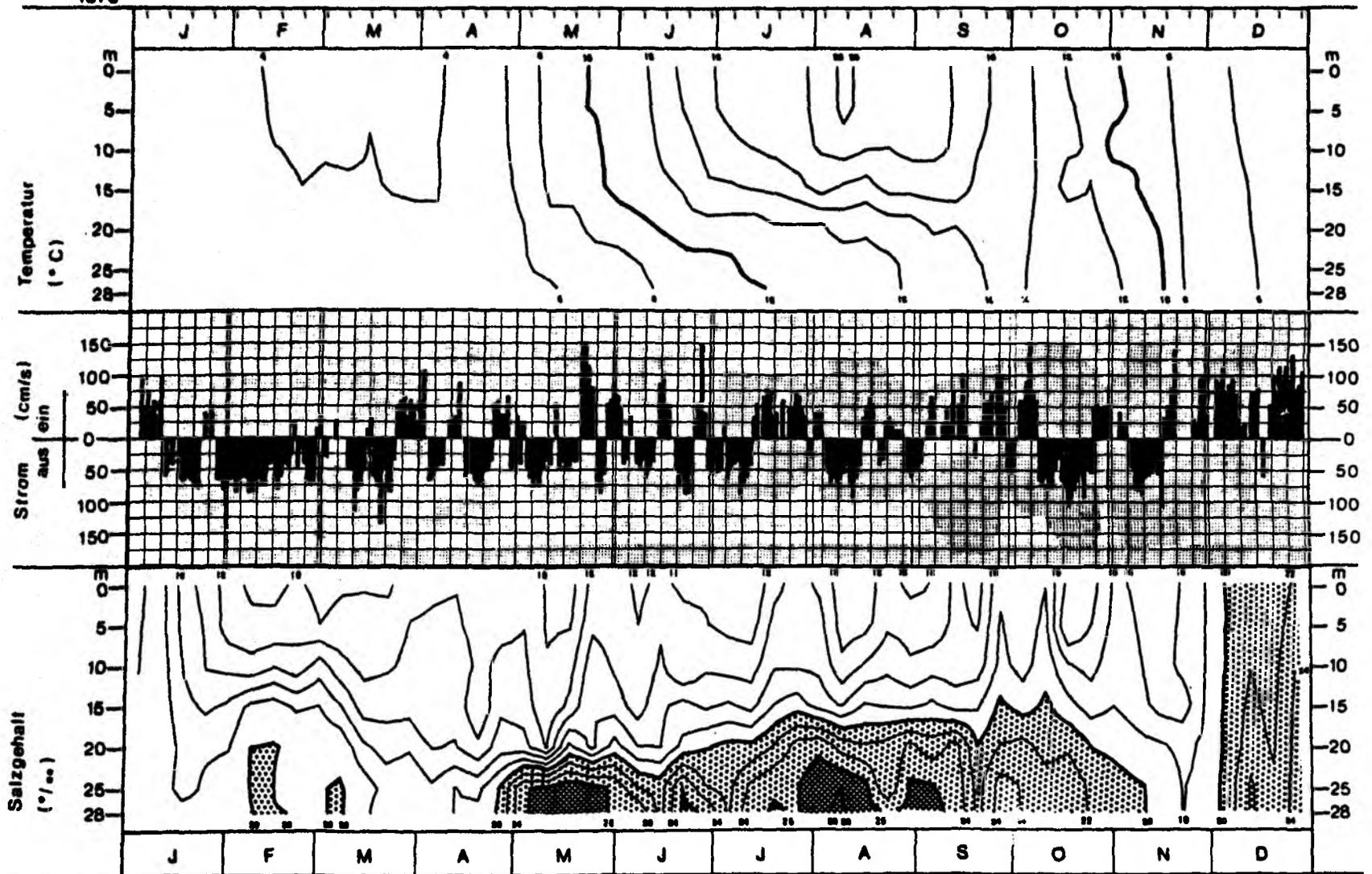


Abb. 3: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1975: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

1976

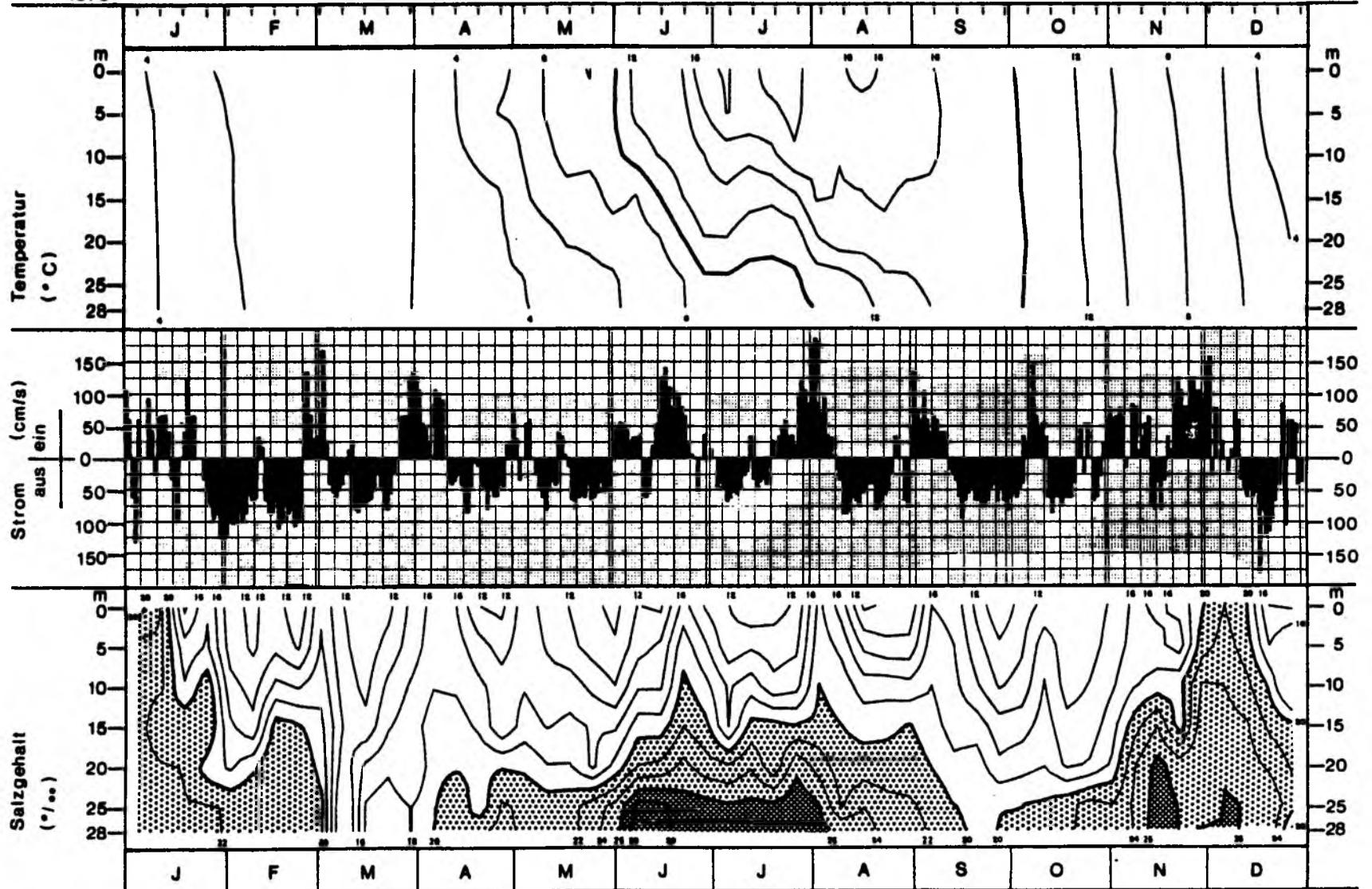


Abb. 4: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1976: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

gehalt wieder deutlich ab (RUMOHR, 1979). Starker Einstrom im November führte erneut zur Erhöhung des Salzgehalts, zunächst vornehmlich im Tiefenwasser (bis über 26 ‰), dann im Zuge der herbstlichen Durchmischung in der gesamten Wassersäule. In der Kieler Bucht bei Boknis Eck (20 m) stieg der Salzgehalt vom 10. November bis zum 1. Dezember von 16 auf 25 ‰ an (RUMOHR, 1979). Dieser Einstrom hatte zwar nicht das Ausmaß eines Salzwassereintruchs. Er führte aber dazu, daß im Mai 1977 erstmals seit über 10 Jahren kein  $H_2S$  in den tiefen Ostseebecken gemessen wurde (NEHRING & FRANCKE, 1980). Im Dezember schob starker Ausstrom das salzreiche Mischwasser wieder in die Beltsee zurück.

1977 (Abb. 5): Mit dem wieder einsetzenden Ausstrom an der Oberfläche baute sich ab Februar wieder eine Schichtung auf, die bis April anhielt und sich in der sommerlichen Schichtung fortsetzte. Der Salzgehalt des Tiefenwassers stieg im Juni bis über 28 ‰ an. Infolge häufigen starken Ausstroms blieb die Obergrenze der Sprungschicht stets unterhalb von 15 m Tiefe. Erst ein heftiger Einstrom im September ließ die Isohalinen steil ansteigen. Die Schichtung löste sich danach weitgehend auf. Das so entstandene Mischwasser wurde durch entsprechende Stromlagen im Oktober westwärts getrieben. Im November gab es einen kräftigen Einstrom. Das einströmende Wasser erreichte um die Mitte des Monats Boknis Eck in der Kieler Bucht, wo der Salzgehalt in 20 m Tiefe zwischen dem 12. und 21. November von 20 auf über 26 ‰ anstieg (RUMOHR, 1979). Dort ebenso wie im Fehmarnbelt sank der Salzgehalt Ende November wieder ab.

1978 (Abb. 6) Nach einer weiteren kurzen Einstromlage zum Jahreswechsel war das Wasser mit 20 ‰ Salzgehalt völlig durchmischt. Eine starke Ausstromlage, die von Mitte Januar bis Mitte Februar anhielt, drückte dieses Mischwasser in die Belte zurück, wobei sich ab Anfang März wieder ein leichter Gradient bildete. Im März begann der Einstrom von Tiefenwasser, dessen Salzgehalt im Mai auf über 28 ‰ anstieg. Dieser Einstrom wurde auch in der Kieler Bucht registriert, wo bei Boknis Eck auf 20 m Tiefe am 13./14. Juni eine Front den Salzgehalt von 14 auf 22 ‰ ansteigen ließ (RUMOHR, 1979). Die im Mai noch zwischen 20 und 25 m Tiefe liegende Sprungschicht verlagerte sich ab Juni nach oben und lockerte sich auf. Die 20 ‰-Isohaline bewegte sich zwischen 8 und 15 m Tiefe. Im September kam es zu einer starken Einstromlage, und es erfolgte die völlige Durchmischung bei 20 ‰

1977

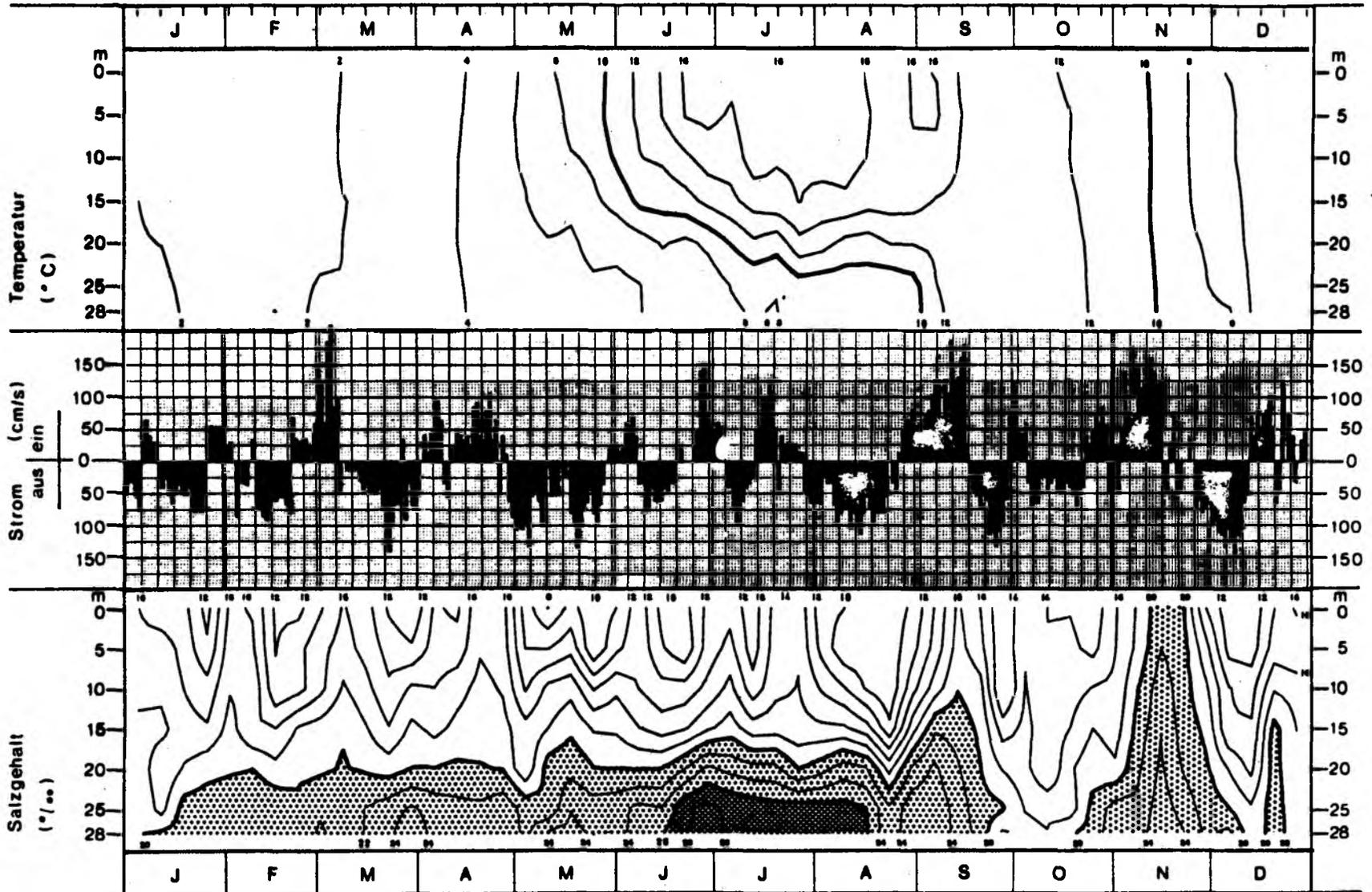


Abb. 5: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1977: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

1978

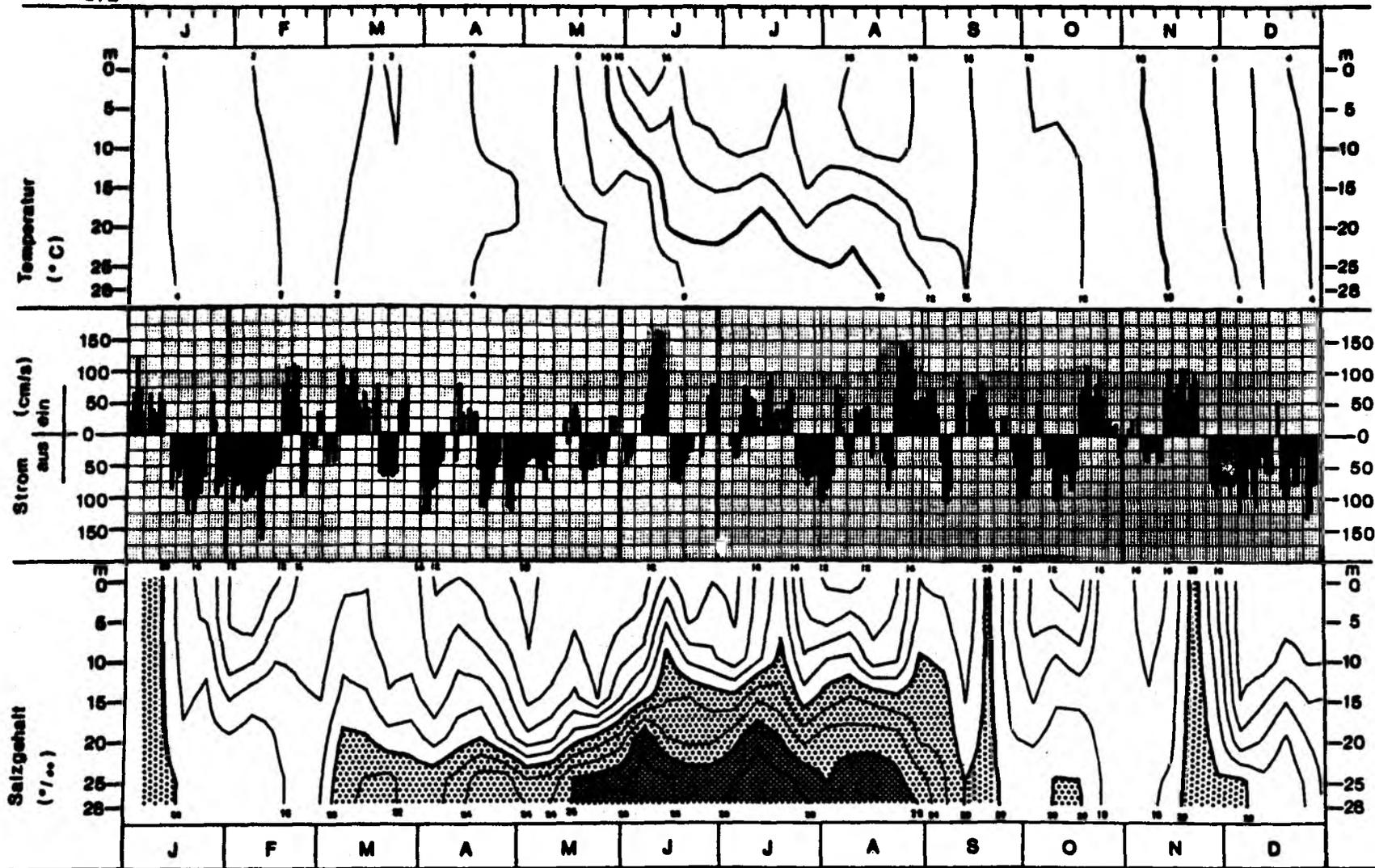


Abb. 6: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1978: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

Salzgehalt. Nach zwischenzeitlichem Absinken des Salzgehalts stieg der Salzgehalt im November erneut infolge Einstroms für wenige Tage auf 20 ‰ an. Jedoch scheint dieser Einstrom, wie in Abb. 6 zu sehen ist, geringer gewesen zu sein als in den Jahren davor. Im Dezember gab es fast nur Ausstrom des ungeschichteten Wassers, so daß der Salzgehalt auch im Tiefenwasser zum ersten Mal im Beobachtungszeitraum unter 16 ‰ absank. Bei Boknis Eck lag noch im Januar und Februar 1979 der Salzgehalt des völlig durchmischten Wassers nur bei 15 ‰ (HEUSER, unveröff. Daten).

1979 (Abb. 7): Vom 1. bis 3. Januar konnten aufgrund schwerer Oststürme, vom 31. Januar bis 6. Februar und vom 9. Februar bis 14. März wegen Treibeis keine Messungen durchgeführt werden. Von März bis Anfang April bewirkte anhaltender Ausstrom eine schwache Schichtung. Im April setzte der Einstrom von Tiefenwasser ein, dessen höchster Salzgehalt mit über 28 ‰ schon im Mai erreicht wurde. Dieser Einstrom ließ auch bei Boknis Eck in 20 - 28 m Tiefe den Salzgehalt von 19 auf 24 ‰ ansteigen (HEUSER, unveröff. Daten). Von Mai bis Anfang Juni lag die Sprungschicht zunächst bei 20 m Tiefe. Im Juni und Juli jedoch überwog der Einstrom bei weitem, so daß im Juli die 20 ‰-Isohaline kurzfristig bis auf 4 m Tiefe ansteigen konnte. Eine starke Ausstromlage im August brachte die Sprungschicht wieder nach unten und führte auch salzreiches Tiefenwasser wieder zurück. Ende August kam es zu einer Einstromlage, und es setzte die Durchmischung ein. Zu einem langandauernden Einstrom, der den gesamten Wasserkörper erfasste, kam es zwischen Anfang November und Anfang Dezember. Allerdings lag der Salzgehalt des Tiefenwassers im Oktober und November um rund 4 ‰ unter dem langjährigen Mittelwert (1949 - 1978; NEHRING & FRANCKE, 1981 b). Danach folgte eine Ausstromlage, die, von zwei Unterbrechungen abgesehen, bis Ende Februar 1980 anhielt. Bei Boknis Eck ging von Juli 1979 bis April 1980 der Salzgehalt des Tiefenwassers kontinuierlich von 24 auf 16 ‰ zurück, und erst im April 1980 war das Wasser völlig durchmischt. Nur im Dezember 1979 deutete sich dort ein sehr geringer Zustrom salzreichen Mischwassers an, der den Salzgehalt um weniger als 1 ‰ ansteigen ließ. Der bei Boknis Eck bis Oktober 1979 anhaltende Sauerstoffmangel wurde also vermutlich weniger durch diesen Mischwasserzustrom, als vielmehr durch die Umschichtung des bei Boknis Eck liegenden Wassers aufgehoben, denn von Dezember 1979 bis Februar

1980 lag die Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser bei Boknis Eck nur zwischen 70 und 80 ‰, und an der Oberfläche bis Januar 1980 nur knapp unter 90 ‰ (nach unveröff. Daten von HEUSER).

1980 (Abb. 8): Anfang März kam es zu einem schwachen Salzwassereintrich, der Anfang April die Darßer Schwelle passierte (NEHRING & FRANCKE, 1982). Ein weiterer Schub folgte im April. Infolgedessen stieg bei Boknis Eck bis Anfang Mai der Salzgehalt des Tiefenwassers von 16 auf 21 ‰ (HEUSER, unveröff. Daten). Anfang April war das Wasser im Fehmarnbelt noch ungeschichtet. Ein scharf ausgeprägter Gradient entstand im Juni mit dem Einstrom von besonders salzigem Tiefenwasser, dessen Salzgehalt Ende Juli für kurze Zeit 30 ‰ erreichte. Dieser Einstrom ließ im Juli bei Boknis Eck den Salzgehalt des Tiefenwassers von 21 auf 24 ‰ ansteigen (HEUSER, unveröff. Daten). Bereits Ende August begann die Schichtung schwächer zu werden, und im Oktober war das Wasser mit 18 ‰ Salzgehalt völlig durchmischt. Es war im Beobachtungszeitraum der erste Herbst, in dem der Salzgehalt des Mischwassers nicht über 18 ‰ hinauskam, obwohl im November und Dezember ein ständiger, wenn auch nur schwacher Einstrom setzte. Der Monatsmittelwert im November lag an der Oberfläche um fast 5 ‰, am Grund um 2,5 ‰ unter dem langjährigen Mittelwert der Jahre 1949 bis 1978 (NEHRING & FRANCKE, 1982). Den Feuerschiffsdaten zufolge scheint die negative Salzgehaltsanomalie noch stärker gewesen zu sein als im Herbst 1979. Bei Boknis Eck betrug im Dezember 1980 der Salzgehalt des völlig durchmischten Wassers nur 13,7 ‰ (HEUSER, unveröff. Daten). Solch ein niedriger Wert war hier im Zeitraum von 1957 - 1975 nie gemessen worden (KREY et al., 1978).

1981 (Abb. 9): Bis Ende Februar setzte überwiegend Ausstrom, der den Salzgehalt bis auf 16 ‰ absinken ließ. Ende März begann der Einstrom von Tiefenwasser, dessen Salzgehalt im Juni für wenige Tage fast auf 30 ‰ anstieg. Bis Anfang Juli hatte dieses Tiefenwasser auch Boknis Eck erreicht, wo der Salzgehalt am Grund (28 m) von Mai bis Juni von 18 auf 21 ‰ und bis Anfang Juli auf 26 ‰ anstieg. Gleichzeitig mit diesem Anstieg des Salzgehalts ging dort jedoch die Sauerstoffsättigung am Grund von 63 auf 30 ‰ und schließlich auf 28 ‰ zurück, insgesamt also um 35 ‰ (nach unveröff. Daten von HEUSER). Die Sprungschicht, die im Fehmarnbelt im April noch zwischen 20 und 25 m Tiefe lag, stieg im Juni an und bewegte sich nun zwischen 10 und 20 m Tiefe.

1979

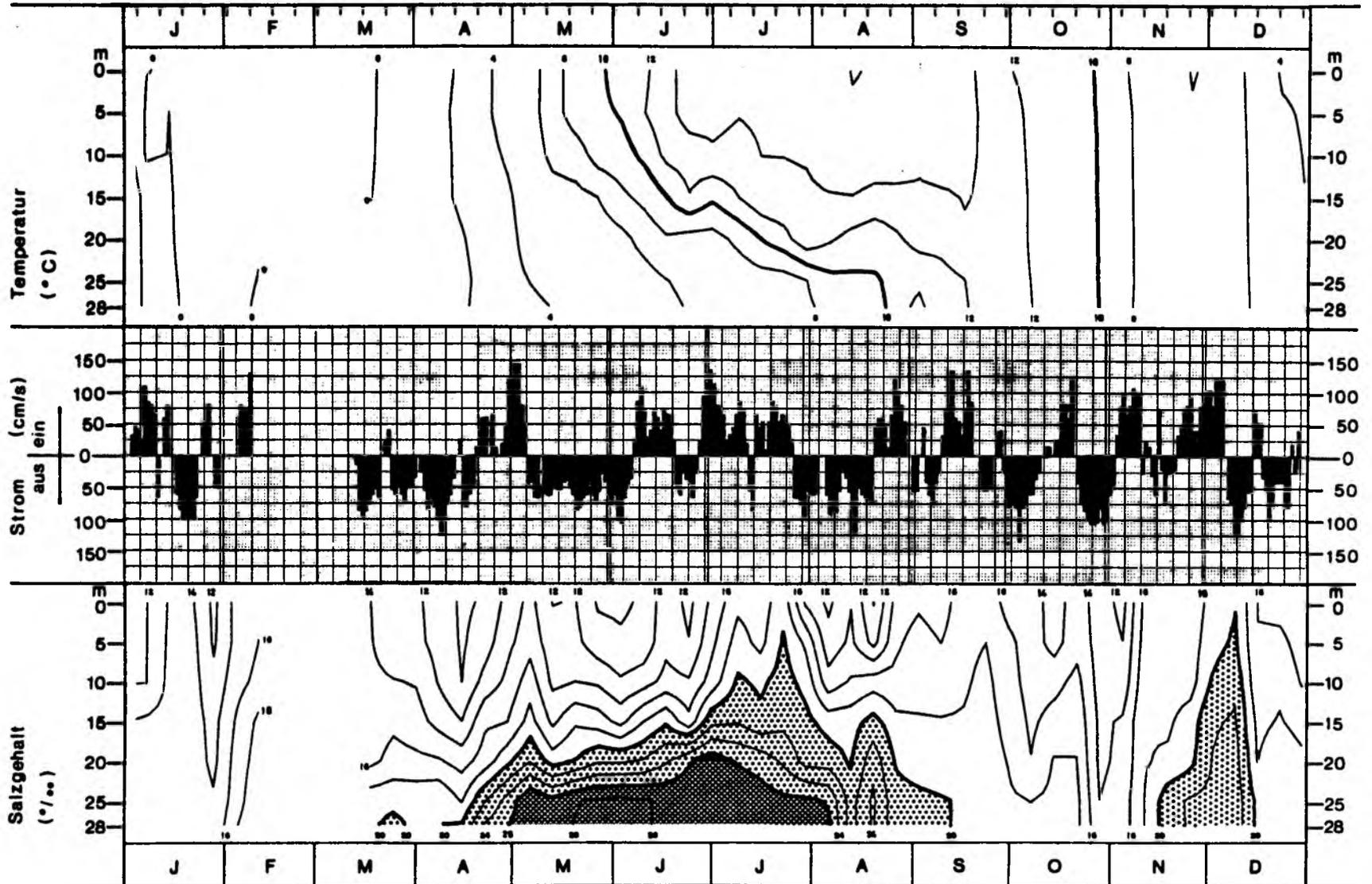


Abb. 7: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1979: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

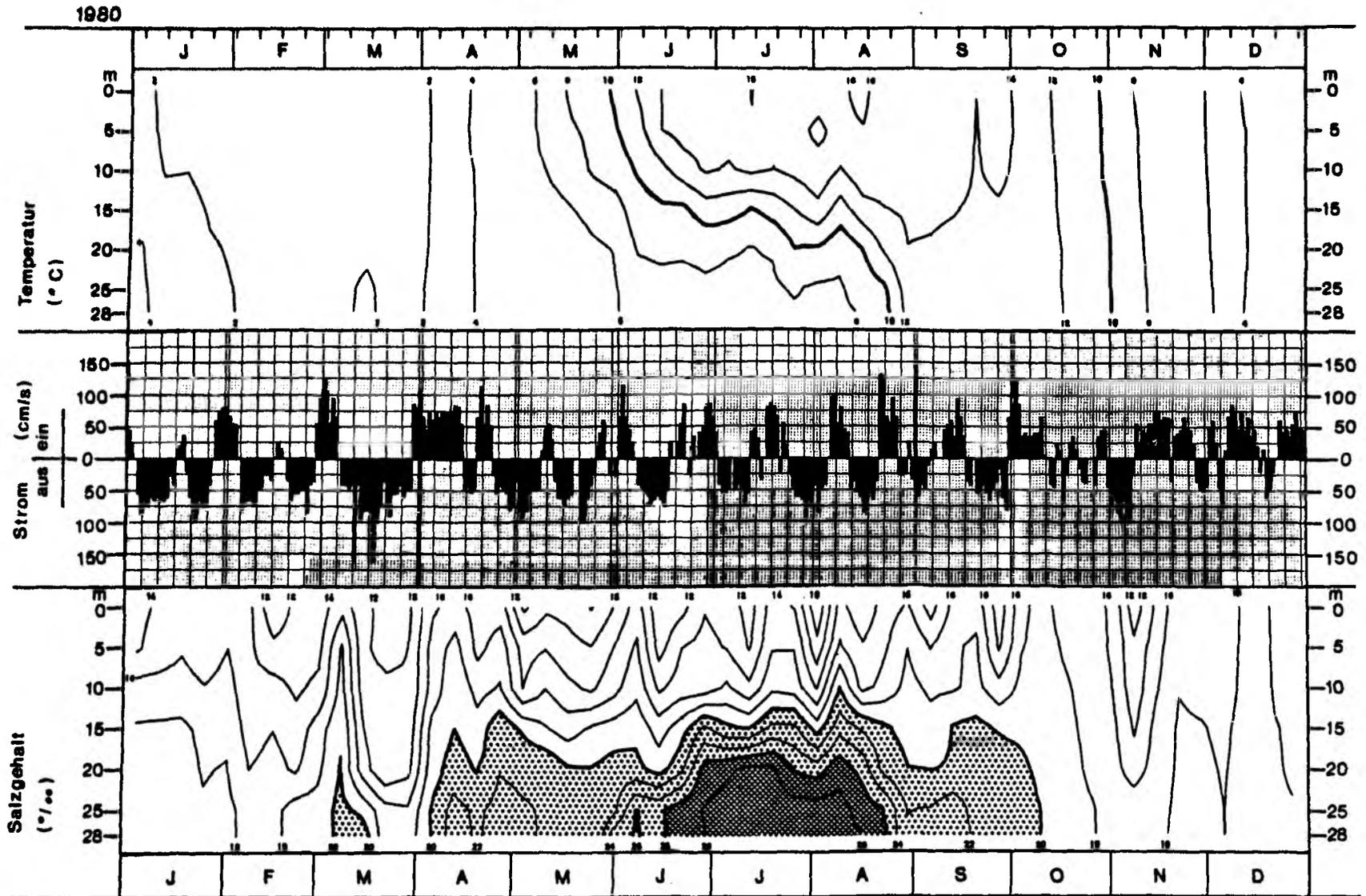


Abb. 8: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1980: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

Der Gradient betrug bis zu 12 ‰ (14 - 26 ‰). Anders als in allen anderen Jahren des Beobachtungszeitraums blieb diese Sprungschicht nahezu ungestört bis Ende September erhalten, insgesamt also sechs Monate lang. Während die Sprungschicht in den übrigen Jahren durch wechselnde Stromlagen oft stark auf und ab bewegt wurde, schien es 1981 von Juni bis September unterhalb von 15 m Tiefe keine nennenswerte Bewegung mehr zu geben. Bei Boknis Eck ging von Anfang Juli bis Ende September der Salzgehalt nur sehr gering, aber kontinuierlich zurück (nach unveröff. Daten von HEUSER), ein deutliches Zeichen für eine Stagnation. Die Folgen, nämlich Sauerstoffmangel und hohe Konzentrationen von Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser, wurden von EHRHARDT & WENCK (1984) detailliert beschrieben. Anfang Oktober setzten stürmische Westwinde ein (am Feuerschiff wurden bis zu 48 Knoten gemessen), die zu einer kräftigen Einstromlage führten und im Verein mit der herbstlichen Abkühlung die Schichtung auflösten. Im November kam die Strömung weitgehend zur Ruhe, und mit 18 ‰ Salzgehalt war das Wasser völlig durchmischt. Anhaltender Ausstrom im Dezember führte zu sehr salzarmem Oberflächenwasser und stellte so wieder eine leichte Schichtung her. Wie schon 1979 und 1980 wurde im Dezember 1981 im Fehmarnbelt eine negative Salzgehaltsanomalie festgestellt, die am Grund um 4 ‰ unter dem langjährigen Mittelwert (1949 - 1978) lag (NEHRING & FRANCKE, 1983 a).

1982 (Abb. 10): Wegen Treibeises waren vom 21. bis 28. Januar keine Messungen möglich. Der Einstrom von Tiefenwasser begann bereits Anfang Februar, und noch in diesem Monat stieg der Salzgehalt auf über 26 ‰. Zugleich bildete sich unterhalb von 20 m Tiefe ein scharfer Gradient aus, der in den folgenden Monaten seine Lage stark veränderte, aber noch bis Oktober bestehen blieb. Das verstärkt in den Monaten Juni bis September einströmende Tiefenwasser ließ die Isohalinen immer mehr ansteigen. Im August führten heftige Weststürme (am Feuerschiff wurden bis zu 38 kn gemessen) zu einer starken Einstromlage. Im September lag die Sprungschicht nur noch in 10 m Tiefe, wurde jedoch durch Ausstrom im Oktober wieder unter 15 m Tiefe gedrückt. Mitte Oktober setzte Einstrom ein und wurde bis Ende Januar 1983 nur wenig unterbrochen. Dadurch wurde die Durchmischung des Wassers bewirkt. Die anhaltende Einstromlage führte zu einem Salzwassereinbruch, der in seinen Dimensionen mit dem von 1975/76 vergleichbar war, dessen Auswirkungen auf

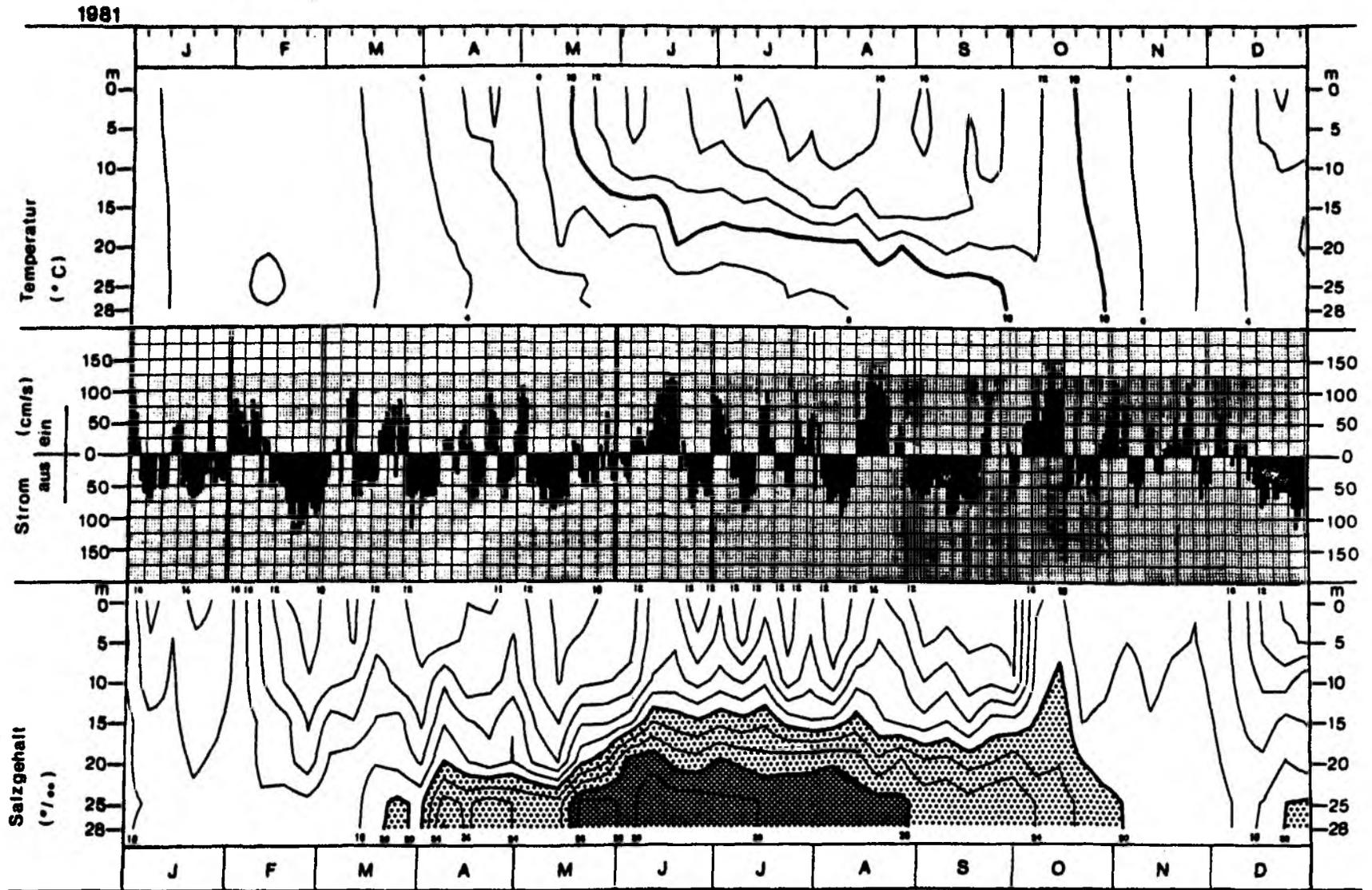


Abb. 9: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1981: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

1982

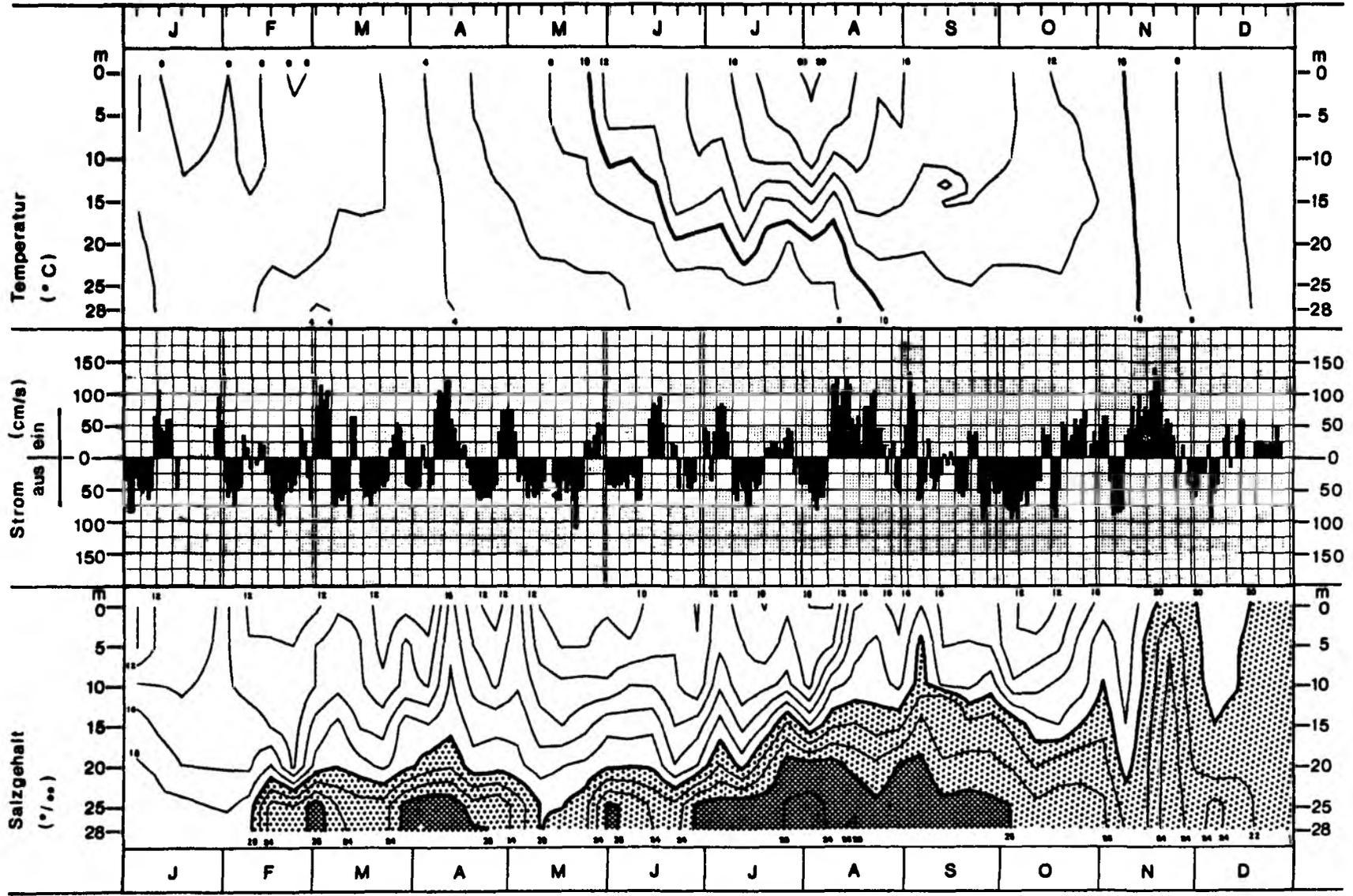


Abb. 10: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1982: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

1983

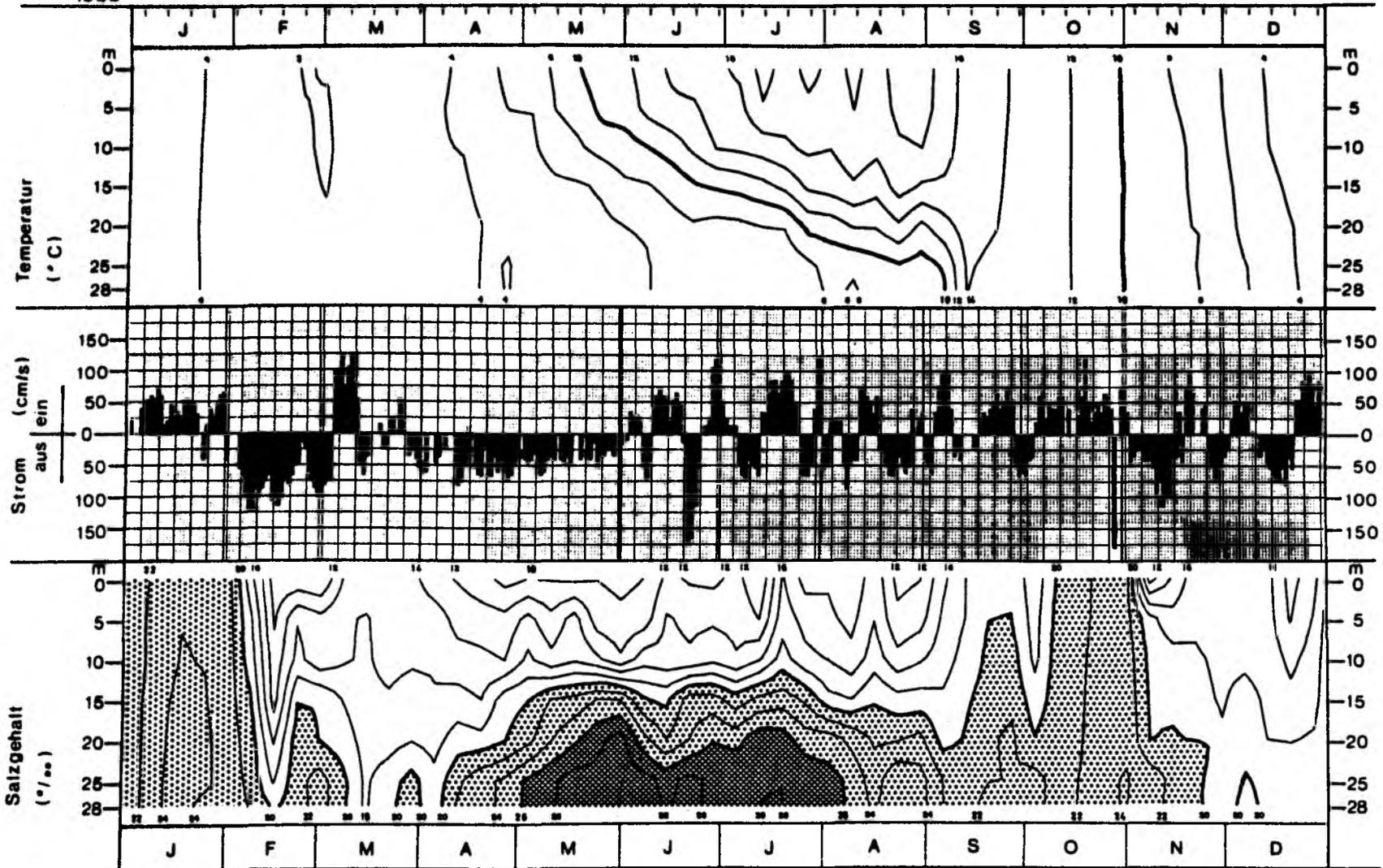


Abb. 11: Feuerschiff Fehmarnbelt, 1983: Wochenmittelwerte von Temperatur und Salzgehalt, täglicher Höchstbetrag des Oberflächenstroms

die Sauerstoffsituation in den tiefen Ostseebecken jedoch weit hinter den Erwartungen zurückblieben (FRANCKE & NEHRING, 1985; NEHRING & FRANCKE, 1983 b, 1985).

1983 (Abb. 11): Das fast homogene Wasser, das noch im Januar ostwärts strömte, hatte einen Salzgehalt von über 22 ‰, zeitweise sogar über 24 ‰. Eine starke Ausstromlage im Februar trieb dieses Wasser wieder zurück. Von Ende März bis Anfang Juni, also länger als zwei Monate, herrschte ständiger schwacher Ausstrom. Mit dem Einstrom von Tiefenwasser, dessen Salzgehalt von Mai bis Juli oft höher als 28 ‰ war, entstand ab Ende April eine Sprungschicht, die sich aber bereits im August aufzulösen begann. Anhaltende Einstromlagen im September und Oktober führten Mischwasser ostwärts, dessen Salzgehalt im Oktober bis zur Oberfläche bei 22 ‰ lag. Dieser Einstrom salzreichen, völlig durchmischten Wassers schon ab September erfolgte wesentlich früher als in allen anderen Jahren des Beobachtungszeitraums. Ausstromlagen im November und Dezember führten wieder salzärmeres Wasser in den Fehmarnbelt zurück. Ein starker Einstrom zum Jahreswechsel ließ den Salzgehalt für kurze Zeit wiederum auf über 20 ‰ ansteigen.

1984: Bis März setzte fast ausschließlich Ausstrom. Er ließ bis Ende März den Salzgehalt am Grund unter 16 ‰ absinken, und die 12 ‰-Isohaline reichte bis in 17 m Tiefe. Es war dies der salzärmste Wasserkörper des ganzen Beobachtungszeitraums.

Am 29. März wurde das Feuerschiff eingezogen.

### 3.2.2 Kieler Bucht (1982 bis 1987)

Der Kleine Belt spielt für die Hydrographie der Kieler Bucht wegen seines im Vergleich zum Großen Belt sehr kleinen Durchlaßprofils nur eine untergeordnete Rolle. Das Tiefenwasser wird durch ihn überhaupt nicht beeinflusst (KRUG, 1963). Von entscheidender Bedeutung dagegen ist der Einfluß des Großen Belts und des Fehmarnbelts. Für die Kieler Bucht wichtige hydrographische Ereignisse haben stets im Millionenviertel ihren Ausgangspunkt, dort, wo die tiefe Rinne des Langelandbelts nahezu senkrecht auf die Rinne stößt, die sich vom nördlichen

Millionenviertel zum Kleinen Belt hinüber erstreckt. Da die Corioliskraft jede Strömung nach rechts ablenkt, sofern die Topographie das zuläßt, spielen Einstromlagen für die Kieler Bucht eine erheblich größere Rolle als Ausstromlagen. In Abb. 2 ist in Anlehnung an KRUG (1963), STRUVE-BLANCK (1982) und WITTSTOCK (1982) dargestellt, wie sich Tiefenwasser, das aus dem Großen Belt einströmt, im Rinnensystem der Kieler Bucht ausbreitet. Ein Teil strömt südwärts über Millionenviertel (Stationen 14 und 16, Abb. 12 und 13) und Süderfahrt (Stationen 18 und 20, Abb. 14 und 15) durch den Schlauch in die Hohwachter Bucht (Stationen 6 und 5, Abb. 16 und 17). Der andere Teil strömt nach Westen durch eine tiefe Rinne, und zwar im wesentlichen durch den Südarml, die Vejsnäs-Rinne (Stationen 9 und 8, Abb. 18 und 19), während nur ein geringer Teil des Tiefenwassers in den Nordarm einfließt, der mit einer Schwellentiefe von 23 m wesentlich flacher ist. Das Tiefenwasser gibt einen kleinen Teil an die Dorschmulde (Station 4, Abb. 20) ab und füllt das Becken im Südteil des Kleinen Belts auf. Von hier strömt es durch die zwar 32 m tiefe, aber nur sehr schmale Wattenberg Rinne (Station 7, Abb. 21) in das Westgebiet ein (Stationen 3, 2 und 1, Abb. 22, 23 und 24).

Die Abb. 12 - 24 stellen die Fluktuation von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffsättigung auf den einzelnen Stationen dar. Die Meßtermine sind jeweils am oberen Rand markiert. Abb. 25 zeigt die jeweils am Boden gemessene Sauerstoffsättigung. Zu beachten ist, daß die Meßreihen zum Teil große zeitliche Lücken aufweisen. Die Isolinien stellen eine Interpolation dar, die gerade bei großen Zeitintervallen nicht allzu genau genommen werden darf.

#### Temperatur:

Der Jahresgang der Temperatur in der Kieler Bucht unterscheidet sich nicht von dem im Fehmarnbelt (siehe 3.2.1) und muß daher nicht in allen Details beschrieben werden.

Der Sommer 1983 war sehr warm. Im August wurden auf einigen Stationen 20 °C an der Oberfläche gemessen.

Der Winter 1984/85 war äußerst streng. Von Januar bis Ende März 1985 war die Kieler Bucht zu großen Teilen, zeitweise sogar vollständig von Eis bedeckt. Eine detaillierte Beschreibung der Verhältnisse ist bei KOSLOWSKI (1986) zu finden. Das Eis verhinderte auch regelmäßige

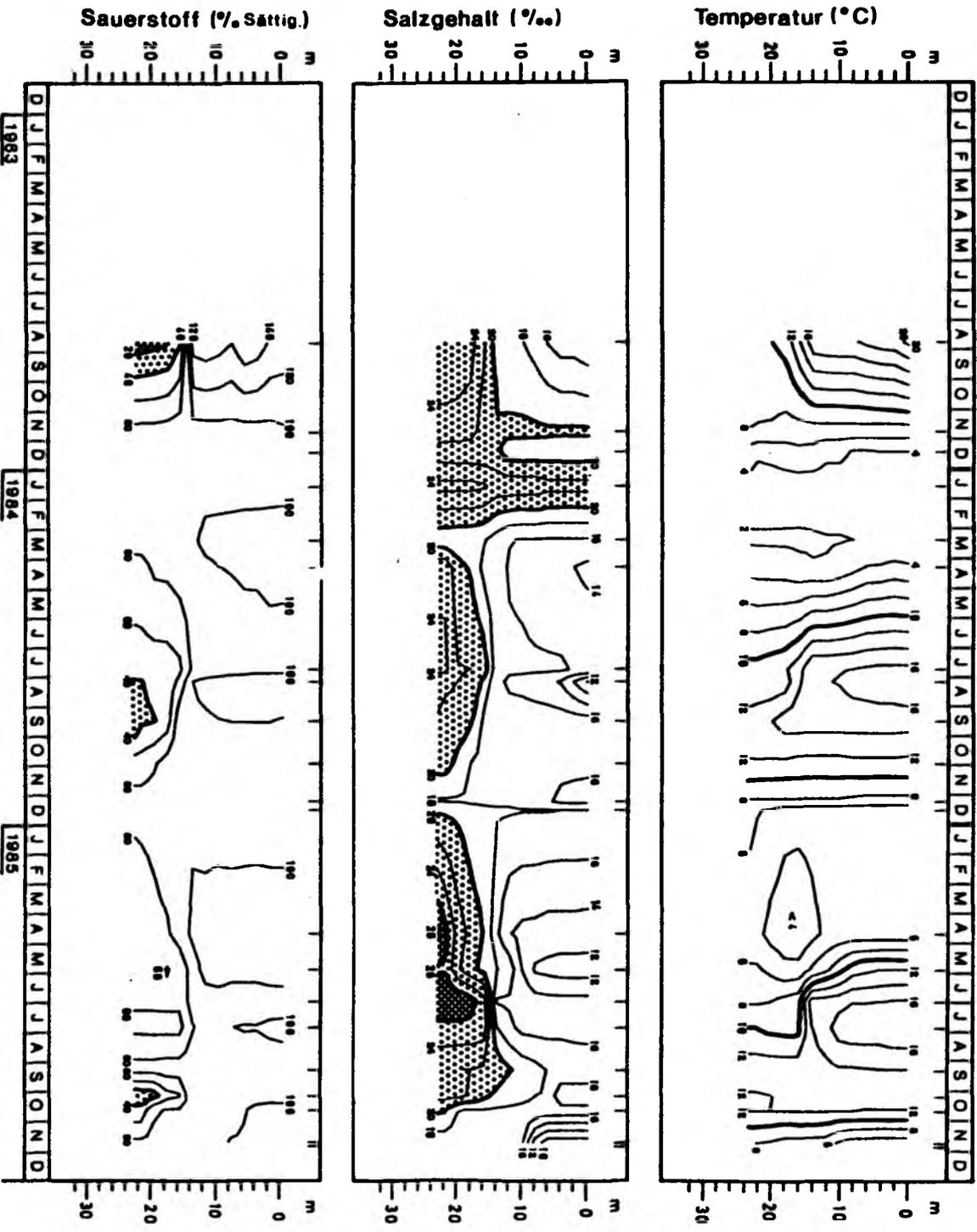


Abb. 12: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 14 (Millionenviertel, 23 m)

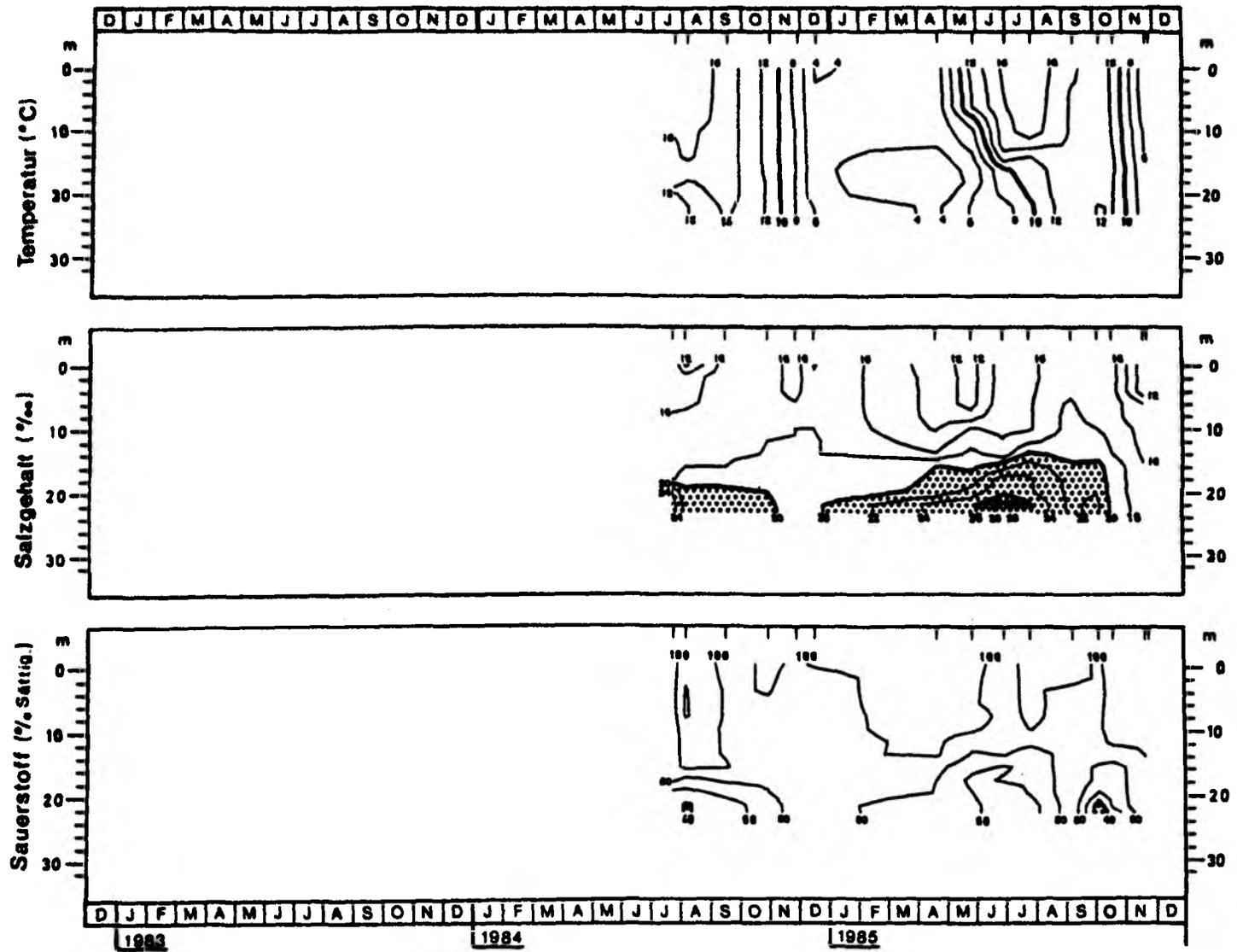


Abb. 13: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 16 (Millionenviertel, 23 m)

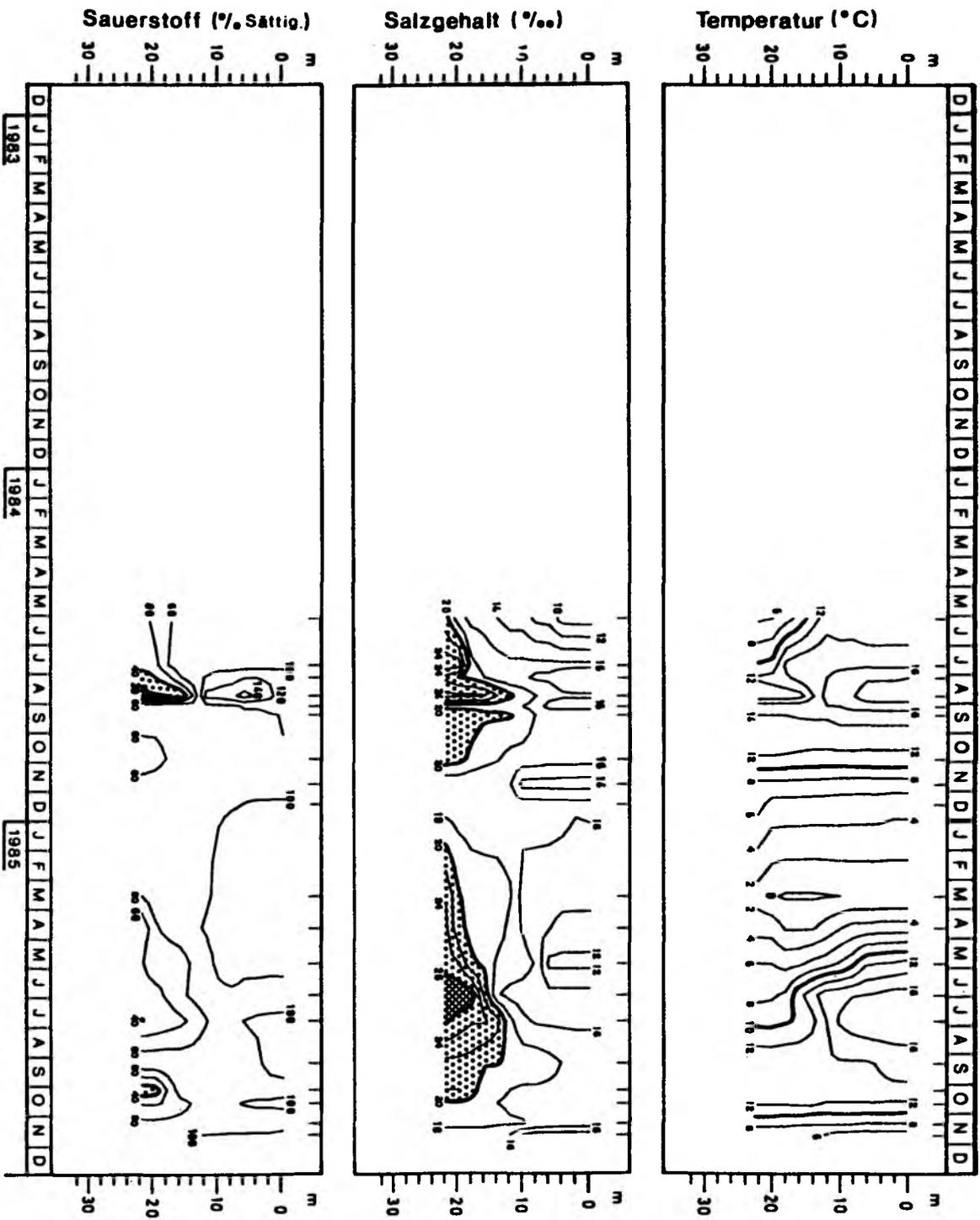


Abb. 14: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 18 (Süderfahrt, 22 m)

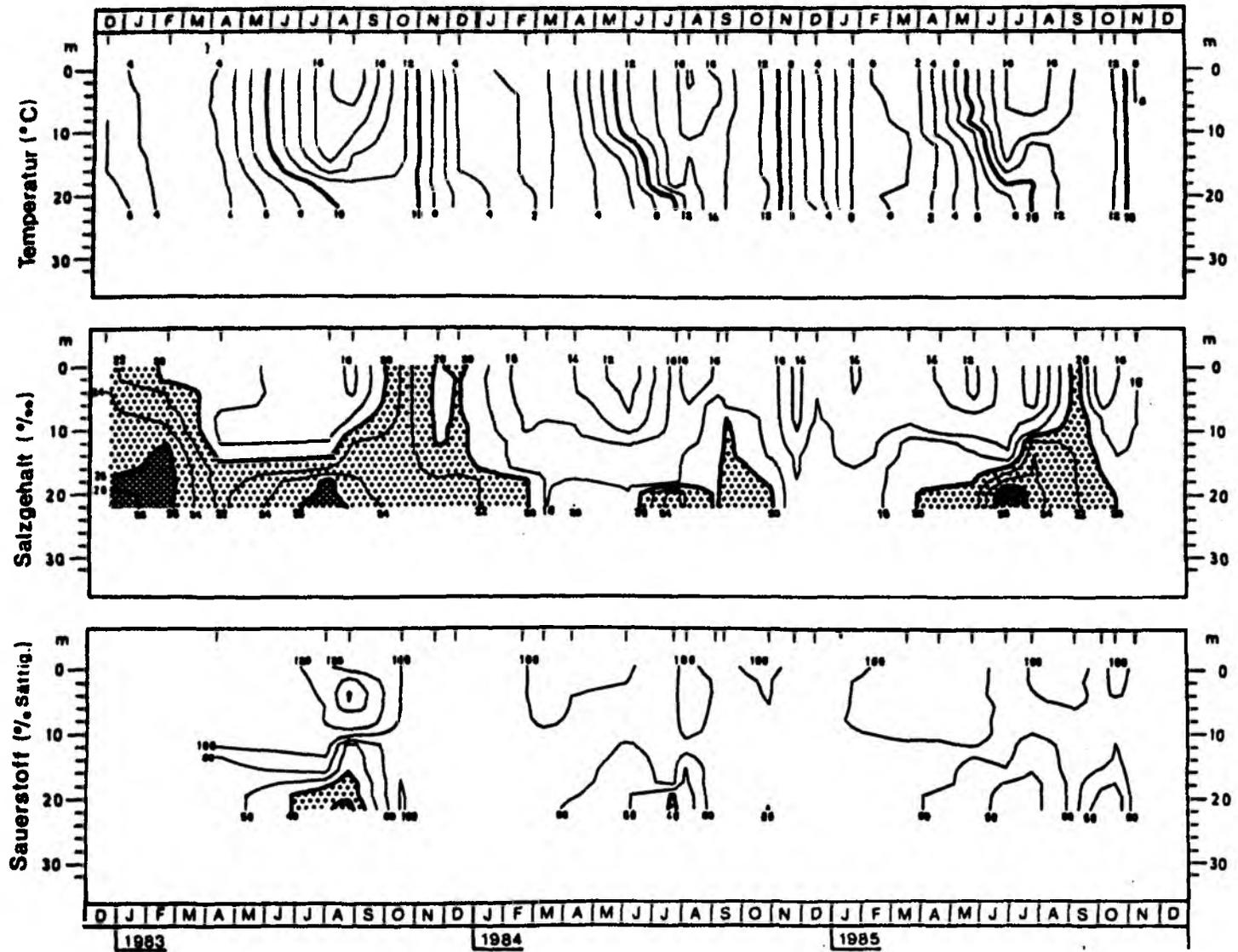


Abb. 15: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 20 (Süderfahrt, 22 m)

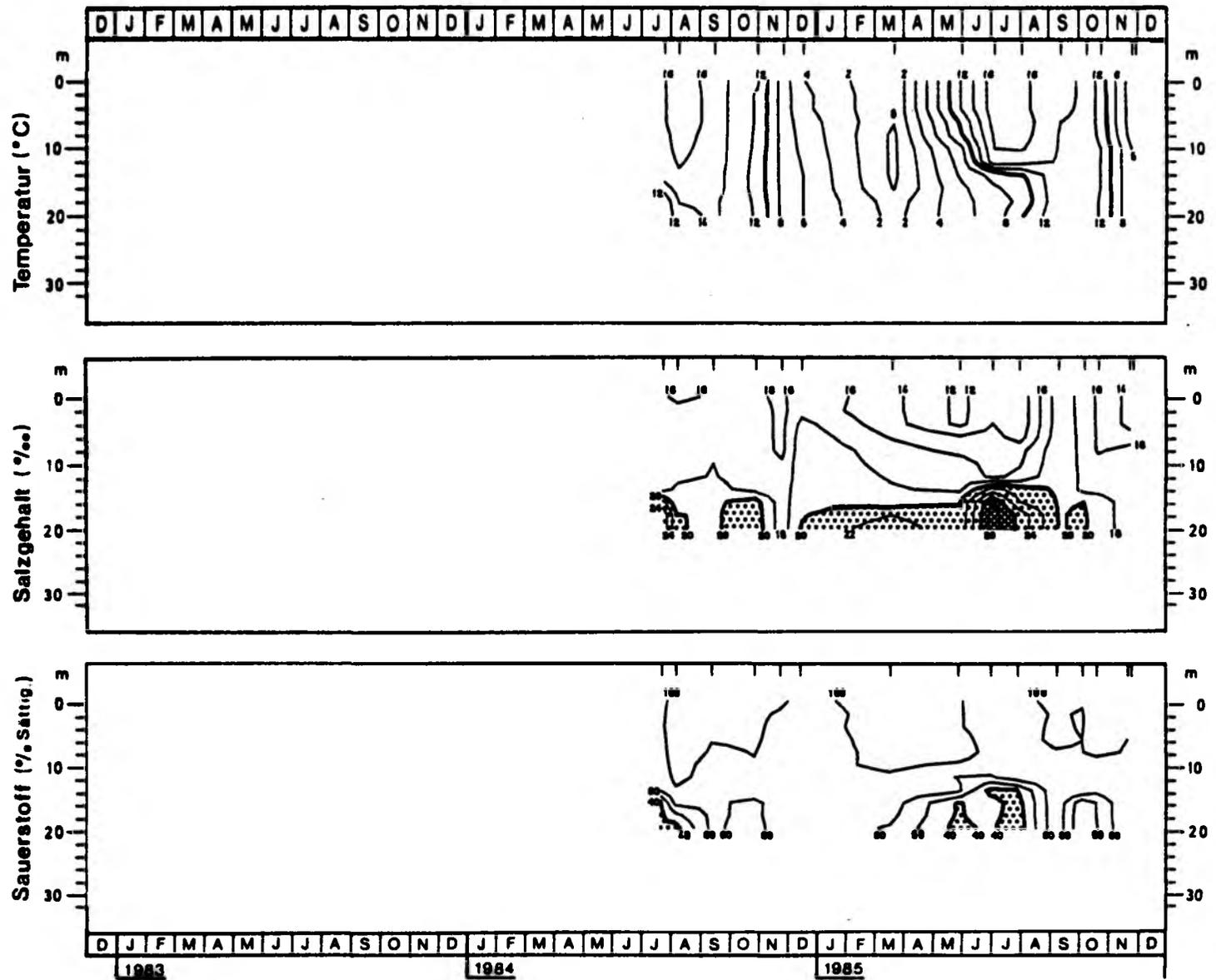


Abb. 16: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 6 (Hohwachter Bucht, 20 m)

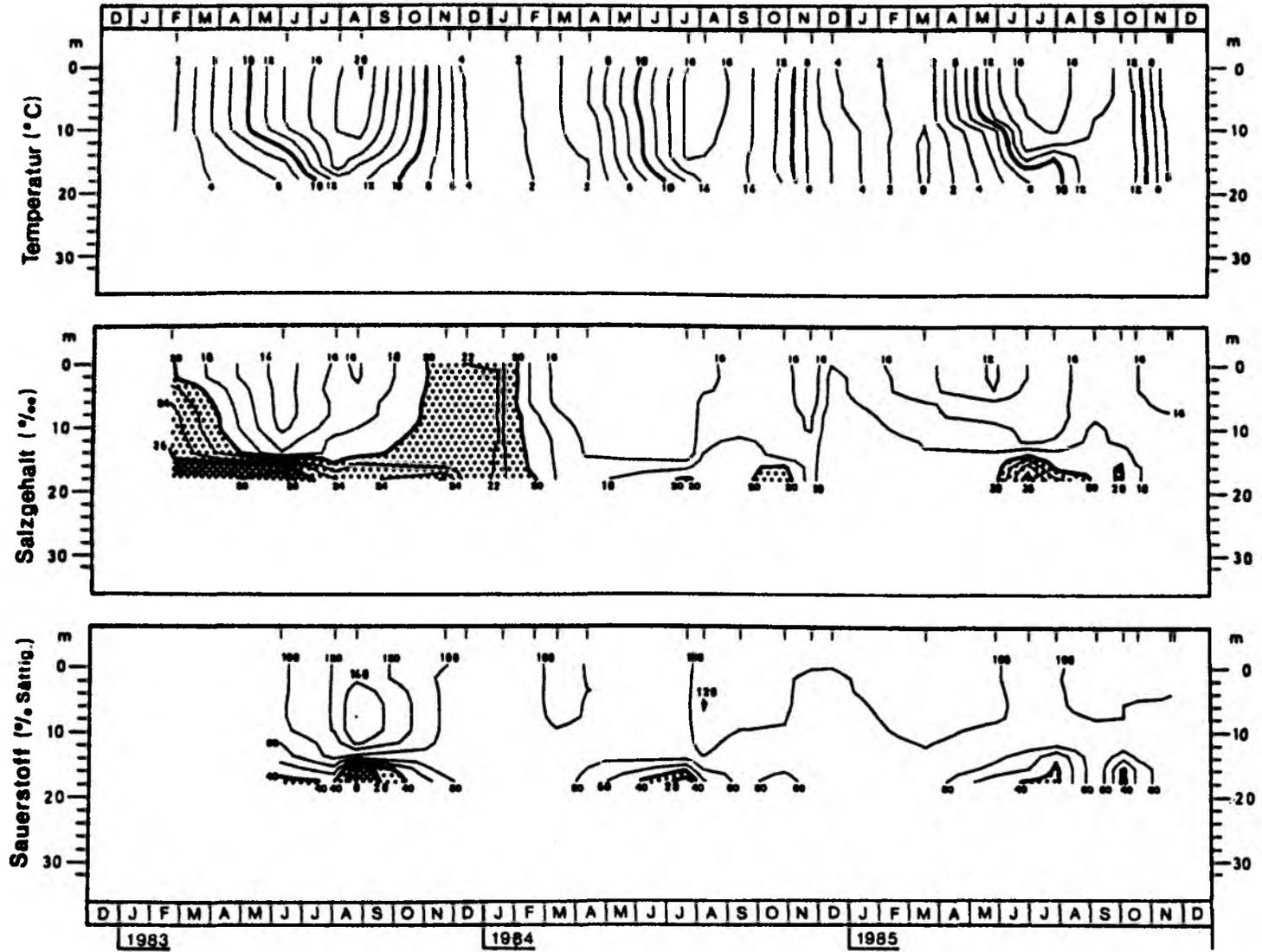


Abb. 17: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 5 (Hohwachter Bucht, 18 m)

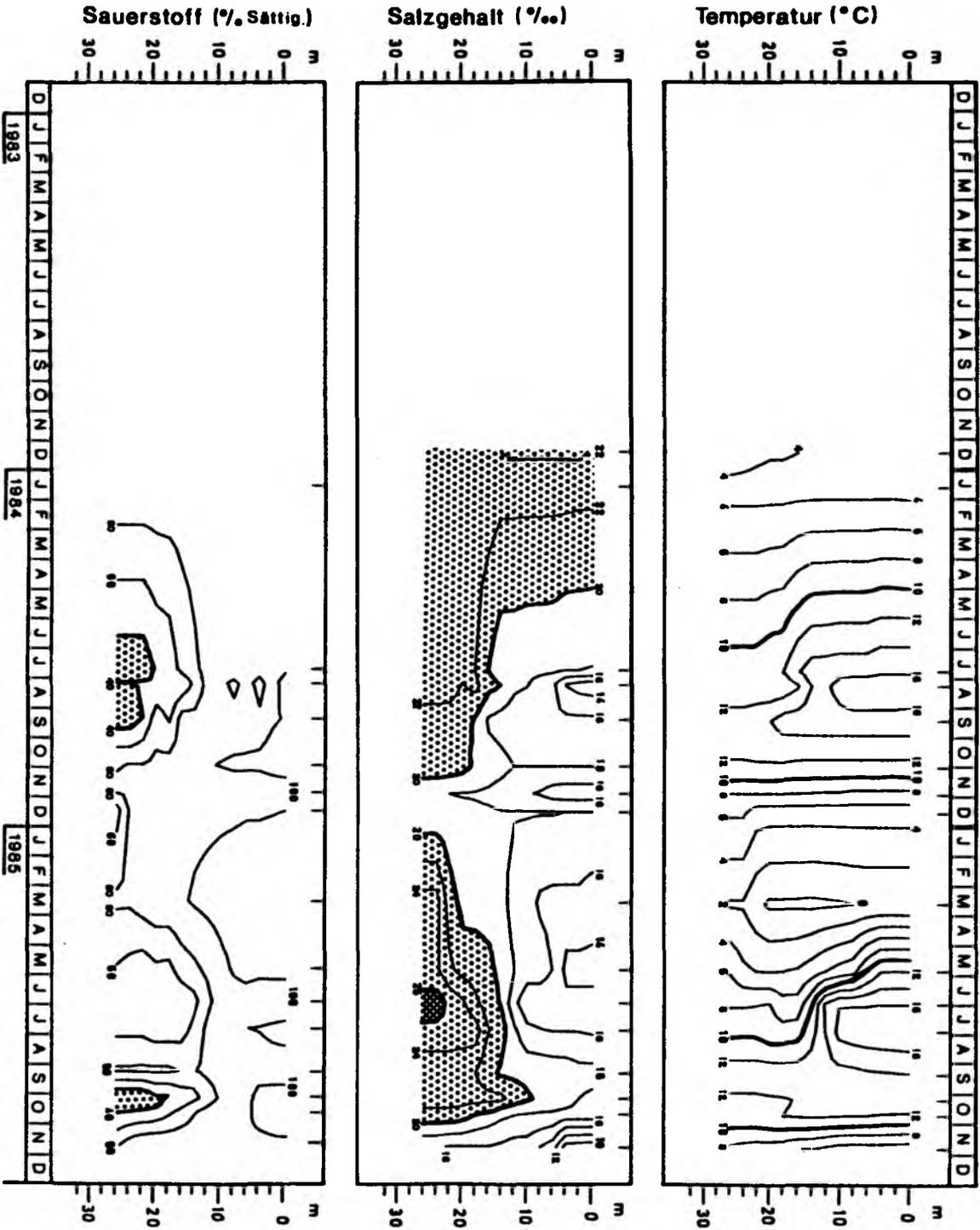


Abb. 18: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 9 (Vejsnæs-Rinne, 26 m)

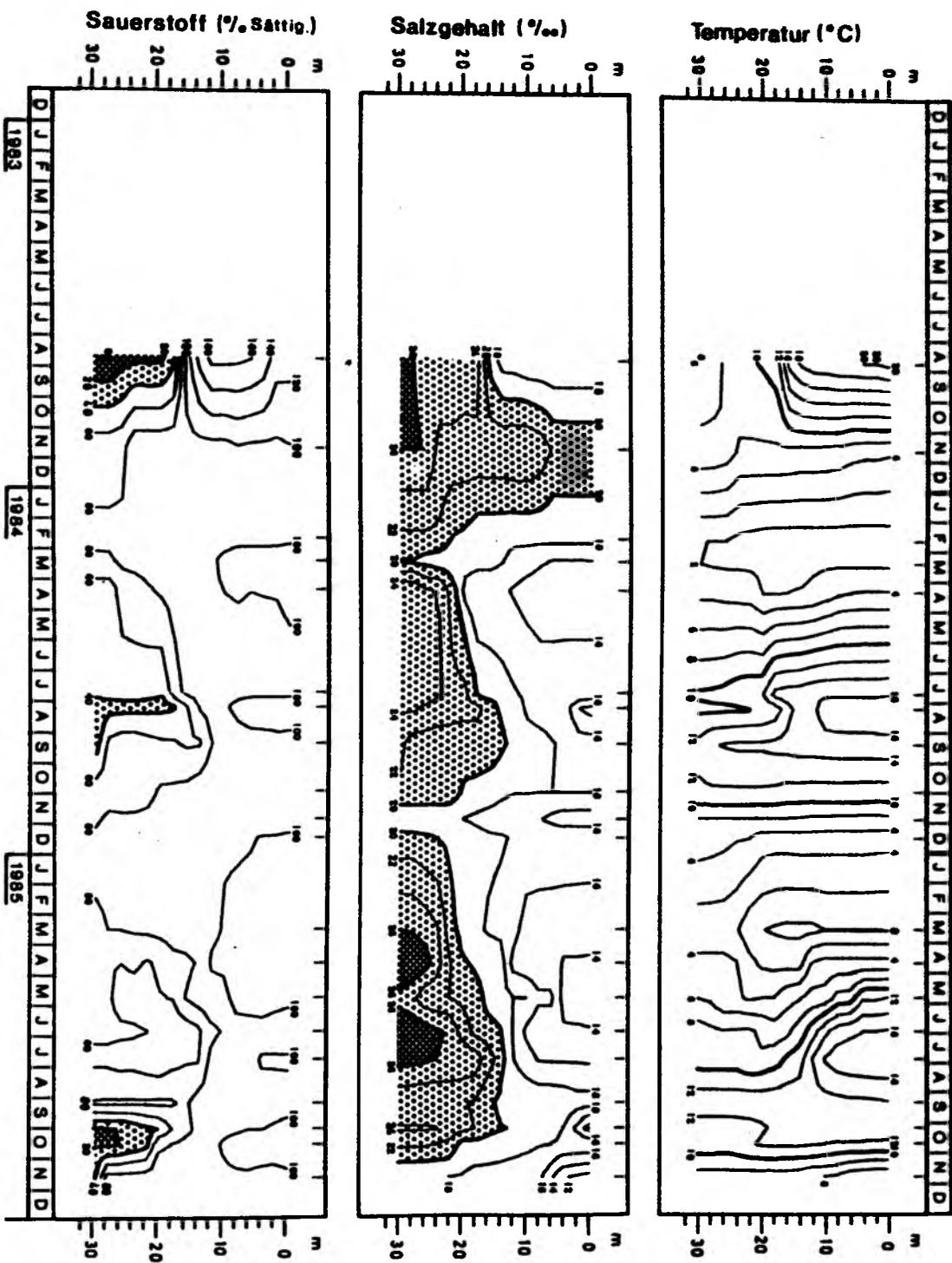


Abb. 19: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 8 (Vejsnæs-Rinne, 30 m)

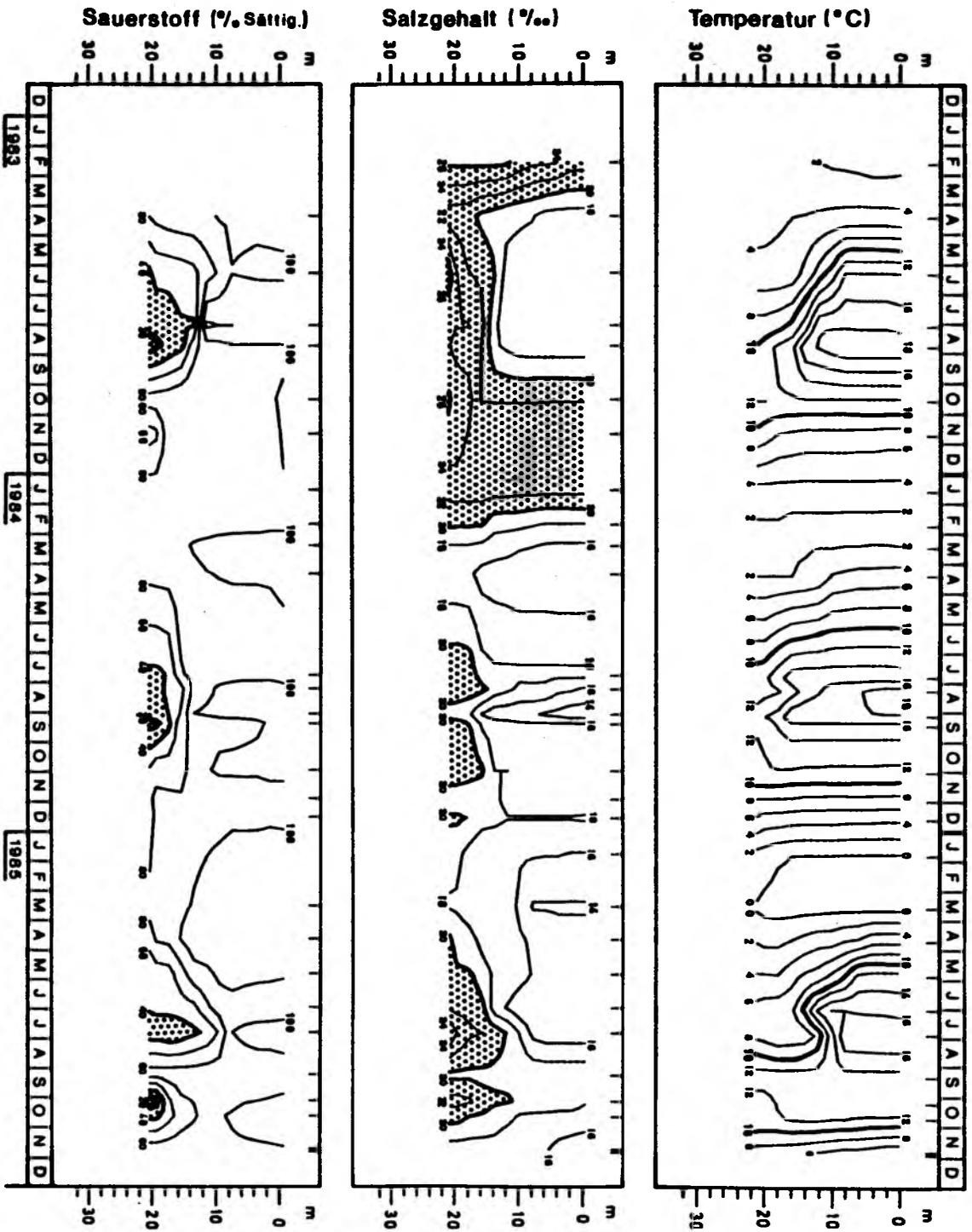


Abb. 20: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 4 (Dorschmulde, 21 m)

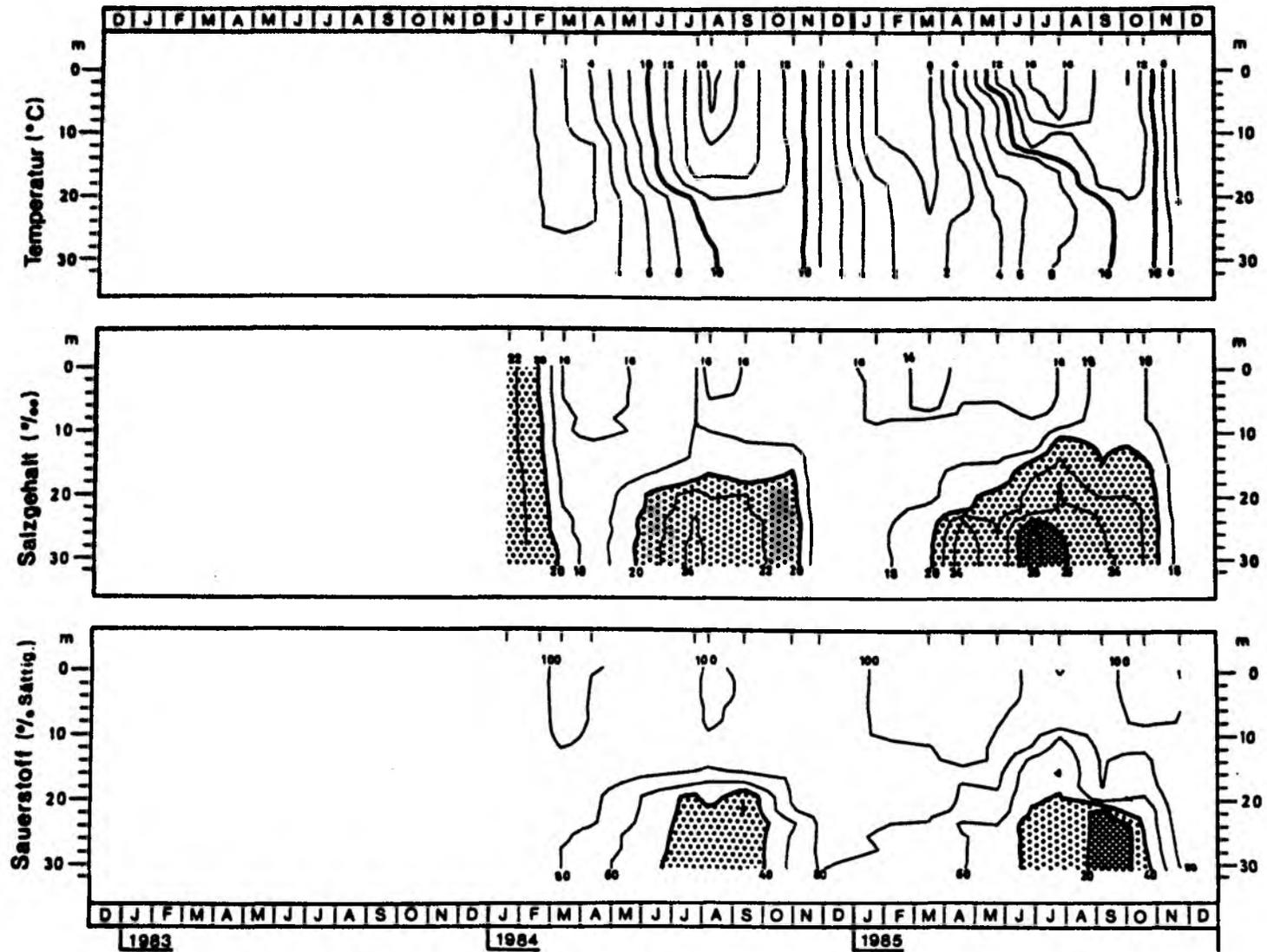


Abb. 21: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 7 (Wattenbergrinne, 32 m)

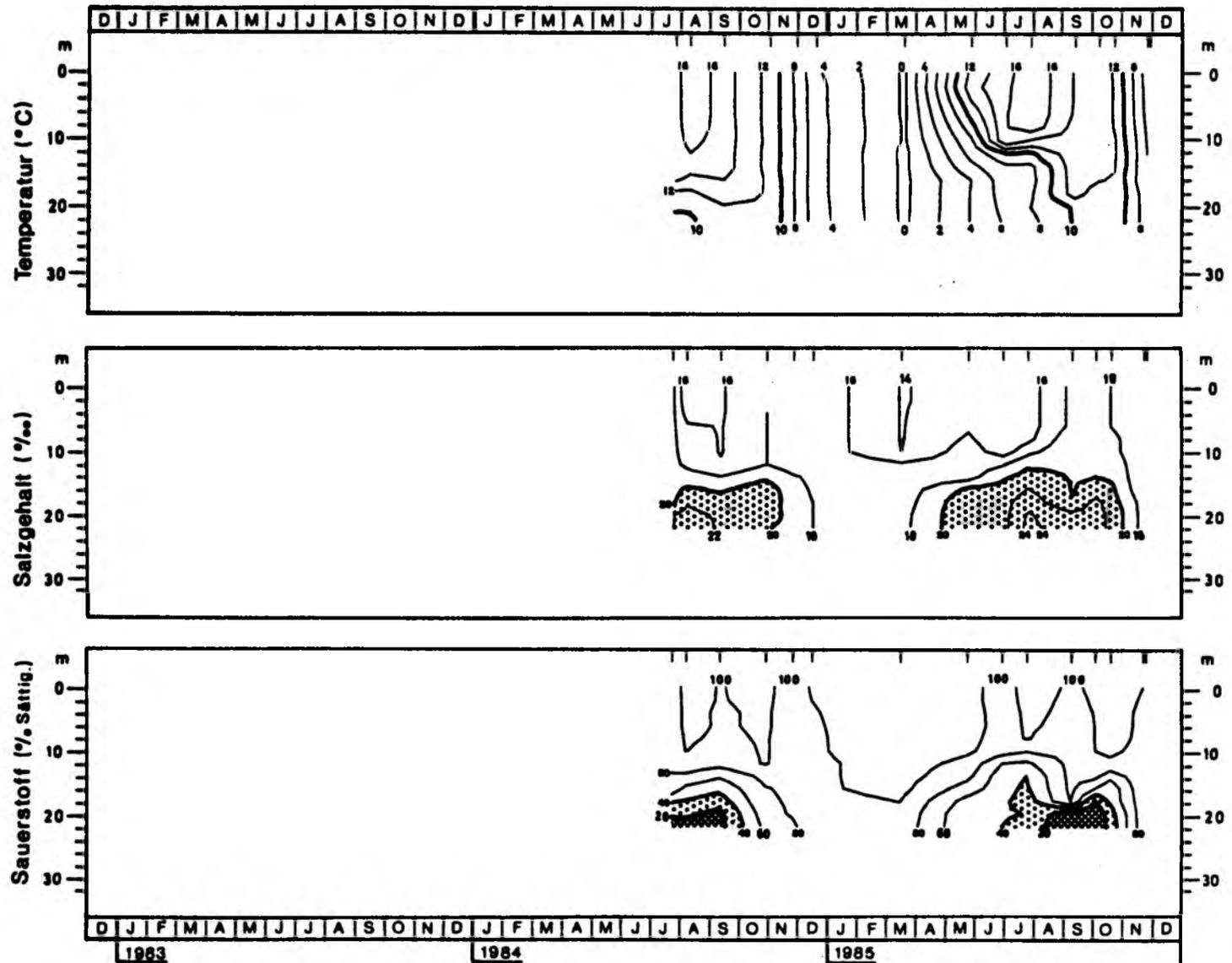


Abb. 22: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 3 (Kiel-Flensburg-Weg, 22 m)

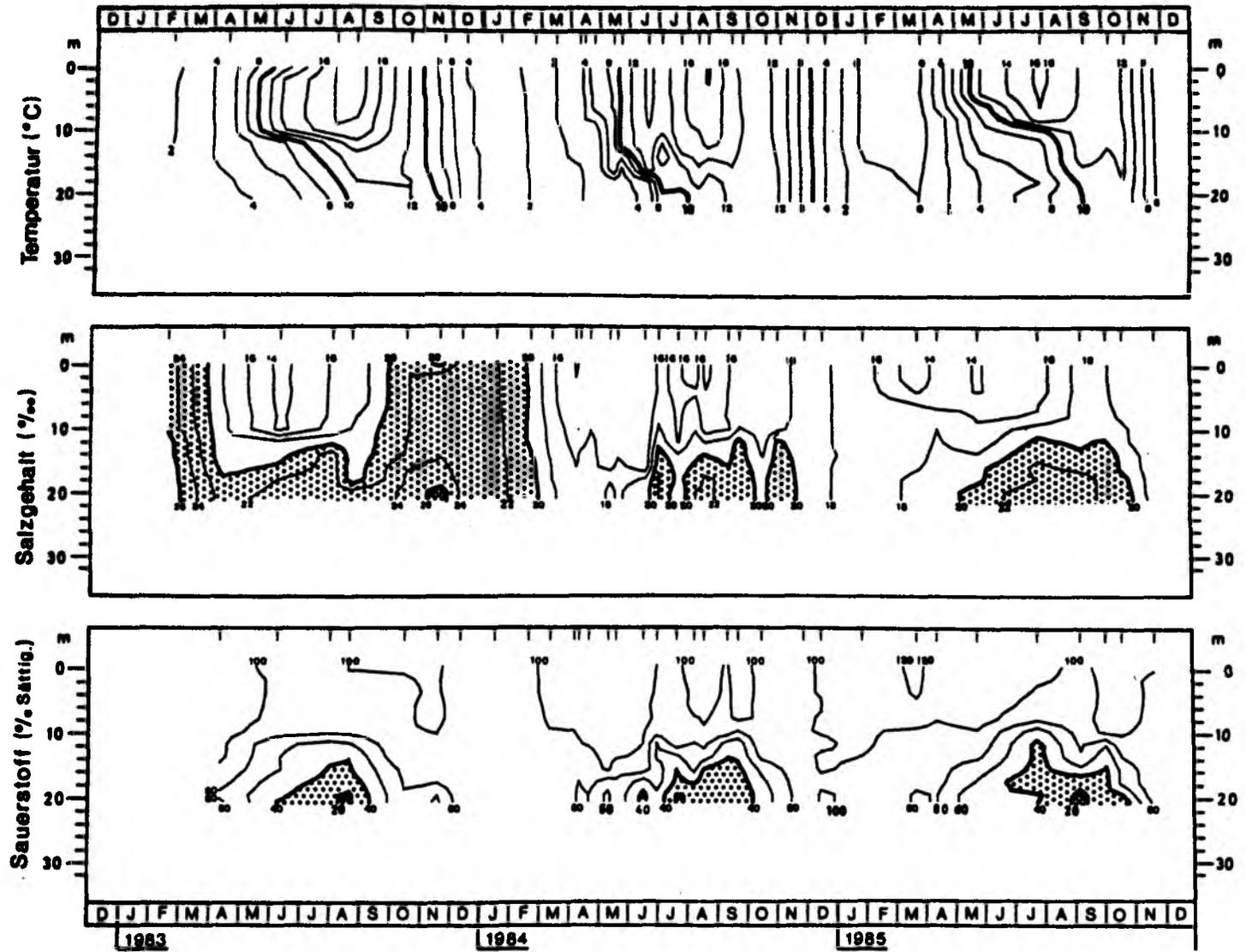


Abb. 23: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 2 (Stollergrund N, 21 m)

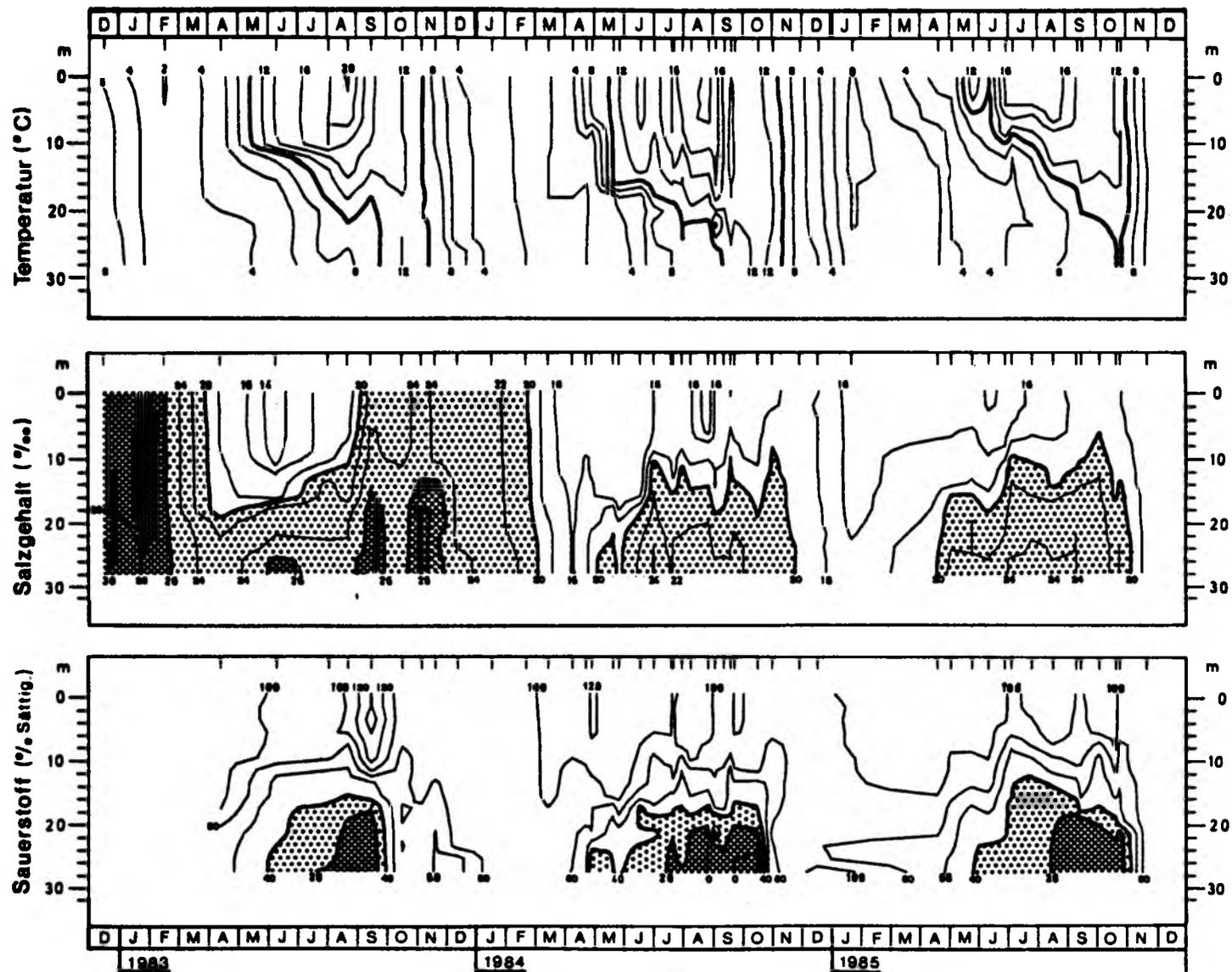
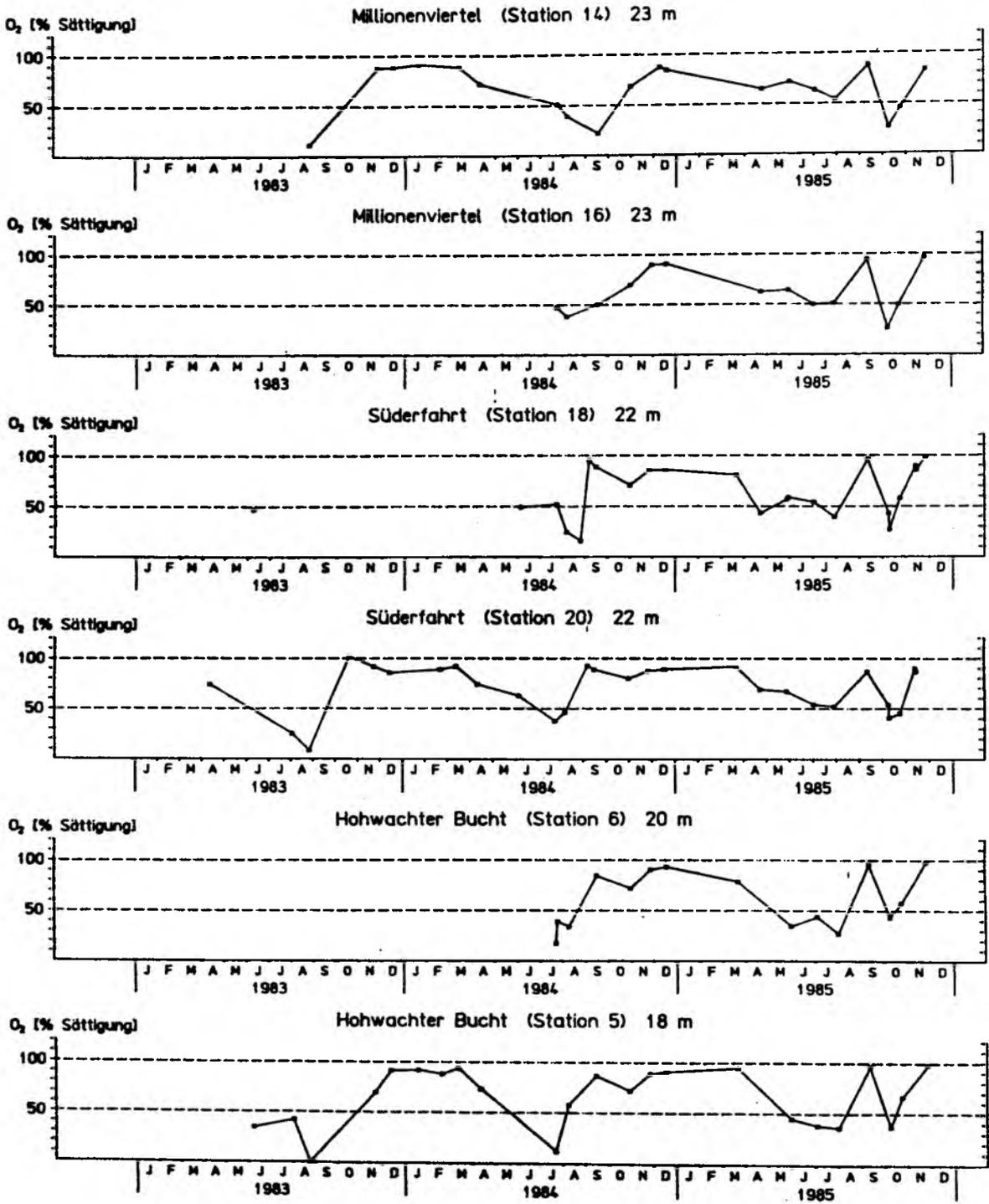
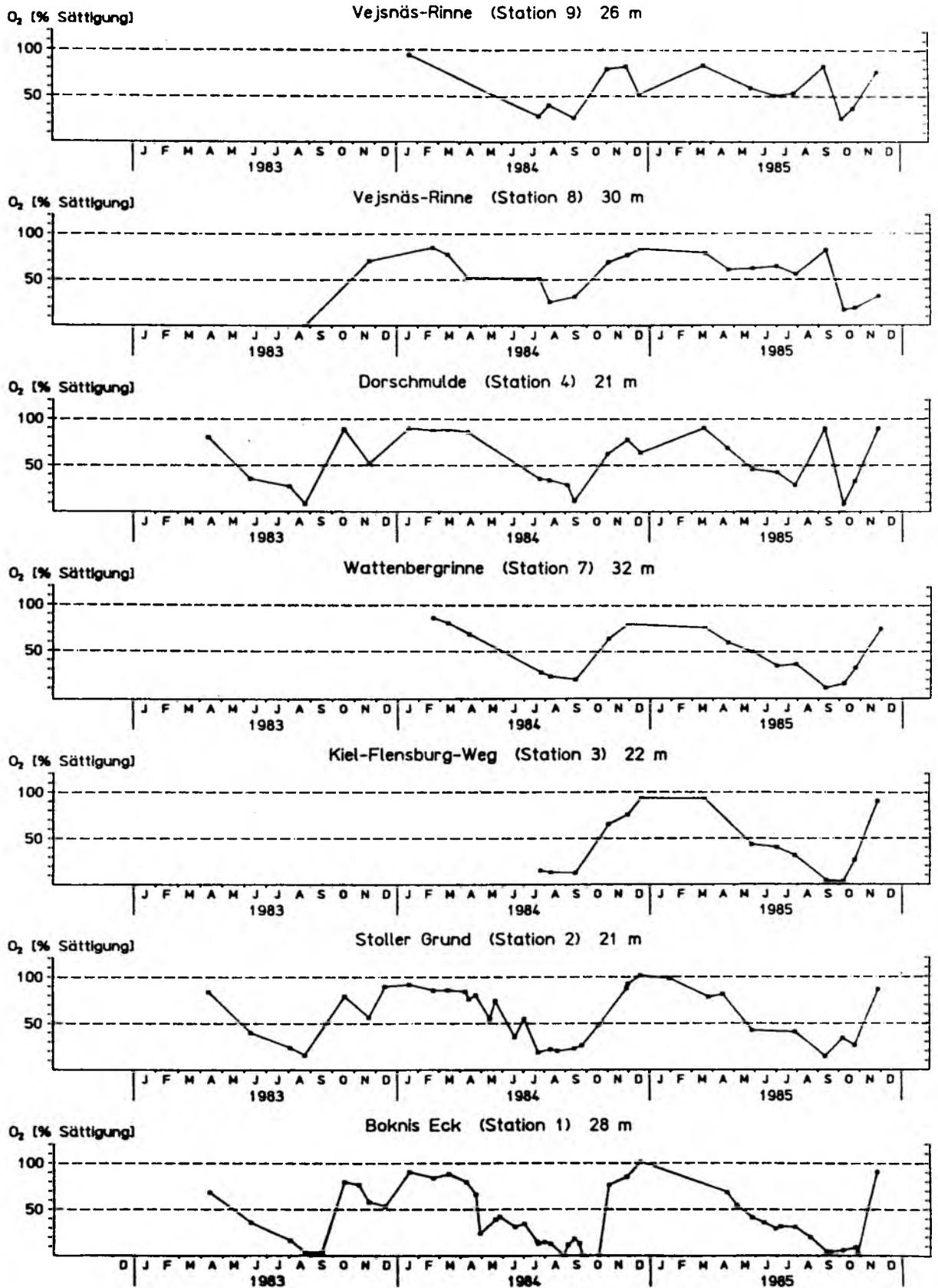


Abb. 24: Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff auf Station 1 (Boknis Eck, 28 m)



**Abb. 25:** Sauerstoffwerte, die am Grund der jeweiligen Station gemessen wurden. Die Reihenfolge der Stationen entspricht dem Weg, auf dem sich aus dem Großen Belt einströmendes Tiefenwasser im Rinnensystem der Kieler Bucht ausbreitet.



Fortsetzung von Abb. 25

Messungen, so daß die graphische Darstellung die Situation nur sehr ungenau wiedergibt. Wenigstens von Ende Januar bis Ende März 1985 lag die Wassertemperatur bis in 22 m Tiefe knapp unter 0 °C, in größeren Tiefen nur wenig darüber, bis höchstens 1 - 2 °C.

#### Salzgehalt und Sauerstoff:

Aus dem Jahr 1982 liegen nur sehr wenige Daten aus der Kieler Bucht vor. Vereinzelt Messungen im Januar, April und August bei Boknis Eck auf 28 m Tiefe zeigten, daß der Sauerstoffgehalt jeweils unter dem langjährigen Mittelwert von 1957 bis 1984 lag (RUMOHR, 1985). Eine Reise nach Bornholm gab mir am 16. August 1982 Gelegenheit, auf der Süderfahrt (Station 18, 22 m) und im Fehmarnbelt in der Nähe des Feuerschiffs (26 m) mit Winkler-Titration den Sauerstoffgehalt zu messen. Auf der Süderfahrt betrug er in 18 m Tiefe 5,7 und in 22 m Tiefe 5,3 ml/l, entsprechend etwa 60 % Sättigung. Im Fehmarnbelt waren es dagegen 4,1 ml/l auf 22 m Tiefe und nur 2,8 ml/l in 26 m Tiefe, entsprechend ungefähr 40 bzw. 30 % Sättigung. Die im August herrschenden Weststürme und die dadurch hervorgerufene Einstromlage in Verbindung mit vertikaler Durchmischung (siehe 3.2.1) verhinderten eine weitere Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen.

Die eigentliche Meßreihe begann erst im Dezember 1982.

Der im Fehmarnbelt beobachtete Salzwassereinbruch in die Ostsee im Winter 1982/83 (siehe 3.2.1, Abb. 10 und 11) hatte offenbar das Wasser der Kieler Bucht vollständig ausgetauscht. Im Dezember 1982 wurden bei Boknis Eck (Station 1, Abb. 24) in 28 m Tiefe 30 ‰ und an der Oberfläche über 26 ‰ Salzgehalt gemessen. Ähnlich waren die Verhältnisse auch auf der Süderfahrt (Station 20, Abb. 15) und in der Hohwachter Bucht (Station 6, Abb. 16). Erst der starke Ausstrom, der im Fehmarnbelt den ganzen Februar 1983 über anhielt (Abb. 11), ließ den Salzgehalt wieder stark absinken. Der Ausstrom erfaßte Ende Februar Süderfahrt und Hohwachter Bucht (Stationen 20 und 5, Abb. 15 und 17) und Ende März auch den Westen der Kieler Bucht (Stationen 4, 2 und 1, Abb. 20, 23 und 24).

Das einströmende Tiefenwasser, das im Mai 1983 mit 28 ‰ Salzgehalt im Fehmarnbelt beobachtet wurde (Abb. 11), erreichte zur gleichen Zeit auch die Kieler Bucht. Anfang Juni war es auf der Süderfahrt (Station 18, Abb. 14) unterhalb von 20 m Tiefe und in der Hohwachter Bucht

(Station 5, Abb. 17) unterhalb von 18 m Tiefe mit 28 ‰ Salzgehalt ebenso nachzuweisen wie bei Boknis Eck (Station 1, Abb. 24) unterhalb von 26 m Tiefe mit 26 ‰ Salzgehalt. Es entstand eine Sprungschicht, die in der ganzen Kieler Bucht extrem scharf ausgeprägt war, und die zwischen 16 und 20 m Tiefe, in der Hohwachter Bucht zwischen 16 und 18 m Tiefe lag. Sie zeichnete sich in Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffsättigung gleichermaßen ab. Besonders auffallend waren die Sauerstoffwerte im August 1983. Während unter der Sprungschicht Sauerstoffmangel herrschte (überall weniger als 20 ‰ Sättigung, auf einigen Stationen 0 ‰, siehe Abb. 25), war das Wasser oberhalb der Sprungschicht zwischen 4 und 10 m Tiefe mit Sauerstoff übersättigt. Die Meßwerte von zum Teil mehr als 140 ‰ Sättigung sind extrem hoch. Allerdings kommen solche Werte auch in der Meßreihe von KREY et al. (1978) aus der Zeit von 1957 - 1975 vereinzelt vor. NEHRING & FRANCKE (1983 a) beschreiben solche Werte als Extremfall während außergewöhnlich starker Planktonblüten, und sie liegen oberhalb dessen, was MATTHÄUS (1978 a) aufgrund mehrjähriger Untersuchungen als Höchstwerte während einer Planktonblüte angibt (110 - 120 ‰ Sättigung). Es gab demzufolge im August 1983 eine sehr starke Phytoplanktonblüte, und zwar offenbar in allen Teilen der Kieler Bucht. Nach NOJI et al. (1986) war die Biomasse dieser Blüte nicht ungewöhnlich hoch, allerdings begannen die Autoren ihre Untersuchung erst im September. Bereits Ende August 1983 setzte in der Kieler Bucht, ebenso wie im Fehmarnbelt (Abb. 11), die Durchmischung ein (z.B. Boknis Eck, Station 1, Abb. 24). Im November war auf allen Stationen nur eine geringe Schichtung festzustellen. Durch starken Einstrom von Mischwasser, der im September und Oktober im Fehmarnbelt beobachtet wurde (Abb. 11), stieg der Salzgehalt stark an und lag im November in der Hohwachter Bucht (Station 5, Abb. 17) sowie in der gesamten Region von der Vejsnäs-Rinne (Station 8, Abb. 19) bis Boknis Eck (Station 1, Abb. 24) am Grund über 26 ‰, an der Oberfläche überall über 20 ‰. Das eingeströmte Wasser war jedoch, wie Abb. 25 zeigt, unterhalb von 20 m Tiefe nur zu 60 ‰ mit Sauerstoff gesättigt, so in der Dorschmulde (Station 4), am Stollergrund (Station 2) und bei Boknis Eck (Station 1). Dies war möglicherweise auch eine Folge der mittlerweile sedimentierten Planktonblüte, die im August 1983 zu extrem hohen Sauerstoffwerten geführt hatte (s.o.). Der Ausstrom, der im Fehmarnbelt im November und

Dezember 1983 den Salzgehalt sinken ließ (Abb. 11), wirkte sich in der Kieler Bucht nur im Millionenviertel (Station 14, Abb. 12) und auf der Süderfahrt (Station 20, Abb. 15) aus, wo der Salzgehalt im November mit 22 ‰ am Grund deutlich geringer war als in den übrigen Gebieten. Bis Mitte Februar 1984 war der Salzgehalt auch an der Oberfläche nirgendwo geringer als 20 ‰.

Der anhaltende Ausstrom salzarmen Ostseewassers, der von Januar bis März 1984 im Fehmarnbelt beobachtet wurde (Abb. 11), ließ auch überall in der Kieler Bucht ab Ende Februar den Salzgehalt an der Oberfläche sinken, naturgemäß in den beltnahen Gebieten (Millionenviertel, Süderfahrt, bis unter 14 ‰) stärker als in den übrigen Regionen (bis 16 ‰). Ab März strömte salzreiches Tiefenwasser in die Kieler Bucht ein, das zunächst nur das Millionenviertel (Station 14, Abb. 12), die Vejsnäs-Rinne (Station 8, Abb. 19) und in geringerem Maße die Süderfahrt (Station 20, Abb. 15) erreichte, im April dann auch das Westgebiet (Station 1, Abb. 24), allerdings nur in Tiefen unterhalb von 22 m. Dieser Einstrom trat mit einer Sauerstoffsättigung von nur 70 % im Millionenviertel in die Kieler Bucht ein. Bei Boknis Eck sank gleichzeitig mit seinem Eintreffen die Sauerstoffsättigung um 56 auf 24 % (siehe Abb. 25). Gleichzeitig bildete sich eine Sprungschicht, die aber zunächst nur im Millionenviertel höher als 20 m Tiefe lag. Erst ein zweiter, größerer Schub salzreichen Tiefenwassers, der im Juli und August einströmte, hob die Sprungschicht an und erhöhte nun im gesamten Rinnensystem der Kieler Bucht den Salzgehalt unterhalb von 16 m Tiefe auf über 20 ‰, unterhalb von 20 m Tiefe auf über 26 ‰. Dieses Tiefenwasser war, als es im Juli 1984 das Millionenviertel (Station 14, Abb. 12 und 25) erreichte und von dort in die Kieler Bucht eintrat, unterhalb von 16 m Tiefe nur zu 50 % mit Sauerstoff gesättigt. Auf dem Weg durch die Rinnen nahm diese geringe Sättigung noch weiter ab, und bei Boknis Eck (Station 1, Abb. 24 und 25) lag sie von Juni bis Oktober 1984 am Grund unter 20 %, für einige Zeit sogar bei 0 %. Tab. 5 soll dies an einem Beispiel von Station 6 (Hohwachter Bucht) verdeutlichen, das aus der Graphik nicht so deutlich wird. Dort traf das einströmende Tiefenwasser mit einer Sauerstoffsättigung von knapp 40 % ein.

Wie bereits 1983 kam es auch im August 1984, während gleichzeitig am Grund Sauerstoffmangel herrschte, zu sehr hohen Sauerstoffwerten in 2

Tab. 5:

**Änderung von Salzgehalt und Sauerstoffgehalt während einer Einstromlage im Sommer 1984 in der Hohwachter Bucht (Station 6).**

	<u>Datum</u>			<u>Tiefe</u>
	23.7.84	25.7.84	9.8.84	(m)
<u>Salzgehalt</u>	14,6	16,3	15,5	0
<u>(‰)</u>	14,7	16,3	16,6	2
	14,7	16,6	16,6	4
	14,7	17,0	16,7	6
	14,7	17,1	17,2	8
	14,9	17,2	17,4	10
	15,0	17,4	17,6	12
	15,3	17,4	18,4	14
	15,4	22,7	18,6	16
	22,8	25,6	20,1	18
	22,8	25,6	20,1	20
<u>Sauerstoff</u>	96,5	96,0	102,2	0
<u>(% Sätt.)</u>	95,8	94,9	113,9	2
	92,5	95,0	119,7	4
	92,5	90,8	120,9	6
	92,5	90,1	116,1	8
	92,6	90,1	109,6	10
	92,7	85,6	106,6	12
	90,6	84,5	97,2	14
	90,3	38,3	87,2	16
	17,1	36,0	55,1	18
	17,1	38,8	33,7	20

bis 10 m Tiefe. Die Werte lagen zwischen 110 und 120 % Sättigung, auf Station 18 (Süderfahrt, Abb. 14) wurden fast 150 % gemessen. Es muß also wieder eine sehr starke Phytoplanktonblüte gegeben haben.

Mit der Durchmischung des Wassers, die im September 1984 einsetzte und bis Dezember vollzogen war, ging auch der Sauerstoffmangel zu Ende. Allerdings kamen die Werte am Grund nicht über 90 % Sättigung hinaus. Vielleicht war dies eine Folge der starken Planktonblüte im August (s.o.). Im November und Dezember, als diese Blüte schon sedimentiert sein mußte, war jedenfalls der organische Gehalt des Sediments auf vielen Stationen höher als zu späteren Terminen (siehe 3.1, Tab. 4).

1985 waren wegen starker Vereisung erst seit Ende März wieder regelmäßige Messungen möglich. Ein erster Einstrom von Tiefenwasser erfolgte im März. Mit 28 ‰ Salzgehalt in 23 m Tiefe (Grund) erreichte dieses Wasser das Millionenviertel (Station 14, Abb. 12). Nach Süden erreichte es gerade den Eingang der Hohwachter Bucht (Station 6, Abb. 16), nach Westen gelangte es über die Vejsnäs-Rinne bis ins Westgebiet, wo es bei Boknis Eck (Station 1, Abb. 24) ab Ende April zu messen war, allerdings nur noch mit 22 ‰ in 28 m Tiefe. Ebenfalls im April, also gleichzeitig mit dem Einstrom dieses Tiefenwassers, sank der Sauerstoffgehalt überall auf 70 % Sättigung ab. Der nächste,

diesmal weitaus stärkere Einstrom salzreichen Tiefenwassers erfolgte im Juni und Juli 1985. Er drückte die Sprungschicht, die zuvor noch bei 20 m Tiefe gelegen hatte, auf 12 bis 16 m Tiefe empor. Im Millionenviertel und auf der Süderfahrt (Stationen 14, 16, 18 und 20, Abb. 12 - 15) stieg die 26 ‰-Isohaline auf 20 m, in der Hohwachter Bucht (Stationen 6 und 5, Abb. 16 und 17) auf 16 bzw. 18 m. Das einströmende Tiefenwasser passierte Anfang Juli die Wattenbergrinne (Station 7, Abb. 21) und erreichte danach das Westgebiet. Es war, als es im Millionenviertel eintraf, nur zu 60 % mit Sauerstoff gesättigt. Es schob sich unter das noch sauerstoffärmere Wasser, das bis dahin die Rinnen ausgefüllt hatte. Infolgedessen lag Anfang Juli 1985 in der Vejsnäs-Rinne (Stationen 9 und 8, Abb. 18 und 19), in der Wattenbergrinne (Station 7, Abb. 21) und im Westgebiet (Stationen 2 und 1, Abb. 23 und 24) das Sauerstoffminimum nicht am Grund, sondern in 16 bis 20 m Tiefe.

Ein weiterer Einstrom von Tiefenwasser erfolgte Anfang Oktober 1985. Bis in die Vejsnäs-Rinne und in die Hohwachter Bucht hinein sank die Sauerstoffsättigung, die im September bereits wieder auf Werte zwischen 80 und 100 % gestiegen war, um bis zu 80 % (Dorschmulde) ab, wie Abb. 25 zeigt. Daß dieser erneute Sauerstoffmangel nur durch einströmendes Tiefenwasser in die Kieler Bucht importiert wurde, zeigt ein Beispiel von der Süderfahrt (Station 18, 22 m), das aus der Graphik nicht so deutlich wird. Dort stieg vom 9. bis zum 10. Oktober, binnen 16 Stunden, der Salzgehalt am Grund von 21 auf 22 ‰, während gleichzeitig die Sauerstoffsättigung von 43 auf 27 % zurückging. In der Hohwachter Bucht (Stationen 6 und 5, Abb. 16, 17 und 25) sanken die Sauerstoffwerte nicht unter 40 % ab. Anders dagegen in der Vejsnäs-Rinne (Stationen 9 und 8, Abb. 18, 19 und 25) und in der Dorschmulde (Station 4, Abb. 20 und 25), wo bei gleichzeitiger leichter Erhöhung des Salzgehalts die Sauerstoffsättigung unterhalb von 20 m Tiefe bis unter 30 %, am Grund sogar auf 10 % zurückging. Die Wattenbergrinne und das Westgebiet erreichte der Einstrom nicht mehr. Hier lag die Sauerstoffsättigung bis Anfang Oktober überall unter 20 %, bei Boknis Eck (Station 1, Abb. 24) unterhalb von 22 m Tiefe unter 10 %. Im Oktober setzte die Durchmischung ein. Ein starker Ausstrom im November ließ den Salzgehalt auf allen Stationen bis zum Grund auf Werte um 17 ‰, im Millionenviertel (Station 14, Abb. 12) an der

Oberfläche sogar auf 10 % absinken. Gleichzeitig stiegen auch die Sauerstoffwerte am Grund wieder an und lagen Ende November überall zwischen 80 und 100 % Sättigung. Nur auf den beiden tiefsten Stationen waren sie noch gering, wie Abb. 25 zeigt: in der Wattenbergrinne (Station 7) in 32 m Tiefe 75 %, in der Vejsnäs-Rinne (Station 8) in 30 m Tiefe sogar nur 32 % Sättigung.

Meine eigenen Messungen endeten im November 1985. Es sei ergänzend angemerkt, daß es auch im Sommer 1986 in der Kieler Bucht zu schwerem Sauerstoffmangel kam (FYNS AMTSKOMMUNE, 1986; unveröff. Daten des Biologischen Monitorings), ebenso im Sommer 1987, obwohl der Sommer dieses Jahres unter meteorologischen Gesichtspunkten wenige Voraussetzungen dafür bot. Nach Messungen von SEIFERT (pers. Mitteilung) war am 31. Juli 1987 von Boknis Eck bis zur Wattenbergrinne kaum noch Sauerstoff im Bodenwasser (ca. 5 % Sättigung), und am 19. August 1987 reichte eine sauerstofffreie Wasserschicht bei Boknis Eck (28 m) bis in 22 m, in der Wattenbergrinne (32 m) bis in 26 m Tiefe empor. In der Dorschmulde lag die Sättigung am Grund (21 m) bei 22 %. Die 50 %-Sättigungslinie lag im August überall zwischen 12 und 14 m Tiefe. Dabei ist bemerkenswert, daß Temperatur und Salzgehalt einen durchgehenden vertikalen Gradienten, aber keine eigentliche Sprungschicht bildeten. Eine Sprungschicht wie in anderen Jahren mit starkem Sauerstoffmangel, z.B. 1981 und 1983, scheint demnach keine zwingende Voraussetzung für Sauerstoffmangel im Tiefenwasser zu sein.

### 3.3 Makrobenthos

Die Muscheln Arctica islandica und Astarte spp. machen im Makrozoobenthos des Untersuchungsgebietes zusammen rund 80 - 90 % der Gesamtbiomasse aus. Tiere solcher Größe, die zudem auch sehr fleckenhaft verteilt leben, lassen sich mit drei Greiferproben pro Station nicht quantitativ erfassen. Sie sind daher von der Gesamtdarstellung ausgenommen und werden gesondert betrachtet (3.3.9 und 3.3.10).

Die Biomasse ist im Folgenden ausschließlich als AFTG angegeben, die Angaben für "Gesamtbiomasse" sind ohne Arctica und Astarte.

#### 3.3.1 Süderfahrt, Stationen 18, 19 und 20 (1968 - 72, 1975 - 86)

Nirgendwo in der Kieler Bucht wurde das Makrobenthos so häufig und regelmäßig untersucht wie auf der Süderfahrt (Stationen 18, 19 und 20). Von einer Unterbrechung von April 1972 bis März 1975 abgesehen ist der gesamte Zeitraum seit 1968 mit Daten abgedeckt (siehe auch Tab. A2 im Anhang). Die Chronik der Ereignisse muß also hier beginnen. In Tab. A4 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 auf der Süderfahrt gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in den Tab. 6 und 7 zusammengefaßt. Abb. 26 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse. Ungeachtet starker Schwankungen, deren Verlauf auch nicht immer für alle Stationen einheitlich ist, wird deutlich, daß die durch Sauerstoffmangel verursachten Zusammenbrüche 1981 und 1983 bisher ohne Beispiel sind. Demgegenüber lassen sich die Auswirkungen der strengen Eiswinter 1969/70, 1978/79 und 1984/85 nur anhand einzelner Arten erkennen. Folgen des 1967 und 1975 bei Boknis Eck beobachteten schweren Sauerstoffmangels (KREY et al., 1978) scheint es auf der Süderfahrt nicht gegeben zu haben.

Tab. 6:

Dominante Arten auf der Südfahrt 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbandanz.  
Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben.  
Die Individuenzahlen sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Station 18				Station 19				Station 20				
Zeitraum	Art	n/m <sup>2</sup>	%	Art	n/m <sup>2</sup>	%		Art	n/m <sup>2</sup>	%		
1968 - Aug.81	Diastylis rathkei	495	45	Diastylis rathkei	681	45		Diastylis rathkei	612	36		
	Terebellides stroemi	166	15	Terebellides stroemi	254	17		Scoloplos armiger	195	11		
	Abra alba	162	15	Abra alba	139	9		Abra alba	140	8		
	Nephtys spp.	75	7	Ophiura albida	139	9		Terebellides stroemi	138	8		
	Ophiura albida	56	5	Nephtys spp.	71	5		Ophiura albida	134	8		
	Heteromastus filiformis	24	2	Scoloplos armiger	36	2		Rhodine spp.	108	6		
	Paraonis gracilis	19	2	Paraonis gracilis	32	2		Nephtys spp.	61	4		
	Scoloplos armiger	19	2	Heteromastus filiformis	26	2		Modiolaria nigra	27	2		
	Corbula gibba	15	1	Pectinaria koreni	22	1		Pectinaria koreni	20	1		
	<u>Summe</u>		1068	100	Rhodine spp.	19	1		Cardium fasciatum	18	1	
				<u>Summe</u>	1455	100		Macoma calcaria	17	1		
								<u>Summe</u>	1661	100		
1982	Abra alba	397	23	Polydora spp.	568	24		Polydora spp.	695	40		
	Heteromastus filiformis	300	17	Abra alba	558	23		Diastylis rathkei	429	25		
	Diastylis rathkei	296	17	Diastylis rathkei	361	15		Abra alba	179	10		
	Polydora spp.	155	9	Scoloplos armiger	184	8		Heteromastus filiformis	71	4		
	Capitella capitata	144	8	Capitella capitata	169	7		Paraonis gracilis	67	4		
	Paraonis gracilis	140	8	Terebellides stroemi	128	5		Capitella capitata	66	4		
	Halicryptus spinulosus	108	6	Heteromastus filiformis	110	5		Hamothoe sarsi	62	4		
	Scoloplos armiger	71	4	Hamothoe sarsi	81	3		Terebellides stroemi	31	2		
	Hamothoe sarsi	51	3	Paraonis gracilis	67	3		Halicryptus spinulosus	26	2		
	Terebellides stroemi	18	1	Halicryptus spinulosus	56	2		Gastrosaccus spinifer	21	1		
<u>Summe</u>		1743	100	Corbula gibba	27	1		Anaitides maculata	20	1		
				<u>Summe</u>	2397	100		Corbula gibba	17	1		
								<u>Summe</u>	1730	100		
1983	Abra alba	1375	38	Diastylis rathkei	1107	29		Diastylis rathkei	1589	43		
	Diastylis rathkei	1182	33	Abra alba	986	26		Abra alba	685	18		
	Heteromastus filiformis	304	8	Scoloplos armiger	460	12		Terebellides stroemi	633	17		
	Scoloplos armiger	205	6	Corbula gibba	219	6		Scoloplos armiger	257	7		
	Paraonis gracilis	110	3	Heteromastus filiformis	187	5		Heteromastus filiformis	62	2		
	Halicryptus spinulosus	98	3	Terebellides stroemi	174	5		Mysella bidentata	46	1		
	Corbula gibba	62	2	Paraonis gracilis	100	3		Paraonis gracilis	42	1		
	Terebellides stroemi	57	2	Paraonis fulgens	99	3		Polydora spp.	41	1		
	<u>Summe</u>		3609	100	Polydora spp.	80	2		Cardium fasciatum	40	1	
					Halicryptus spinulosus	53	1		<u>Summe</u>	3727	100	
				Mysella bidentata	50	1						
				Pectinaria koreni	39	1						
				<u>Summe</u>	3793	100						
1984	Diastylis rathkei	2415	76	Diastylis rathkei	1580	52		Diastylis rathkei	2072	62		
	Heteromastus filiformis	215	7	Abra alba	438	14		Corbula gibba	425	13		
	Abra alba	183	6	Corbula gibba	366	12		Abra alba	154	5		
	Corbula gibba	75	2	Heteromastus filiformis	171	6		Ophiura albida	134	4		
	Paraonis gracilis	54	2	Paraonis gracilis	85	3		Scoloplos armiger	85	3		
	Halicryptus spinulosus	48	2	Scoloplos armiger	83	3		Heteromastus filiformis	77	2		
	Pectinaria koreni	43	1	Ophiura albida	67	2		Mysella bidentata	61	2		
	<u>Summe</u>		3185	100	Paraonis fulgens	40	1		Paraonis gracilis	45	1	
					Pectinaria koreni	36	1		Pectinaria koreni	42	1	
					<u>Summe</u>	3041	100		Cardium fasciatum	39	1	
								<u>Summe</u>	3354	100		
1985	Diastylis rathkei	1436	52	Diastylis rathkei	2090	38		Diastylis rathkei	2259	44		
	Heteromastus filiformis	340	12	Corbula gibba	836	15		Corbula gibba	818	16		
	Scoloplos armiger	307	11	Scoloplos armiger	682	13		Scoloplos armiger	719	14		
	Abra alba	152	5	Heteromastus filiformis	503	9		Mysella bidentata	226	4		
	Paraonis gracilis	118	4	Paraonis gracilis	307	6		Abra alba	195	4		
	Anaitides maculata	94	3	Abra alba	232	4		Ophiura albida	143	3		
	Nephtys spp.	80	3	Paraonis fulgens	164	3		Paraonis gracilis	126	2		
	Paraonis fulgens	63	2	Ophiura albida	110	2		Heteromastus filiformis	120	2		
	Hamothoe sarsi	54	2	Anaitides maculata	96	2		Pherusa plumosa	70	1		
	Pontoporeia femorata	33	1	Mysella bidentata	90	2		Scalibregma inflatum	58	1		
<u>Summe</u>		2773	100	Nephtys spp.	58	1		Anaitides maculata	52	1		
				<u>Summe</u>	5442	100		<u>Summe</u>	5191	100		

Tab. 7:

Dominante Arten auf der Südfahrt 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbioasse (Gewichte als AFTG; *Arctica* und *Astarte* sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Gewichte sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Es bedeuten "Sonstige Mollusken" : alle Moll. außer *Abra*, *Arctica* und *Astarte*  
 "Sonstige Polychaeten" : alle Polych. außer *Nephtys*, *Pectinaria*, *Pherusa* und *Terebellides*  
 "Sonstige Fauna" : alle "Sonstigen" außer *Ophiura*

(Zusammenfassungen nach ARNTZ, unpubl.)

Station 18				Station 19				Station 20			
Zeitraum	Art	g/m <sup>2</sup>	%	Art	g/m <sup>2</sup>	%		Art	g/m <sup>2</sup>	%	
1968 - Aug. 81	<i>Nephtys</i> spp.	2,23	51	<i>Nephtys</i> spp.	2,11	48		"Sonstige Mollusken"	1,66	26	
	<i>Abra alba</i>	0,73	17	<i>Terebellides stroemi</i>	0,53	12		<i>Nephtys</i> spp.	1,61	25	
	<i>Terebellides stroemi</i>	0,47	11	<i>Abra alba</i>	0,52	12		"Sonstige Polychaeten"	0,70	11	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,26	6	<i>Diastylis rathkei</i>	0,36	8		<i>Abra alba</i>	0,43	7	
	"Sonstige Fauna"	0,26	6	<i>Ophiura albida</i>	0,33	7		<i>Terebellides stroemi</i>	0,43	7	
	<i>Ophiura albida</i>	0,18	4	"Sonstige Polychaeten"	0,14	3		<i>Diastylis rathkei</i>	0,38	6	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,08	2	<i>Pectinaria koreni</i>	0,12	3		<i>Ophiura albida</i>	0,37	6	
	"Sonstige Polychaeten"	0,08	2	"Sonstige Fauna"	0,06	2		"Sonstige Fauna"	0,27	4	
	<u>Summe</u>	4,34	100	<u>Summe</u>	4,44	100		<i>Pherusa plumosa</i>	0,16	3	
								<u>Summe</u>	6,38	100	
1982	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,47	31	<i>Abra alba</i>	0,52	26		<i>Hamothoe sarsi</i>	0,24	24	
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,26	17	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,37	19		<i>Diastylis rathkei</i>	0,21	21	
	<i>Abra alba</i>	0,26	17	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,30	15		<i>Abra alba</i>	0,14	14	
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,18	12	<i>Diastylis rathkei</i>	0,24	12		<i>Polydora</i> spp.	0,12	12	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,15	10	<i>Capitella capitata</i>	0,13	7		<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,08	8	
	<i>Capitella capitata</i>	0,09	6	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,11	5		<i>Capitella capitata</i>	0,05	5	
	<i>Polydora</i> spp.	0,03	2	<i>Polydora</i> spp.	0,07	4		<i>Heteromastus filiformis</i>	0,03	3	
	<i>Paraonis gracilis</i>	0,02	1	<i>Scoloplos armiger</i>	0,07	3		<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0,03	3	
	<i>Scoloplos armiger</i>	0,02	1	<i>Terebellides stroemi</i>	0,05	2		<i>Corbula gibba</i>	0,02	2	
	<i>Halcaea</i> spp.	0,02	1	<i>Corbula gibba</i>	0,03	2		<i>Anaitides maculata</i>	0,02	2	
	<u>Summe</u>	1,53	100	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0,02	1		<i>Eteone longa</i>	0,01	1	
				<u>Summe</u>	1,99	100		<i>Paraonis gracilis</i>	0,01	1	
								<i>Pectinaria koreni</i>	0,01	1	
							<u>Summe</u>	1,00	100		
1983	<i>Abra alba</i>	2,15	59	<i>Abra alba</i>	1,60	39		<i>Terebellides stroemi</i>	0,68	26	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,59	16	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,49	12		<i>Abra alba</i>	0,65	24	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,35	10	<i>Diastylis rathkei</i>	0,35	8		<i>Diastylis rathkei</i>	0,53	20	
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,12	3	<i>Terebellides stroemi</i>	0,35	8		<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,21	8	
	<i>Terebellides stroemi</i>	0,10	3	<i>Scoloplos armiger</i>	0,23	6		<i>Scoloplos armiger</i>	0,14	5	
	<i>Scoloplos armiger</i>	0,09	2	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,20	5		<i>Cardium fasciatum</i>	0,08	3	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,07	2	<i>Nephtys</i> spp.	0,15	4		<i>Pherusa plumosa</i>	0,08	3	
	<u>Summe</u>	3,61	100	<i>Paraonis gracilis</i>	0,08	2		<i>Heteromastus filiformis</i>	0,05	2	
				<i>Polydora</i> spp.	0,08	2		<i>Hamothoe sarsi</i>	0,04	1	
				<i>Paraonis fulgens</i>	0,08	2		<u>Summe</u>	2,65	100	
				<i>Corbula gibba</i>	0,07	2					
				<i>Pectinaria koreni</i>	0,06	1					
				<i>Spio filicornis</i>	0,06	1					
				<i>Cardium fasciatum</i>	0,06	1					
			<i>Hamothoe sarsi</i>	0,05	1						
			<i>Phaxas pellucidus</i>	0,04	1						
			<u>Summe</u>	4,15	100						
1984	<i>Diastylis rathkei</i>	1,27	46	<i>Abra alba</i>	1,07	36		<i>Diastylis rathkei</i>	1,17	48	
	<i>Abra alba</i>	0,62	22	<i>Diastylis rathkei</i>	0,98	33		<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,26	11	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,39	14	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,26	9		<i>Corbula gibba</i>	0,16	6	
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,16	6	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,17	6		<i>Heteromastus filiformis</i>	0,15	6	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,09	3	<i>Corbula gibba</i>	0,16	5		<i>Abra alba</i>	0,11	5	
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,04	2	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,08	3		<i>Ophiura albida</i>	0,11	4	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,04	1	<i>Nephtys</i> spp.	0,06	2		<i>Mya truncata</i>	0,09	4	
	<i>Paraonis gracilis</i>	0,03	1	<i>Ophiura albida</i>	0,05	2		<i>Cardium fasciatum</i>	0,05	2	
	<u>Summe</u>	2,76	100	<i>Pectinaria koreni</i>	0,04	1		<i>Pherusa plumosa</i>	0,05	2	
				<i>Mya truncata</i>	0,03	1		<i>Hamothoe sarsi</i>	0,05	2	
			<u>Summe</u>	2,96	100		<u>Summe</u>	2,44	100		
1985	<i>Diastylis rathkei</i>	1,14	33	<i>Diastylis rathkei</i>	1,87	32		<i>Diastylis rathkei</i>	2,24	38	
	<i>Abra alba</i>	0,87	25	<i>Abra alba</i>	1,05	18		<i>Pherusa plumosa</i>	0,60	10	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,33	9	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,53	9		<i>Scoloplos armiger</i>	0,49	8	
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,29	8	<i>Corbula gibba</i>	0,48	8		<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,36	6	
	<i>Scoloplos armiger</i>	0,25	7	<i>Scoloplos armiger</i>	0,42	7		<i>Corbula gibba</i>	0,34	6	
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,18	5	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,42	7		<i>Ophiura albida</i>	0,31	5	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,15	4	<i>Nephtys</i> spp.	0,29	5		<i>Heteromastus filiformis</i>	0,26	4	
	<i>Anaitides maculata</i>	0,12	3	<i>Ophiura albida</i>	0,24	4		<i>Abra alba</i>	0,23	4	
	<i>Pontoporeia femorata</i>	0,05	1	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,14	2		<i>Mya truncata</i>	0,21	3	
	<u>Summe</u>	3,49	100	<i>Anaitides maculata</i>	0,08	1		<i>Cardium fasciatum</i>	0,18	3	
				<i>Pherusa plumosa</i>	0,08	1		<i>Hamothoe sarsi</i>	0,16	3	
			<u>Summe</u>	5,87	100		<i>Anaitides maculata</i>	0,08	1		
							<i>Terebellides stroemi</i>	0,07	1		
							<u>Summe</u>	5,92	100		

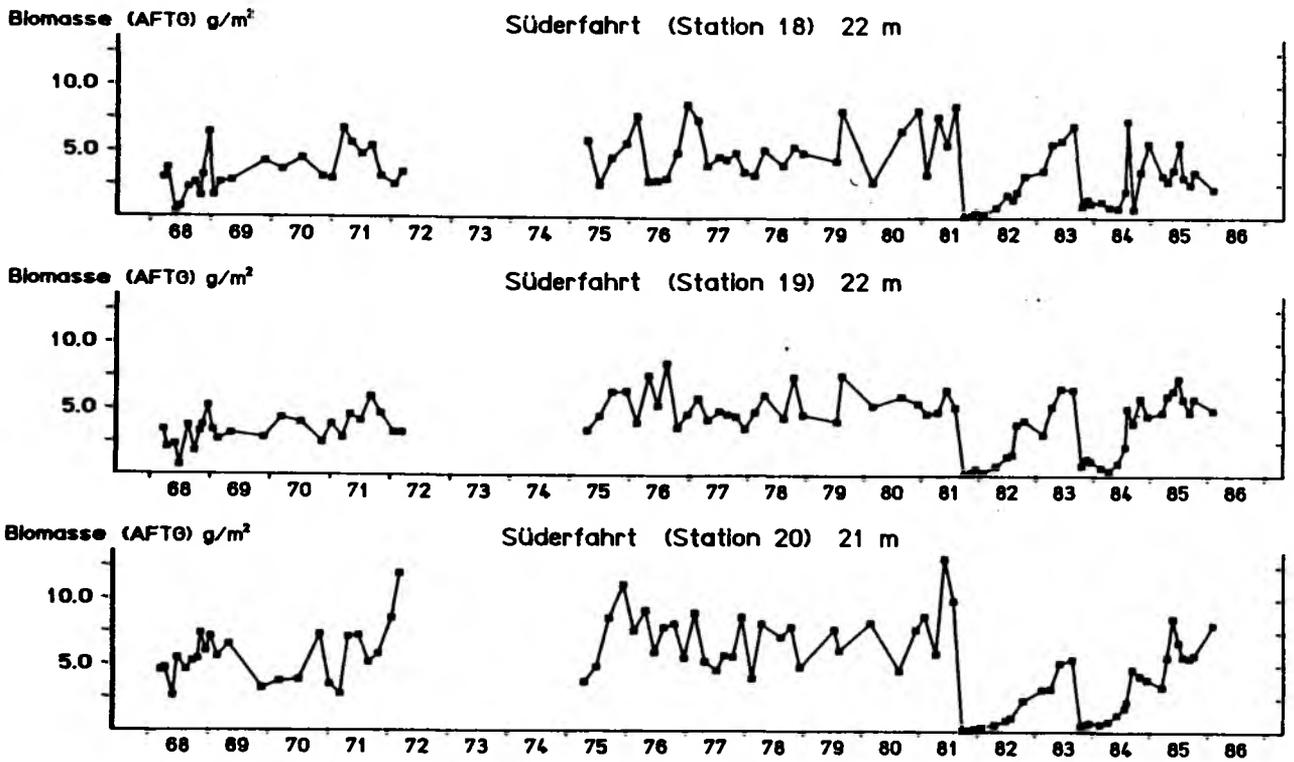


Abb. 26: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

### 3.3.1.1 1968 bis August 1981

#### MOLLUSKEN:

Die häufigste aller Muschelarten war Abra alba (Abb. 27 und 28, Tab. 6 und 7), die auch einen wichtigen Anteil an der Gesamtbiomasse hatte. Allerdings war der Bestand starken Schwankungen unterworfen. So gab es große Vorkommen in den Jahren 1968/69, 1975 - 77 und etwas geringere 1978 und 1980/81. In anderen Jahren dagegen kam A. alba überhaupt nicht vor. Nach den strengen Wintern 1969/70 und 1978/79 fiel sie für jeweils knapp 2 Jahre aus.

Nur auf Station 20 waren die "Sonstigen Mollusken" (Abb. 29, Tab. 6 und 7) von Bedeutung. Darunter verbergen sich alle Mollusken außer Arctica islandica, Astarte spp. und Abra alba. Neben unbedeutenden Vorkommen von Corbula gibba, Cardium fasciatum und anderen war es vor allem Macoma calcarea, die bei zwar geringer Abundanz, aber Einzeltieren bis zu 35 mm Länge hohe Biomassen erreichte, dicht gefolgt von Modiolaria nigra, deren Individuen zwar nicht so groß, aber zahlreicher waren. Leider gibt es bis 1978 keine Biomasseangaben pro Art. Zusammengefaßt machen die "Sonstigen Mollusken" bis August 1981 ein

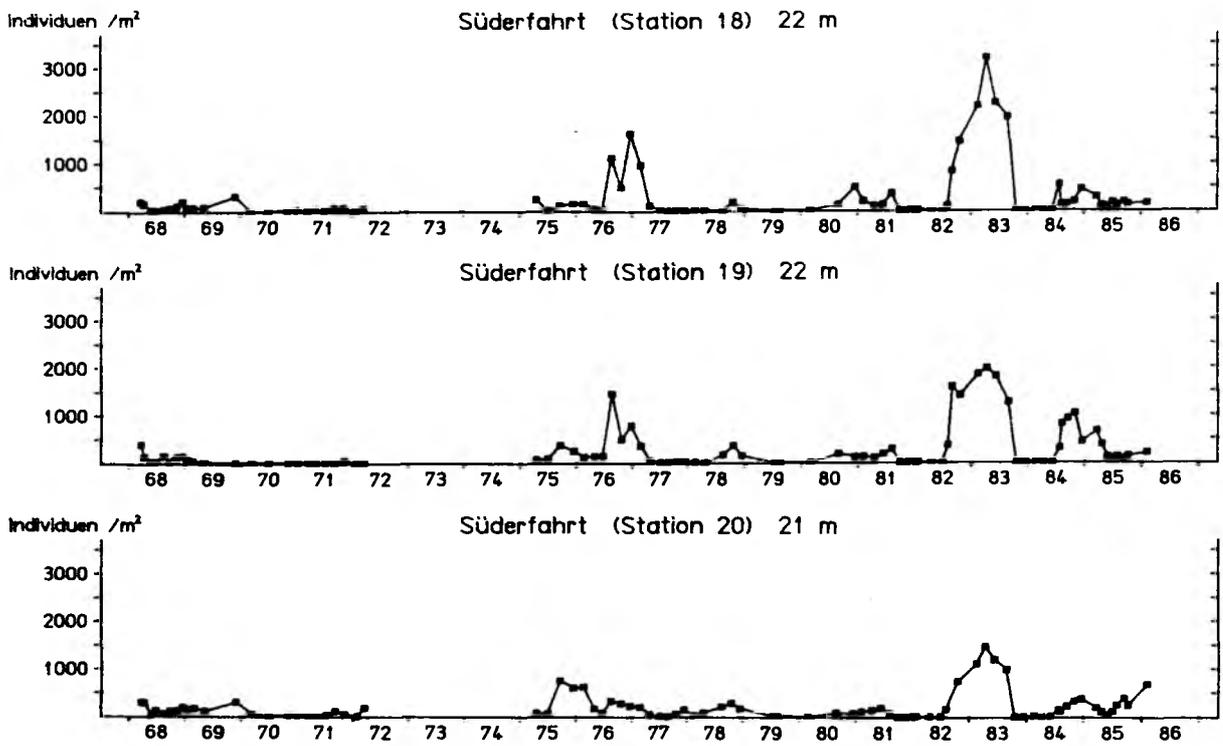


Abb. 27: Abundanz von Abra alba auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

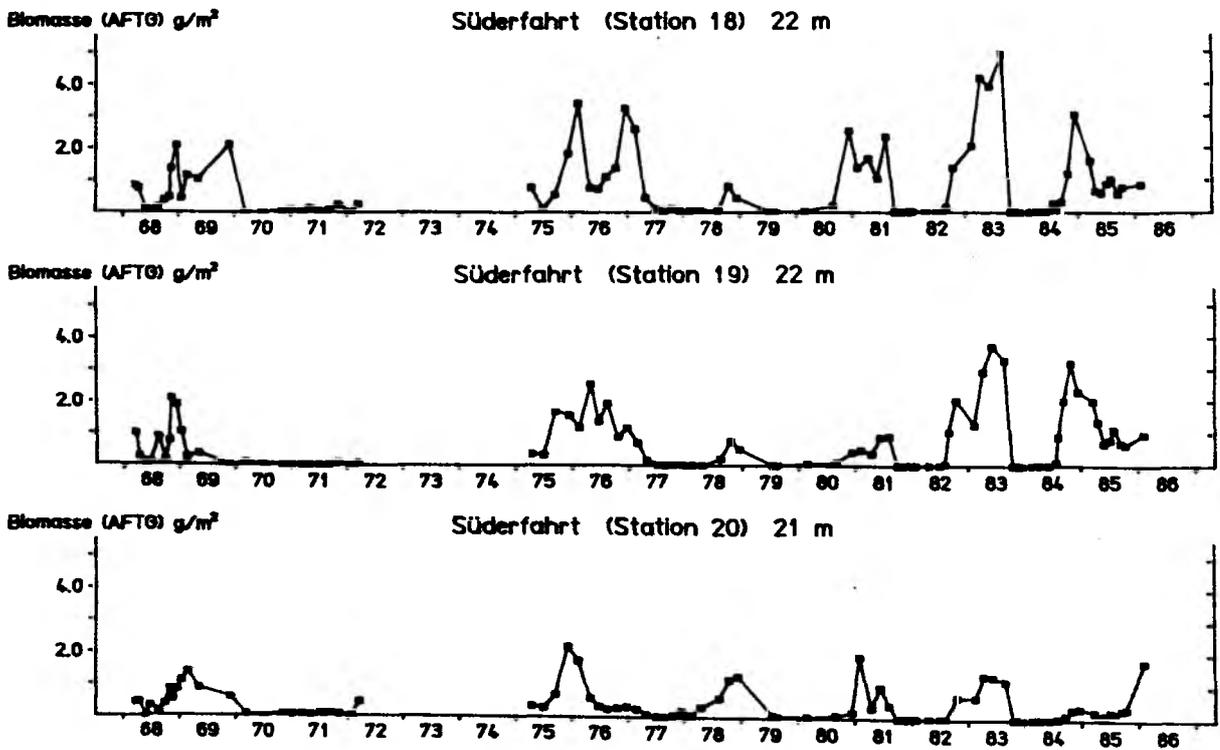


Abb. 28: Biomasse von Abra alba auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

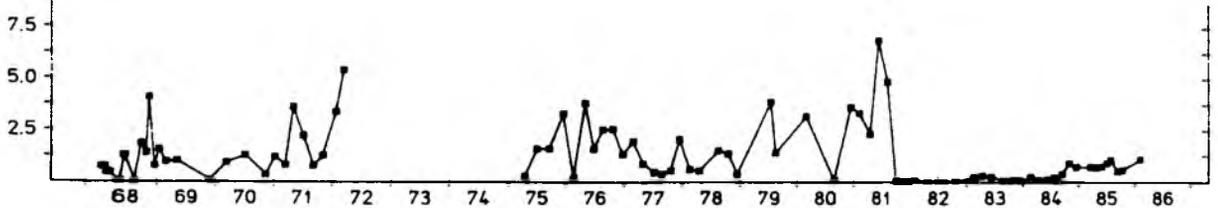


Abb. 29: Biomasse der "sonstigen Mollusken" (= alle Mollusken außer Arctica islandica, Astarte spp. und Abra alba) auf Station 20 (Süderfahrt), 1968 - 1986

Viertel der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) aus. Die starke Fluktuation der Biomasse, die deutlich die der Gesamtbiomasse bestimmt, beruht auf der stark fleckenhaften Verteilung von Macoma cal-carea und Modiolaria nigra, für deren repräsentative Erfassung die hier verwendete Methode offenbar nicht ausreicht.

#### CRUSTACEEN:

Hier war allein die Cumacee Diastylis rathkei (Abb. 30 und 31, Tab. 6 und 7) von Bedeutung, die zahlreichste von allen Arten. Der Kurvenverlauf gibt den sehr regelmäßigen Jahrgang wieder, nennenswerte Bestandsschwankungen gab es nicht. Jahre mit deutlichen Spitzenwerten waren 1971, 1977 und 1981 (maximal 3500 Ind./m<sup>2</sup> 1977 auf Station 18).

#### POLYCHAETEN:

Keine Art war von so herausragender Bedeutung wie Nephtys spp. (Abb. 32 und 33, Tab. 6 und 7). Allein dieser Polychaet stellte etwa die Hälfte der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte). Er hatte diese Spitzenstellung über den gesamten Zeitraum inne und wurde nur vereinzelt von anderen Arten übertroffen. Hydrographisch bedingte Bestandsschwankungen sind ebensowenig zu erkennen wie saisonale. Längenangaben von Nephtys spp. gibt es erst seit 1983, aber Tab. 8 zeigt, daß es sich bis 1981 um einen alten Bestand mit einem mittleren Individualgewicht von mindestens 20 mg, zeitweise über 50 mg handelte.

Im Hinblick auf Abundanz und Biomasse von ähnlicher Bedeutung wie Abra alba war Terebellides stroemi (Abb. 34 und 35, Tab. 6 und 7), die häufigste Polychaetenart, in der Abundanz nur auf Station 20 von Scoloplos armiger übertroffen. Es fällt auf, daß die Fluktuation der von A. alba gegenläufig war. Zumindest war T. stroemi dann am häufigsten, wenn A. alba unbedeutend war, insbesondere nach den Eiswintern 1969/70 und 1978/79.

Scoloplos armiger (Abb. 36, Tab. 6 und 7) war nach T. stroemi der

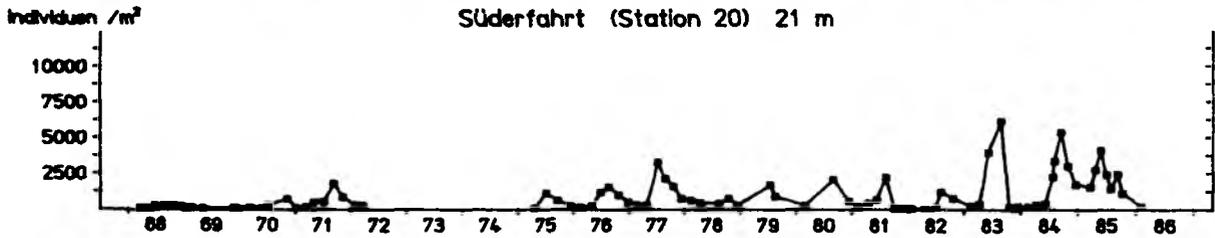
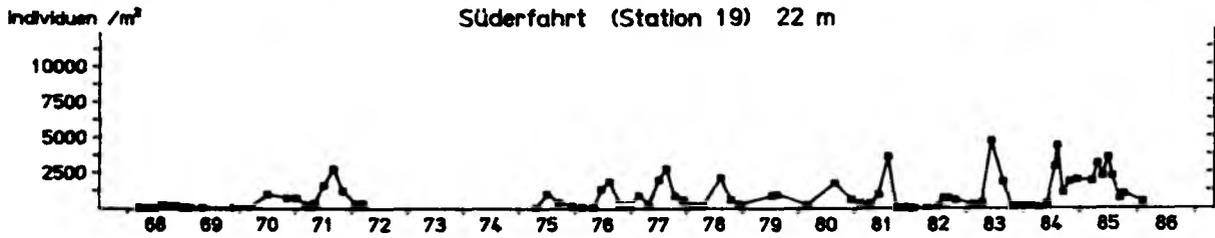
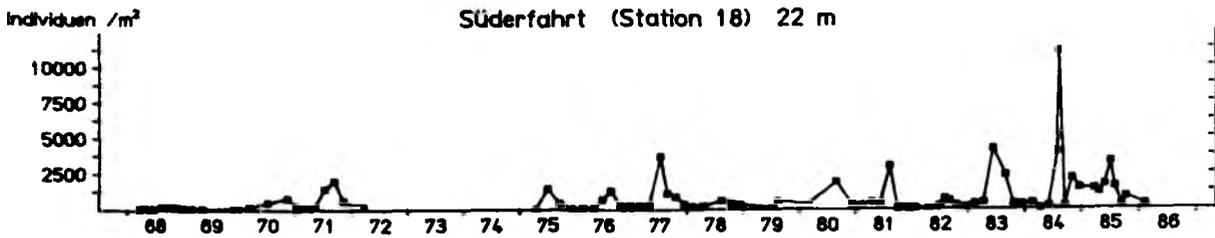


Abb. 30: Abundanz von Diastylis rathkei auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

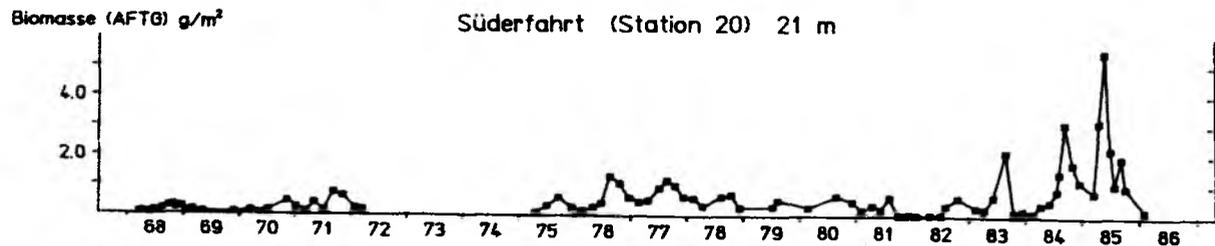
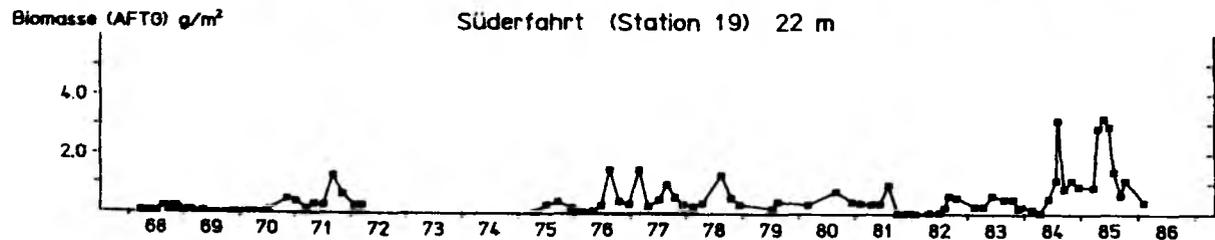
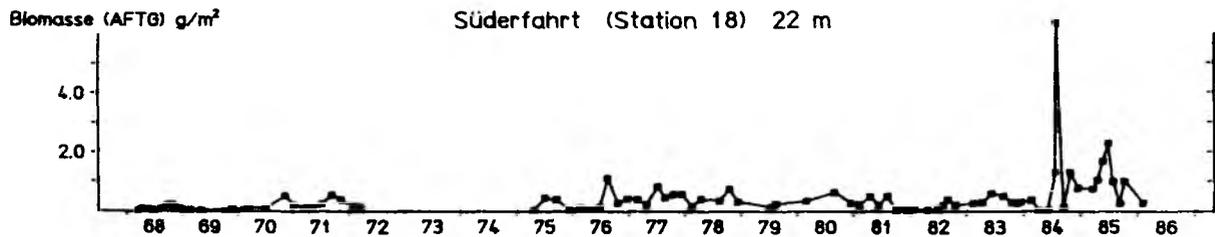


Abb. 31: Biomasse von Diastylis rathkei auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

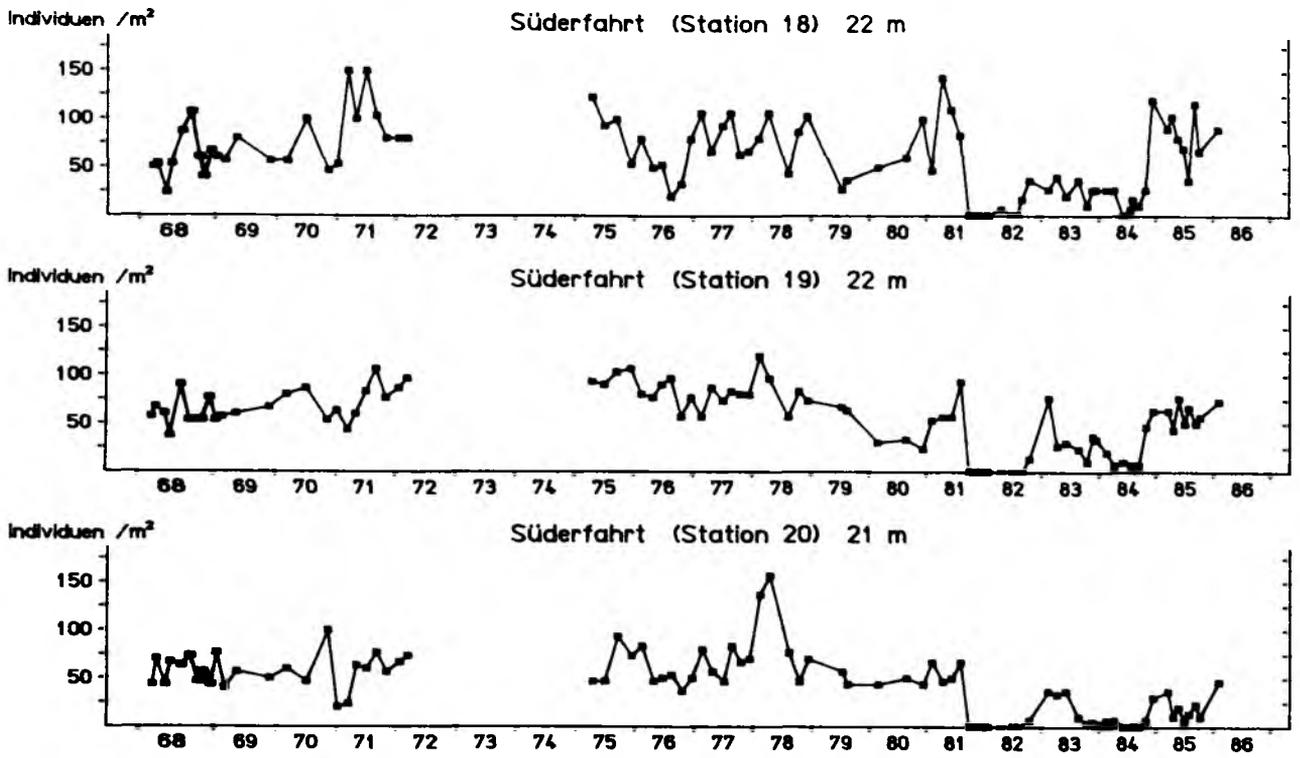


Abb. 32: Abundanz von Nephtys spp. auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

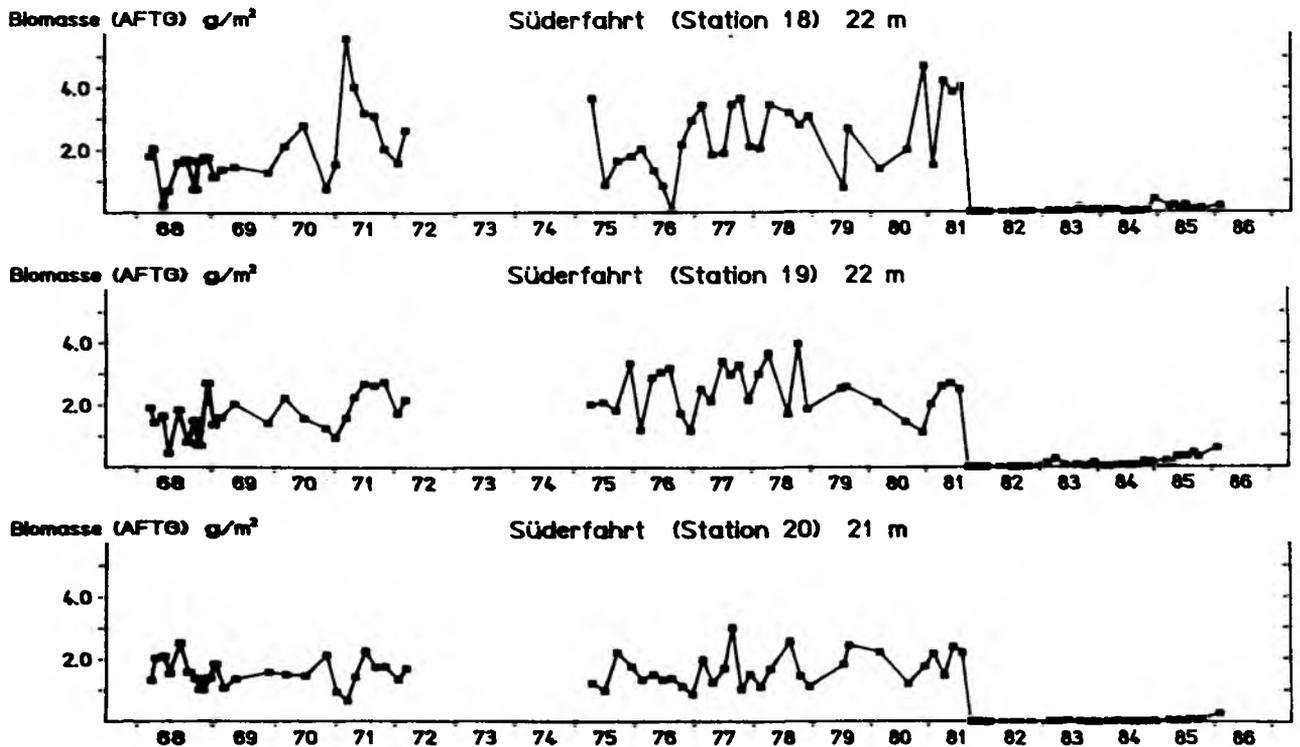


Abb. 33: Biomasse von Nephtys spp. auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

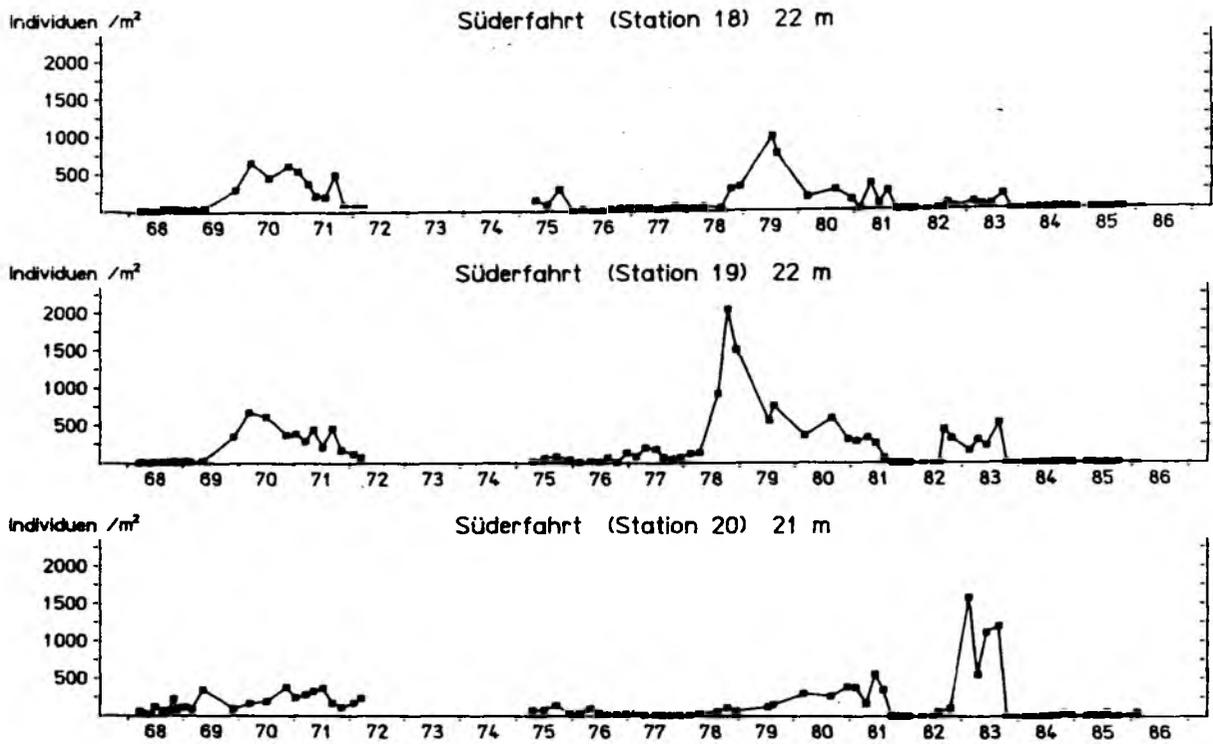


Abb. 34: Abundanz von Terebellides stroemi auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

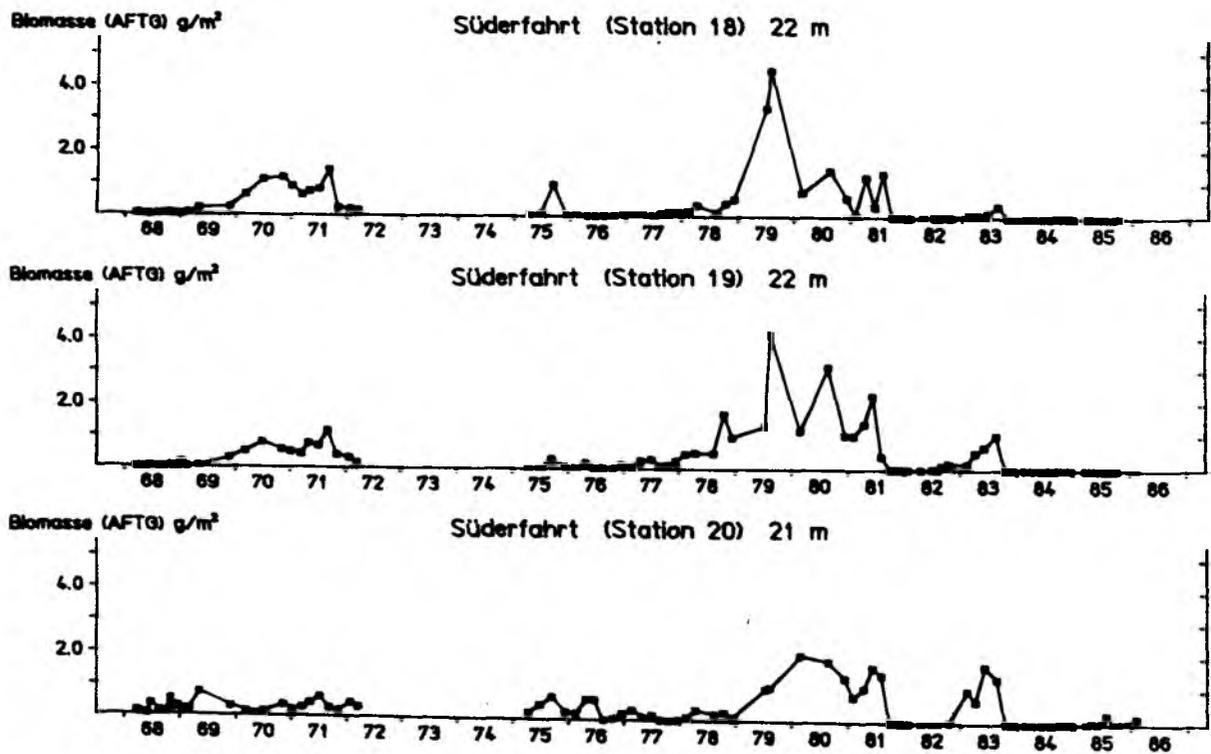


Abb. 35: Biomasse von Terebellides stroemi auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

Tab. 8:

Mittleres Individualgewicht von Nephtys spp. von 1963 bis 1985 im Millionenviertel (Stationen 14 und 16) und auf der Südfahrt (Stationen 18, 19 und 20), angegeben als mg AFTG.

	<u>14</u>	<u>16</u>	<u>18</u>	<u>19</u>	<u>20</u>
1968	32,7 (±11,4)	29,5 (±14,5)	23,5 (±12,4)	22,9 (± 8,7)	30,0 (± 9,4)
1969	19,5 (± 6,3)	50,3 (±12,5)	21,0 (± 2,9)	27,2 (± 5,3)	26,5 (± 3,6)
1970	18,2 (± 3,5)	36,2 (± 8,7)	27,2 (±10,7)	23,2 (± 4,9)	25,8 (± 5,0)
1971	25,0 (± 9,6)	32,8 (±14,3)	30,6 (± 7,1)	30,4 (± 8,9)	31,3 (± 9,4)
1972	13,3 (± 0,0)	22,7 (± 1,7)	26,5 (± 9,2)	21,2 (± 1,8)	21,5 (± 2,1)
1975	20,8 (± 8,9)	24,5 (± 9,2)	22,2 (±11,3)	23,4 (± 5,8)	23,6 (± 2,1)
1976	16,9 (± 9,8)	29,2 (±16,0)	28,4 (±21,7)	27,6 (± 9,9)	24,7 (± 6,8)
1977	29,9 (± 6,5)	36,8 (±11,7)	33,7 (±12,7)	36,6 (± 9,2)	26,1 (± 8,5)
1978	28,5 (±16,4)	41,6 (±11,2)	38,7 (±19,6)	33,2 (± 9,6)	19,8 (±11,7)
1979	40,1 (± 9,2)	26,4 (± 0,4)	50,9 (±31,5)	39,3 (± 2,0)	44,2 (±17,1)
1980			35,9 (±10,0)	53,3 (±13,9)	38,6 (±13,7)
1981			36,3 (± 8,4)	39,5 (± 9,5)	36,3 (± 7,7)
1982			0,8 (± 0,5)	0,4	0,1
1983			3,0 (± 1,7)	3,6 (± 2,9)	1,6 (± 0,9)
1984	12,2 (± 4,8)	28,2 (± 4,6)	2,7 (± 0,6)	3,4 (± 1,4)	1,6 (± 1,3)
1985	28,5 (± 4,0)	21,1 (±16,9)	1,9 (± 0,7)	5,1 (± 2,2)	3,3 (± 3,1)

häufigste Polychaet, jedoch infolge seiner geringeren Größe von sehr viel niedrigerer Biomasse. Er stellte den Hauptanteil unter den "Sonstigen Polychaeten" (alle Polychaeten außer Nephtys, Pectinaria, Pherusa und Terebellides). Sein Hauptvorkommen war auf Station 20, auf Station 18 war er selten.

Dasselbe gilt für Rhodine spp. (Tab. 6), von der nie vollständige Tiere, sondern nur Bruchstücke gefunden wurden. Die Individuenzahlen sind daher eher als Schätzwerte anzusehen.

Harmothoe spp. (Abb. 37, Tab. 6 und 7) war im Hinblick auf die Regelmäßigkeit des Vorkommens und den in den meisten Jahren deutlich ausgeprägten Jahrgang mit Diastylis rathkei vergleichbar. Es handelte sich fast ausschließlich um H. sarsi, H. imbricata trat nur vereinzelt auf.

Ebenfalls sehr regelmäßig in den Proben zu finden, aber nicht besonders zahlreich war Heteromastus filiformis (Abb. 38 und 39, Tab. 6 und 7).

Auch Pectinaria koreni (Abb. 40 und 41, Tab. 6 und 7) war nicht sehr zahlreich vertreten. Nur in einigen Jahren war diese Art häufig, auffälligerweise stets gleichzeitig mit Abra alba.

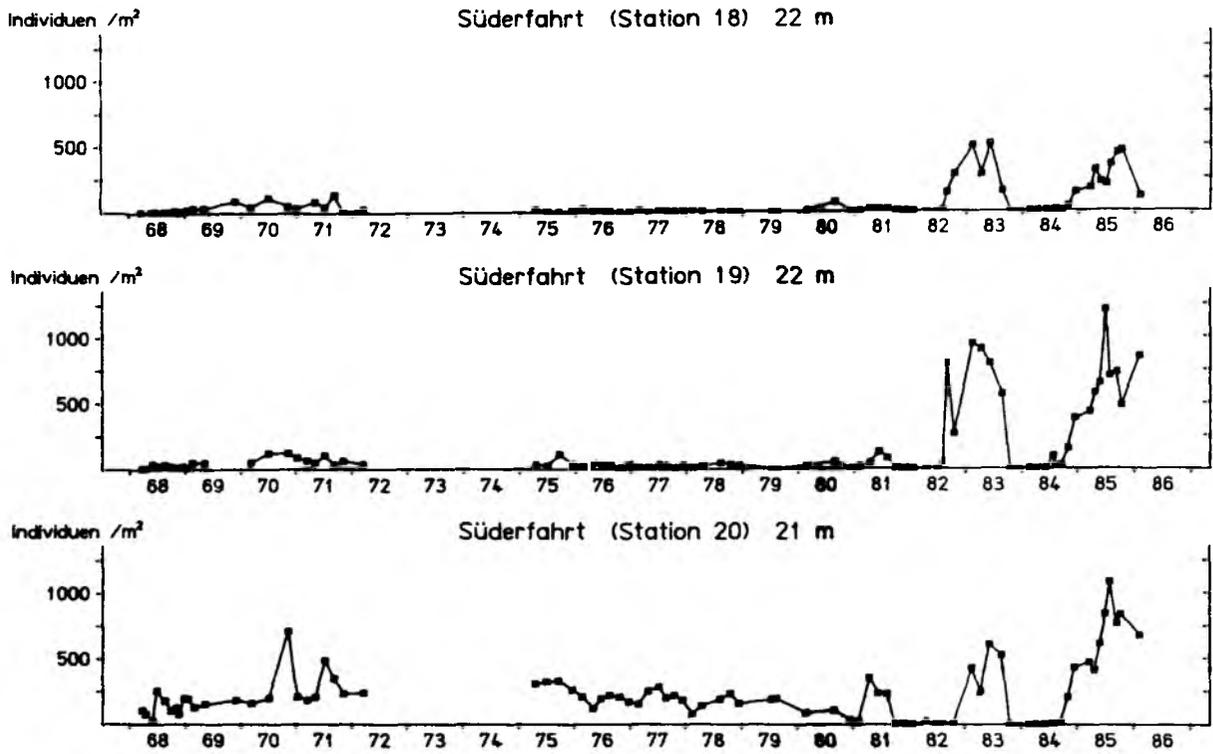


Abb. 36: Abundanz von Scoloplos armiger auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

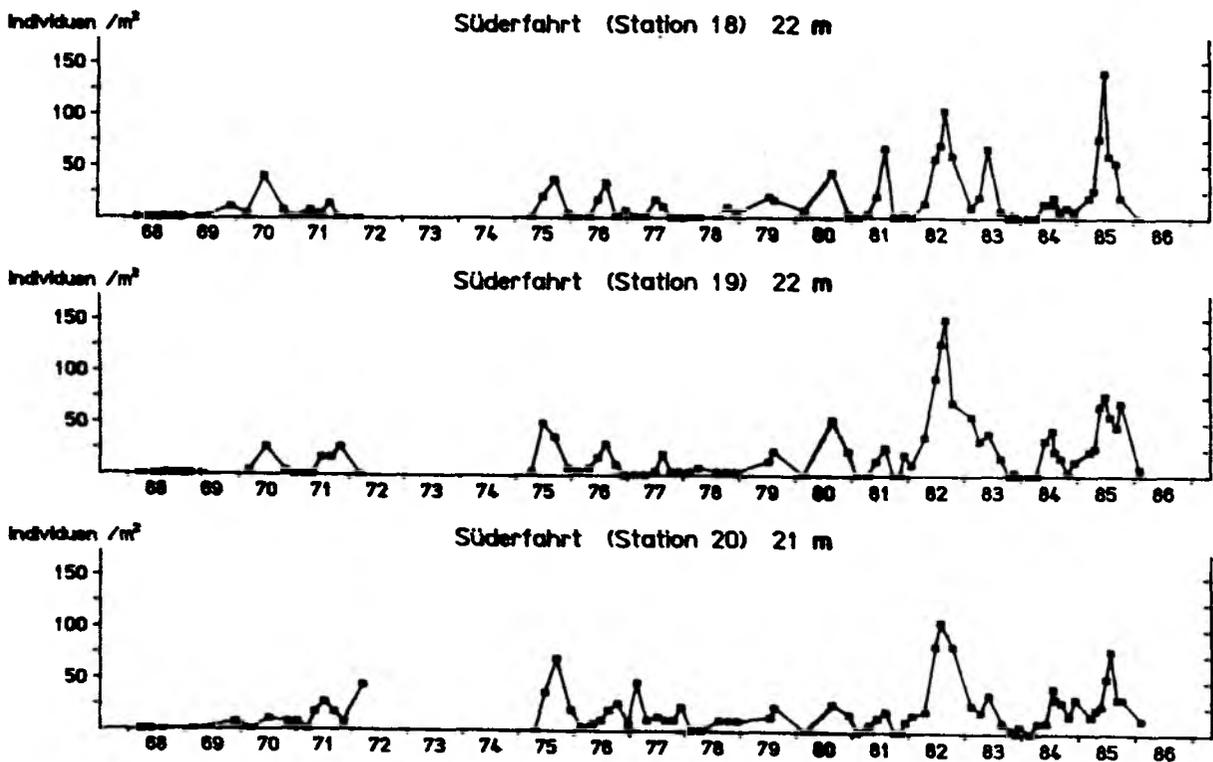


Abb. 37: Abundanz von Harmothoe spp. (fast ausschließlich H. sarsi) auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

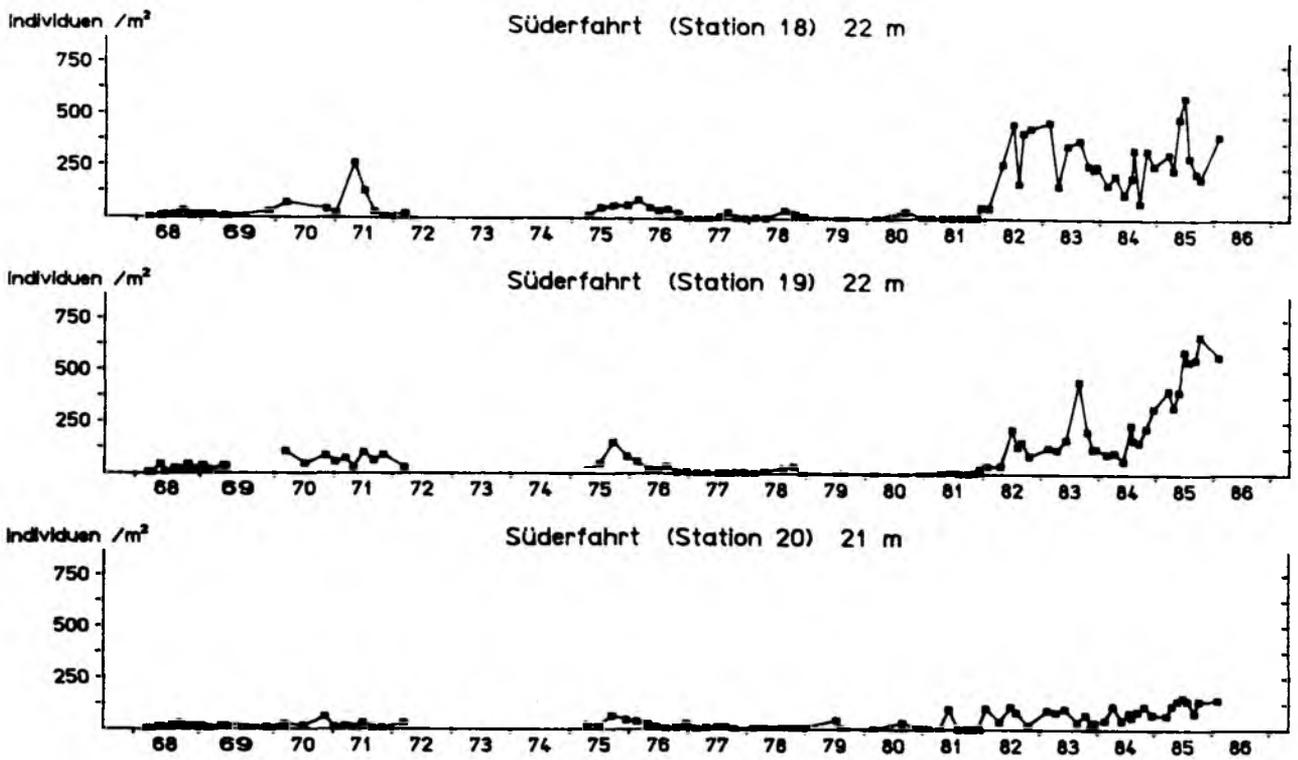


Abb. 38: Abundanz von Heteromastus filiformis auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

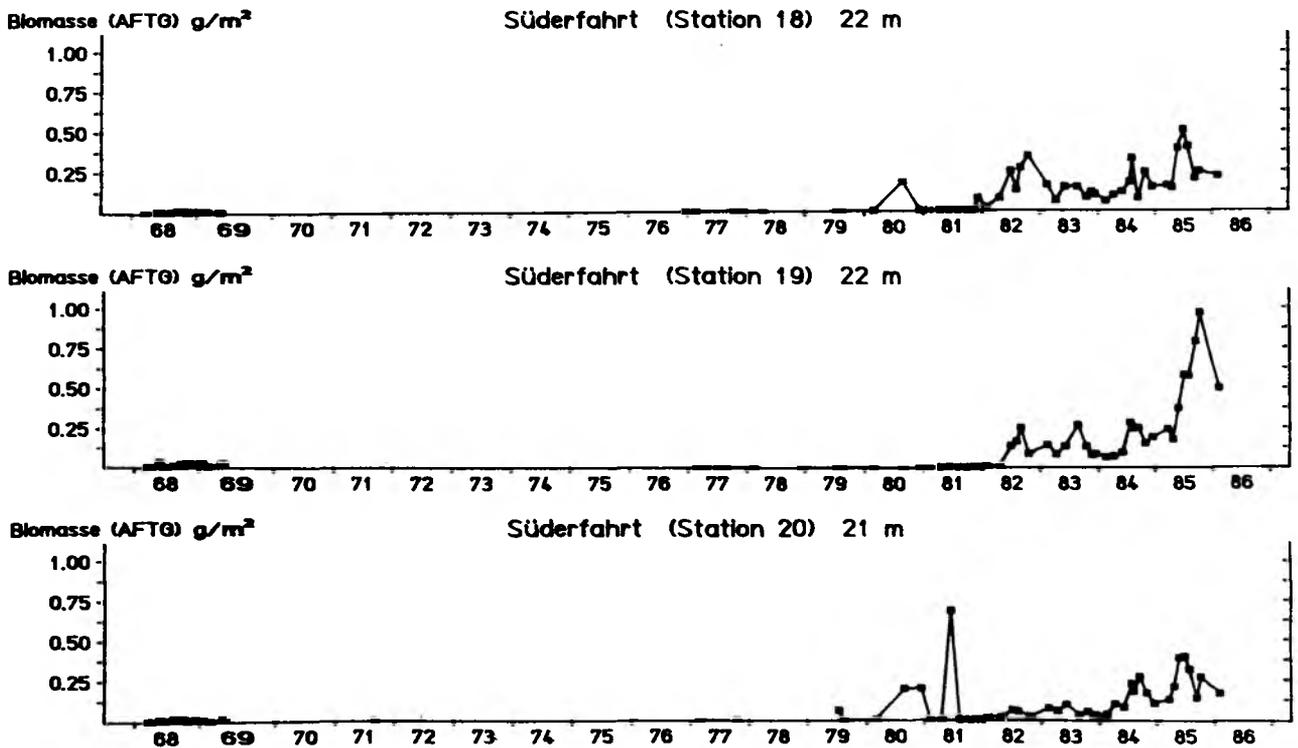


Abb. 39: Biomasse von Heteromastus filiformis auf der Süderfahrt, 1968 - 1986. Von November 1969 bis Dezember 1978 liegen keine Angaben vor (außer bei 0 Ind./m<sup>2</sup>).

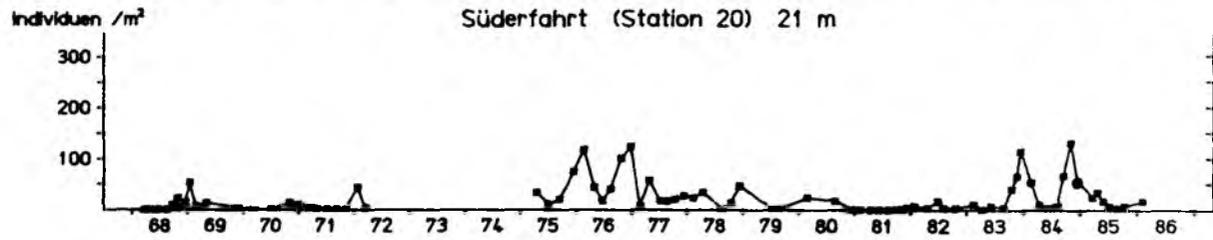
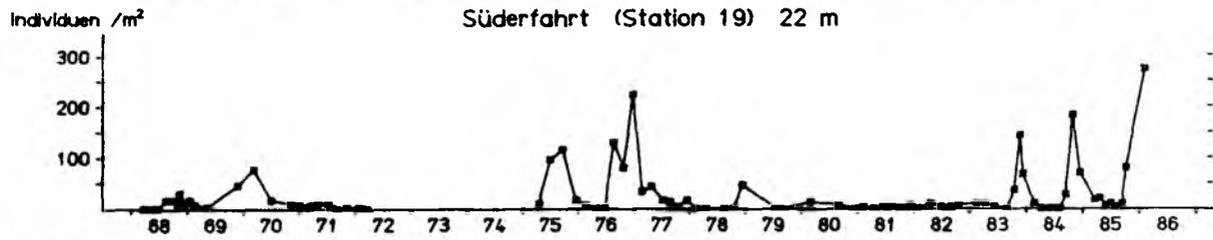
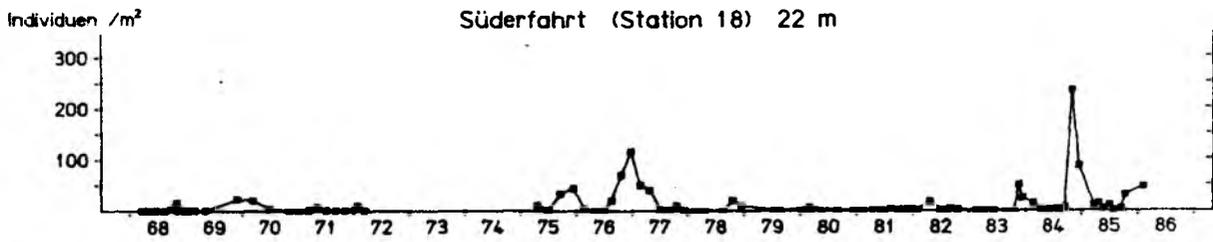


Abb. 40: Abundanz von Pectinaria koreni auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

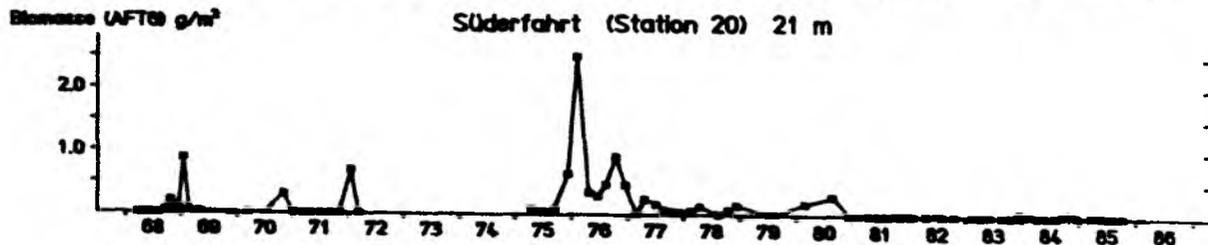
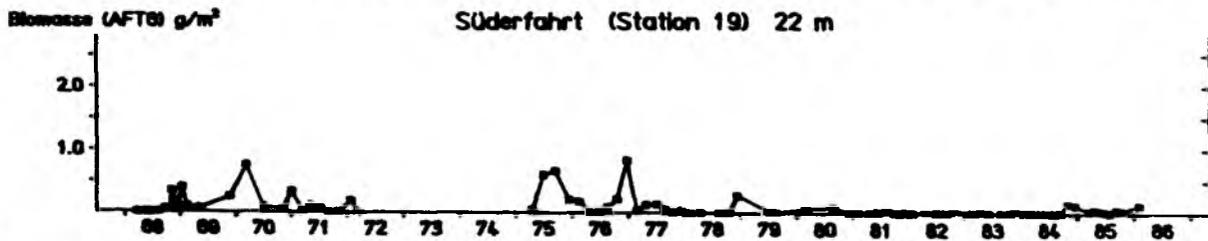
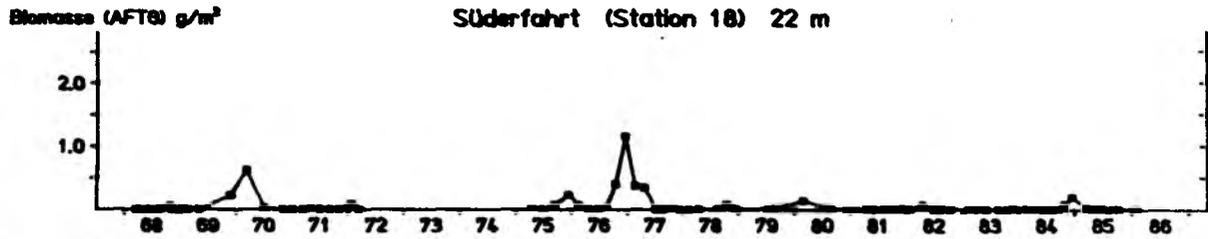


Abb. 41: Biomasse von Pectinaria koreni auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

#### SONSTIGE:

Hier war nur der Schlangensterne Ophiura albida (Abb. 42 und 43, Tab 6 und 7) regelmäßig und zahlreich zu finden. Er fiel dem extremen Winter 1978/79 vollständig zum Opfer und trat erst 1983 in der Kieler Bucht wieder auf. Da die Werte in den Tab. 6 und 7 für die Zeit bis August 1981 gemittelt sind, ist der Anteil für die Zeit bis 1978 als höher anzusehen.

Als "Sonstige Fauna" sind alle "Sonstigen" außer O. albida zusammengefaßt. Es waren zumeist einzelne große Nemertini und die Anthozoe Halcampa spp., dazu vereinzelt die Seegurke Thyonidium pellucidum, die aber alle sehr unregelmäßig vorkamen.

#### 3.3.1.2 September 1981 bis Februar 1986

Dem extremen Sauerstoffmangel im Sommer 1981 fielen bis auf Arctica islandica, Astarte spp. und Corbula gibba sämtliche Arten zum Opfer. Einige davon sind seitdem auf der Süderfahrt überhaupt nicht mehr gefunden worden: Macoma calcarea, Modiolaria nigra, Brada villosa, Rhodine spp. und Thyonidium pellucidum. Allein mit den beiden Muscheln fiel auf Station 20 ungefähr ein Viertel der bisherigen Gesamtbioasse (ohne Arctica und Astarte) aus.

#### MOLLUSKEN:

Von den Mollusken, die den Sauerstoffmangel nicht überlebten, war Abra alba (Abb. 27 und 28, Tab. 6 und 7) die erste Art, welche auf die Süderfahrt zurückkehrte, und zwar nach genau einem Jahr, im August 1982. Bereits im Oktober 1982 hatte sie mit bis zu 1500 Ind./m<sup>2</sup> Abundanz erreicht, wie es sie bis dahin nur einmal, nämlich 1975/76 gegeben hatte. Die Werte in Tab. 6 und 7 sind über das ganze Jahr gemittelt. Trotzdem hatte A. alba bereits 1982 wieder eine Spitzenstellung inne. Bis August 1983 war sie durchweg häufiger als je zuvor auf der Süderfahrt, mit bis zu 3207 Ind/m<sup>2</sup> und 4,92 g/m<sup>2</sup> auf Station 18. Im Spätsommer 1983 kam es zu einem erneuten Zusammenbruch infolge Sauerstoffmangel, von dem sich A. alba jedoch schneller erholen konnte



als 1981. Bereits im November 1983 gab es wieder sporadische Funde, und im Juli 1984 kam es zu einem erneuten Aufbau des Bestandes, der allerdings in der Abundanz hinter dem von 1982/83 weit zurückblieb und nur auf Station 19 an die Biomasse von 1983 heranreichte. Anfang 1985 gingen Abundanz und Biomasse wieder deutlich zurück, um sich auf den Stationen 18 und 19 bei rund  $1 \text{ g/m}^2$  einzupendeln. Auf Station 20 waren die Werte noch geringer. Hier jedoch gab es im Februar 1986 einen starken Anstieg auf  $1,8 \text{ g/m}^2$ , der auf den beiden anderen Stationen nur sehr schwach ausgeprägt war.

Corbula gibba (Abb. 44, Tab. 6 und 7) gehörte zu den wenigen Überlebenden der Katastrophe von 1981. Die seit 1968 durchweg sehr geringe Abundanz läßt jedoch nicht eindeutig erkennen, ob und wie sehr der Bestand beeinträchtigt wurde. Es gab nur vereinzelte Funde von Individuen, deren Größe auf ein Überleben an Ort und Stelle schließen läßt (WEIGELT, 1985). Auch während der anschließenden Wiederbesiedelung der verödeten Gebiete konnte sie sich noch nicht nennenswert vermehren. Nach dem Überstehen des erneuten Sauerstoffmangels im Sommer 1983 jedoch, noch im Oktober, rückte sie schlagartig unter die Arten mit den höchsten Abundanzen auf, jedoch nicht auf Station 20. Diese erste Generation konnte sich noch nicht dauerhaft etablieren, bis Juni 1984 waren nur noch wenige Tiere übrig. Gleich darauf aber, ab Juli 1984, gingen die Zahlen wiederum in die Höhe, diesmal vor allem auf Station 20, ebenso auf Station 19, nicht jedoch auf Station 18, wo C. gibba bis zum Ende der Untersuchung bedeutungslos war. Auf den Stationen 19 und 20 jedoch blieb sie häufig (maximal  $1483 \text{ Ind./m}^2$  und  $0,67 \text{ g/m}^2$  auf Station 19), auf Station 19 mit steigender, auf Station 20 mit fallender Tendenz. Sie löste seit Sommer 1984 auf Station 20, seit 1985 auch auf Station 19 A. alba als häufigste Muschel ab. Zu berücksichtigen ist, daß C. gibba frühestens mit  $1 \text{ mm}$  Größe vom  $1 \text{ mm}$ -Sieb erfaßt wird. Sie ist dann etwa ein halbes Jahr alt.

Ebenso wie C. gibba war auch Mysella bidentata (Abb. 45, Tab.6) bis 1982 ohne nennenswerte Bedeutung gewesen. Nur 1975 - 77 war sie auf den Stationen 19 und vor allem 20 mit bis zu  $70 \text{ Ind./m}^2$  aufgetreten. Sonst hatte es fast nie Funde gegeben. Erst Anfang 1983 wurde sie plötzlich zahlreich, bis  $110 \text{ Ind./m}^2$ . Auf den Stationen 18 und 19 war sie Ende 1983 ebenso plötzlich wieder verschwunden. Auf Station 18 ist sie seitdem selten geblieben. Auf Station 19 hingegen gab es im Novem-

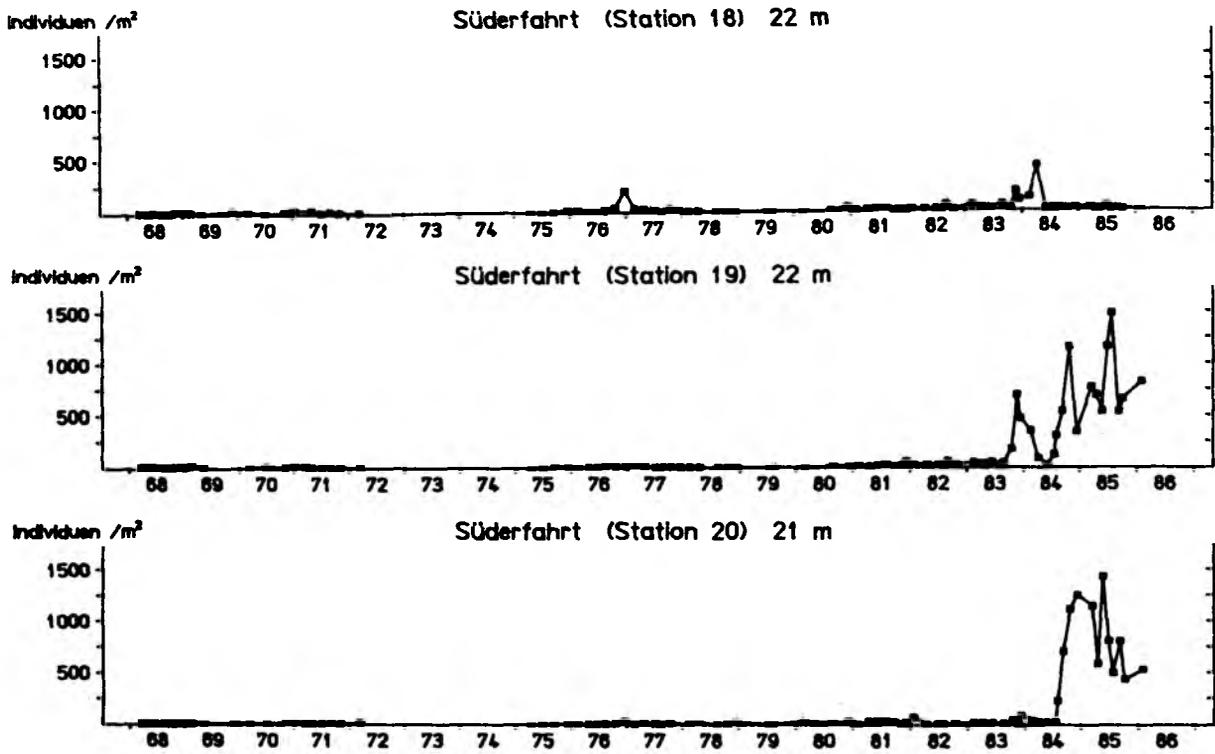


Abb. 44: Abundanz von Corbula gibba auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

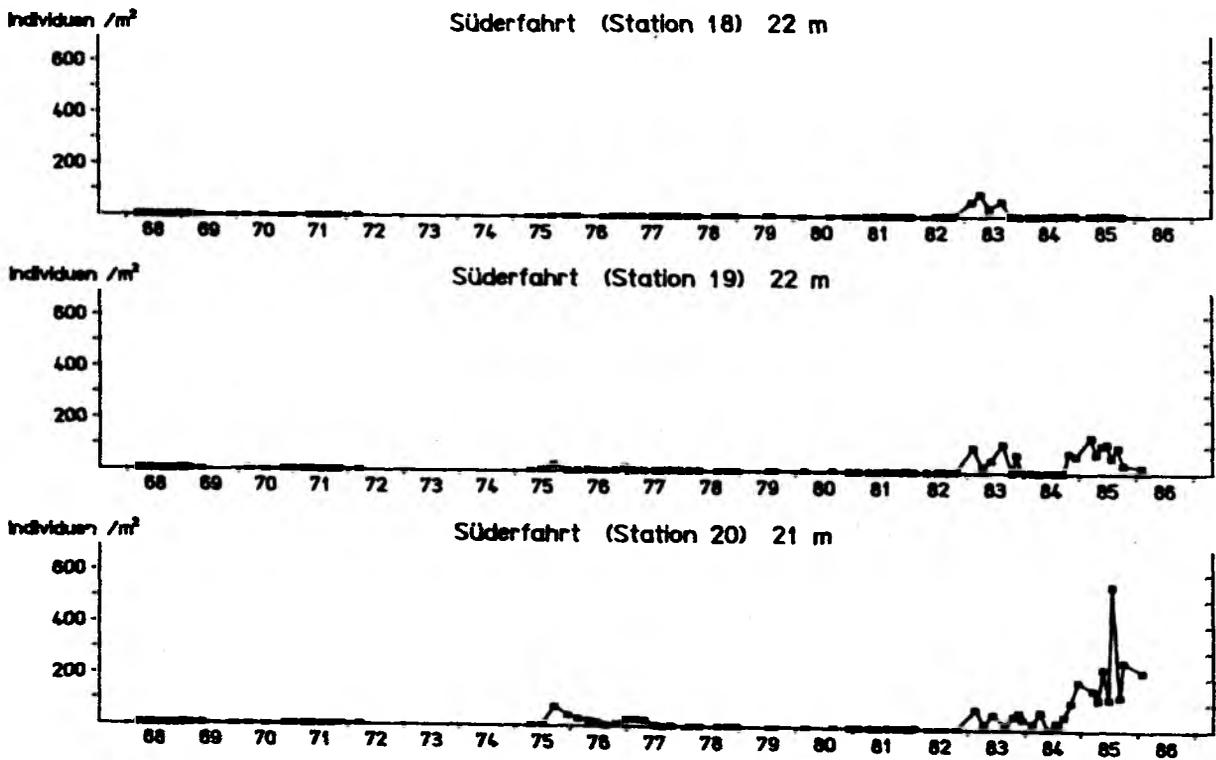


Abb. 45: Abundanz von Mysella bidentata auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

ber 1984 einen erneuten Anstieg bis zu 140 Ind./m<sup>2</sup> im April 1985. Seit Ende 1985 ist hier die Tendenz wieder rückläufig. Auf Station 20 dagegen ist die Tendenz seit Sommer 1984 stark steigend. Das Maximum wurde im August 1985 mit 550 Ind./m<sup>2</sup> erreicht. Aufgrund der sehr geringen Größe der Tiere war jedoch die Biomasse unbedeutend.

Phaxas pellucidus war bisher nur zwischen 1975 und 1978 vereinzelt gefunden worden. Im Winter 1983/84 ließ sich diese Muschel mit bis zu 100 Ind./m<sup>2</sup> auf der Süderfahrt nieder. Es waren kleine Exemplare bis 10 mm Länge, die bis Ende 1984 wieder verschwunden waren. Das tatsächliche Vorkommen der frisch gesiedelten Muscheln muß beträchtlich höher gewesen sein, als aus den Daten ersichtlich, denn der Mageninhalt der Klieschen, die im Oktober und November 1983 auf der Süderfahrt gefangen wurden, bestand etwa zur Hälfte aus P. pellucidus.

#### CRUSTACEEN:

Die Katastrophe von 1981 führte auch bei Diastylis rathkei (Abb. 30 und 31, Tab. 6 und 7) zu einem deutlichen Rückgang. Allerdings gab es keinen Termin, an dem die Art völlig fehlte. Bis zum Sommer 1982 gab es höchstens 60 Ind./m<sup>2</sup>. Zu einer explosiven Vermehrung kam es dagegen im Sommer 1983. Mit einer Häufigkeit von bis zu 6167 Ind./m<sup>2</sup> (Station 20) wurden alle bisherigen Höchstwerte überboten. Nach dem Zusammenbruch 1983 kam es zu einem ähnlichen Rückgang wie 1981/82, aber anders als 1982 gab es im Sommer 1984 einen Anstieg der Abundanz mit einem Maximum von 11027 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 18, einem Wert, der seit 1968 auf der Süderfahrt, den vorhandenen Daten zufolge, einzig dasteht. Ebenso einzig steht der Winter 1984/85 da, der erste, in dem die Individuenzahlen nicht auf wenige Hundert oder weniger Tiere pro m<sup>2</sup> zurückgingen, sondern mit 1000 bis 2000 Ind./m<sup>2</sup> ein "Minimum" erreichten, das mehr als doppelt so hoch ist wie der langjährige Mittelwert von vor August 1981. Dagegen waren die Höchstwerte 1985 niedriger als in den beiden Vorjahren, und im Winter 1985/86 ging der Bestand wieder auf ein "normales" Winter-Minimum zurück. Während es also bei den Abundanzen von 1983 bis 1985 Maximalwerte mit fallender Tendenz gibt (der o.g. Spitzenwert auf Station 18 vom Sommer 1984 sei als Ausnahme angesehen), scheint die Tendenz bei der Biomasse steigend zu sein. Trotz des geringen Individualgewichts kam D. rathkei 1984 und 1985 auf eine Biomasse, die der von Nephtys spp. in der Zeit vor August 1981

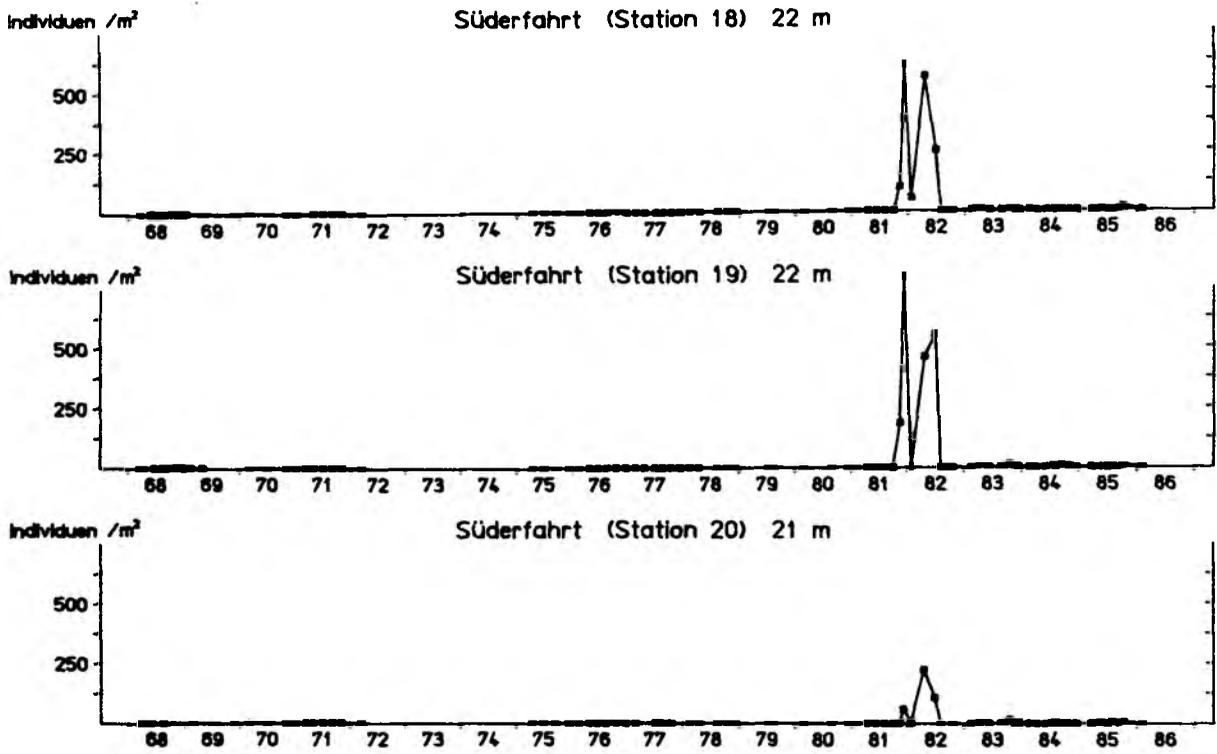


Abb. 46: Abundanz von Capitella capitata auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

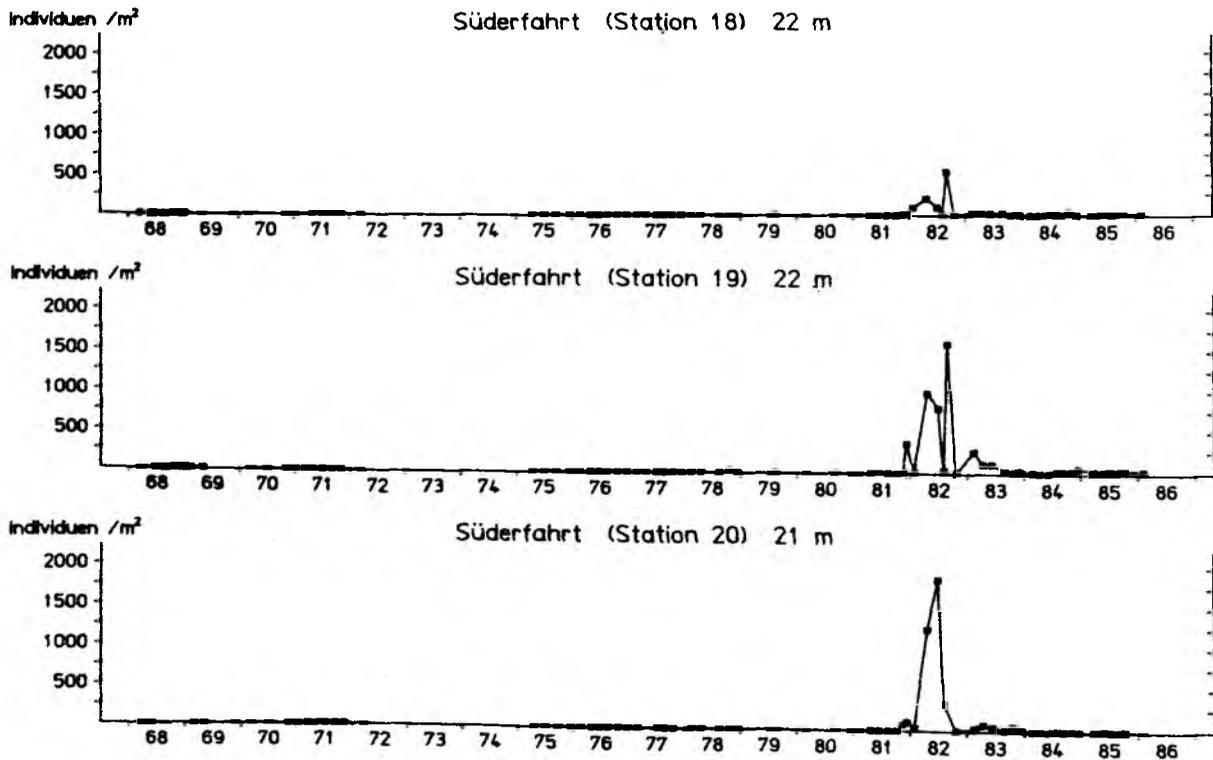


Abb. 47: Abundanz von Polydora spp. auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

vergleichbar ist.

Pontoporeia femorata (Tab. 6 und 7) war 1968/69 nicht vorgekommen. 1970 bis 1978 gab es nur "Sonstige Crustaceen" (alle Crustaceen außer D. rathkei) ohne Artenangabe. Von 1979 bis 1982 wurde die Art nicht gefunden. Erst ab Juni 1983 trat P. femorata auf der Süderfahrt auf, zunächst nur vereinzelt. Seit April 1985 jedoch war sie regelmäßig und mit bis zu 70 Ind./m<sup>2</sup> (Station 19) auch immer häufiger vertreten, auf allen drei Stationen gleichermaßen.

#### POLYCHAETEN:

Polychaeten spielten nach der Katastrophe von 1981 bei der Wiederbesiedelung der ausgestorbenen Areale zunächst die Hauptrolle. Capitella capitata und Polydora spp. (Abb. 46 und 47, Tab. 6 und 7), bis dahin völlig bedeutungslos, siedelten unmittelbar nach der Erneuerung des Bodenwassers im Herbst 1981 in großer Zahl auf der Süderfahrt. Den schnellsten Start hatte C. capitata, die ihre höchsten Abundanzen (bis 793 Ind./m<sup>2</sup>) bereits im Dezember 1981 erreichte. Nach fast gänzlichem Rückgang bis zum Januar 1982 baute sich der Bestand 1982 neu auf, erreichte nicht mehr ganz so hohe Werte wie 1981 und verschwand im Sommer 1982 völlig. Seitdem gab es nur noch seltene Einzelfunde. Polydora spp. wurde fast gleichzeitig mit C. capitata häufig, erreichte ihre Höchstwerte aber auf den Stationen 18 und 19 erst nach dem Verschwinden dieser Art, bis 1597 Ind./m<sup>2</sup> im September 1982 auf Station 19. Im Juli 1982 bereits wurden auf Station 20 1863 Ind./m<sup>2</sup> gefunden. Im Oktober 1982 war Polydora spp. verschwunden und trat danach nur noch selten und in geringer Zahl auf.

Heteromastus filiformis (Abb. 38 und 39, Tab. 6 und 7) hatte ich früher (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986) irrtümlich als Capitella capitata bestimmt. Die Art wurde jedoch erst im Sommer 1982, kurz vor dem Verschwinden von C. capitata häufig, stellt also quasi die Ablösung für diese dar. Den ersten Anstieg der Individuenzahlen gab es bereits Ende 1981, aber erst im Sommer 1982, kurz vor dem Ausscheiden von C. capitata, gingen die Individuenzahlen steil in die Höhe. Die meisten Tiere, bis zu 460 Ind./m<sup>2</sup>, gab es zunächst auf Station 18. Dort hat seitdem die Bestandsgröße, trotz starker Schwankungen, gleichbleibende Tendenz. Auf Station 19 erfolgte der Hauptanstieg erst im Sommer 1984, ließ aber bis zum Ende der Untersuchung nicht

nach (Maximum 673 Ind./m<sup>2</sup> im September 1985). Auf Station 20 war das Vorkommen sehr viel geringer, aber an den Jahresmittelwerten läßt sich auch hier ein Anstieg erkennen. Der Sauerstoffmangel im Sommer 1983 führte zu keinem Bestandsrückgang, der über das Maß der Fluktuation zu anderen Zeiten hinausging. Daher ist die Art möglicherweise zu den Überlebenden zu rechnen.

Bereits im Dezember 1981 war auch Harmothoe sarsi (Abb. 37, Tab. 6 und 7) wieder auf allen drei Stationen zu finden. Bis September 1982 kam sie auf Zahlen von bis zu 150 Ind./m<sup>2</sup>, Werte, die diese Art auf der Süderfahrt bisher noch nie erreicht hatte. Das tatsächliche Vorkommen muß wesentlich höher gewesen sein angesichts der Massen, die sich im Sommer 1982 im Grundschieppnetz verfangen (WEIGELT, 1985). Einen Einbruch gab es im Spätsommer 1983 anläßlich des erneuten Sauerstoffmangels. Jedoch erholte sich der Bestand 1984 wieder und erreichte im Sommer 1985 erneut Höchstwerte, diesmal auf Station 18 mit 140 Ind./m<sup>2</sup>. Der deutliche Rückgang im Winter 1985/86 entspricht dem normalen Jahresgang.

Alle bisher genannten Polychaetenarten charakterisierten die erste Phase der Wiederbesiedelung der verödeten Areale nach der Katastrophe von 1981. Mit dem Ende dieser Phase im Spätsommer 1982 traten weitere Arten hinzu, die im Folgenden beschrieben werden.

Nephtys spp. (Abb. 32 und 33, Tab. 6 und 7) kehrte als ständiger Bewohner erstmals im September (Stationen 18 und 19) bzw. Oktober 1982 (Station 20) auf die Süderfahrt zurück. Die Abundanzen stiegen zwar gleich deutlich an, reichten aber an die aus der Zeit vor August 1981 noch nicht heran. Da es sich ausschließlich um Nachwuchs handelte, war die Biomasse zunächst sehr gering. Der Sauerstoffmangel im Sommer 1983 brachte einen erneuten Rückschlag für die Erneuerung des Bestandes, der auch im Sommer 1984 noch einmal erheblich zurückging. Dies zeigt sich auch im mittleren Individualgewicht (Tab. 8), das 1984 geringer war als 1983. Erst im Herbst 1984 kam es erneut zu einem Anwachsen des Bestandes, der 1985 auf Station 18 die Abundanz der Zeit vor August 1981 wieder erreichte, auf Station 19 knapp darunter blieb und nur auf Station 20 noch weit davon entfernt war. Es waren jedoch bis zum Ende der Untersuchung kleine Tiere, deren mittleres Individualgewicht nur sehr langsam zunahm (Tab. 8). Längenmessungen liegen erst seit Novem-

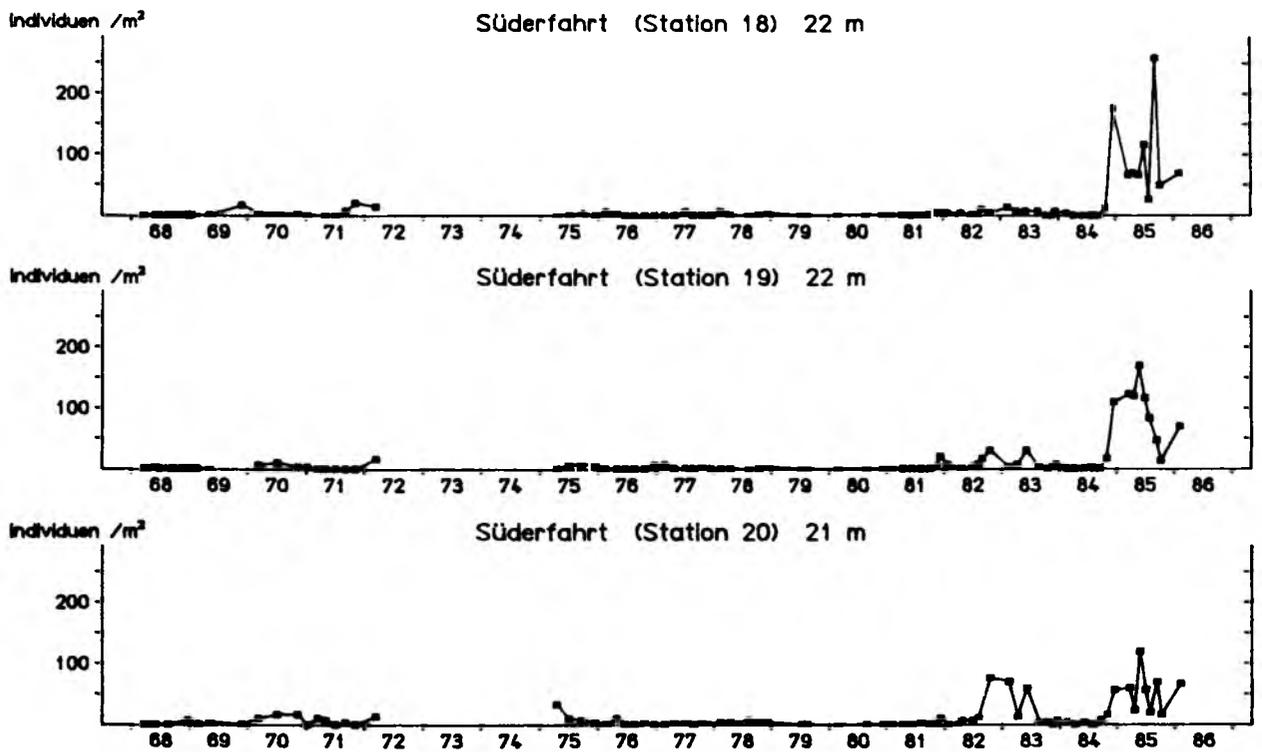
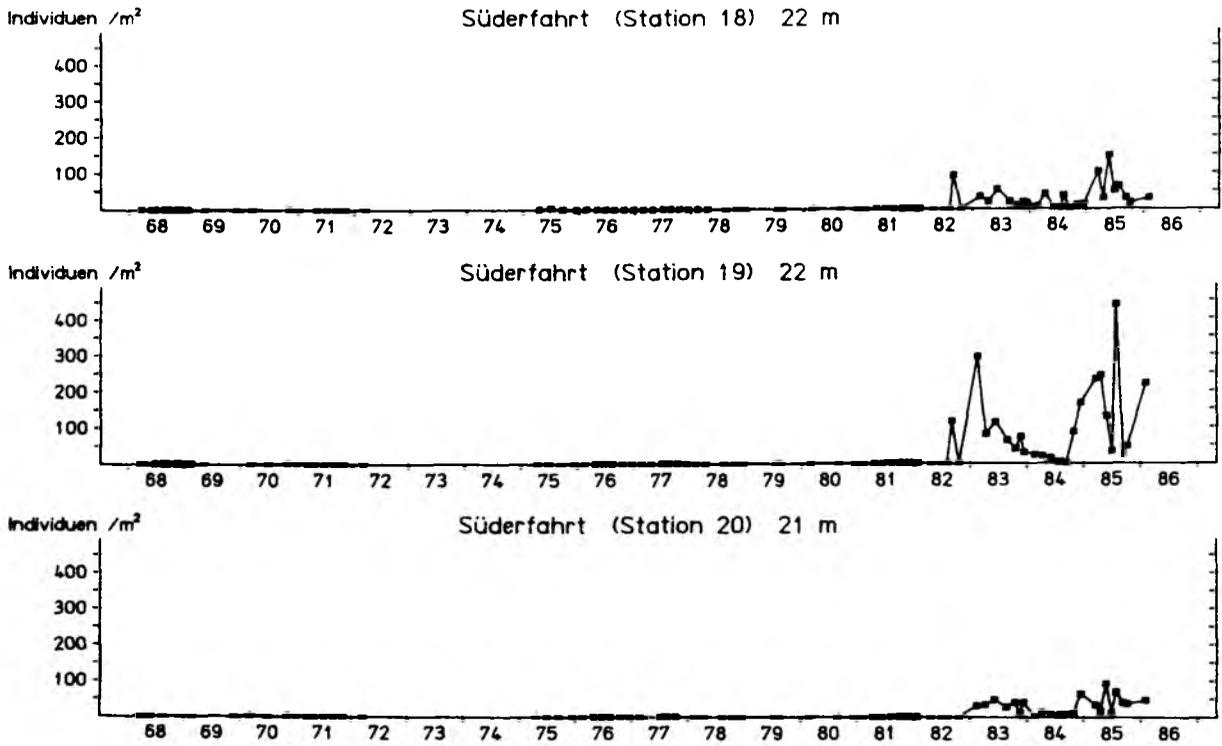


Abb. 48: Abundanz von Anaitides maculata auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

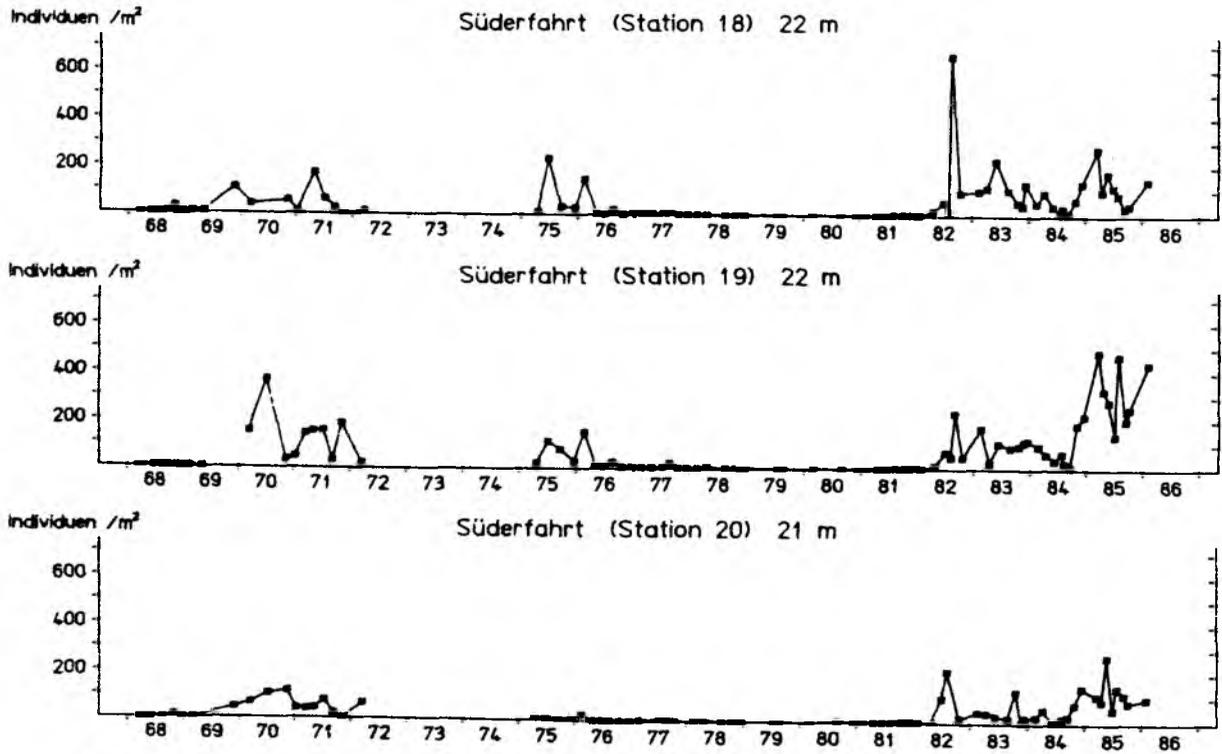
ber 1983 vor. Tiere von 50 mm Länge gab es erst wieder seit Herbst 1984, und das längste maß nur 83 mm (Februar 1986). Entsprechend gering war bis zum Ende der Untersuchung die Biomasse, wenn auch mit leicht ansteigender Tendenz.

Ein mit Nephtys spp. von der Lebensweise her vergleichbarer Räuber ist Anaitides maculata (Abb. 48, Tab. 6 und 7), der schon Ende 1981 vereinzelt auftrat, sich im Herbst 1982 und Sommer 1983 auf 50 bis 80 Ind./m<sup>2</sup> vermehrte und sich seit Herbst 1984 auf bis dahin nie erreichte Abundanzen steigerte, bis zu 260 Ind./m<sup>2</sup> im September 1985 auf Station 18.

Paraonis gracilis trat im Juli 1982 auf, im Herbst 1982 gefolgt von P. fulgens (Abb. 49 und 50, Tab. 6 und 7). P. gracilis war bereits 1970/71 und 1975/76 häufig gewesen (maximal 350 Ind./m<sup>2</sup>), während P. fulgens vor 1982 noch nicht gefunden worden war. Nach ersten Maxima im Spätsommer 1982 und Frühjahr 1983 blieben beide Arten häufig, und es kam im Herbst 1984 zu einer erneuten Erhöhung der Abundanzen (bis 500 bzw. 250 Ind./m<sup>2</sup>), die bis zum Ende der Untersuchung gleich blieben. Anhand der Jahresmittelwerte (Tab. 6) ist kein Rückgang dieser beiden Arten abzusehen. Der Beitrag dieser sehr kleinen Tiere zur Biomasse ist sehr gering.



**Abb. 49:** Abundanz von Paraonis fulgens auf der Süderfahrt, 1968 - 1986



**Abb. 50:** Abundanz von Paraonis gracilis auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

Im August/September 1982 kehrte auch Terebellides stroemi (Abb. 34 und 35, Tab. 6 und 7) auf die Süderfahrt zurück, diesmal gleichzeitig mit Abra alba. Die höchsten Zahlen erreichte die Art auf Station 20 mit bis zu 1573 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 1,74 g/m<sup>2</sup> im Juni 1983. Hier war sie noch nie so zahlreich gewesen. Auf den beiden anderen Stationen dagegen blieb die Art hinter früheren Höchstwerten weit zurück. Gleichzeitig mit A. alba fand T. stroemi durch den Sauerstoffmangel im Sommer 1983 wieder ein abruptes Ende. Erst im Sommer 1985 kehrte T. stroemi zurück, und zwar nur auf Station 20, wo die Art seitdem mit wenigen großen Exemplaren zu finden war.

Gleichzeitig mit T. stroemi kehrte auch Scoloplos armiger (Abb. 36, Tab. 6 und 7) zurück, auf die Stationen 18 und 19 bereits im August 1982, auf Station 20 erst im Februar 1983. Schon im Winter 1982/83 kam die Art auf Werte, die höher waren als je zuvor, bis zu 497 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 18, 950 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 19 (beides im Februar 1983) und 603 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 20 (Juni 1983). Aber auch dieser Art setzte der Sauerstoffmangel im Sommer 1983 ein plötzliches Ende. Anders als T. stroemi jedoch konnte S. armiger im Herbst 1984 erneut siedeln. Die Vermehrung erfolgte nicht so explosionsartig wie im Winter 1982/83, aber die Individuenzahlen stiegen wiederum deutlich an, besonders auf den Stationen 19 und 20, wo im Juli 1985 mit 1203 bzw. 1083 Ind./m<sup>2</sup> neue Höchstwerte erreicht wurden. Bei derartigen Zahlen war auch die Biomasse nicht unerheblich. Sie betrug 1985 maximal 0,6 g/m<sup>2</sup> auf Station 18 und 0,75 g/m<sup>2</sup> auf den Stationen 19 und 20. Pectinaria koreni (Abb. 40 und 41, Tab. 6 und 7) war sehr zahlreich in den Wintern 1983/84 und 1984/85, dazwischen jedoch, im Sommer 1984, selten. Einen erneuten Anstieg gab es im Winter 1985/86, der allerdings nur auf Station 19 bedeutend war. Trotz hoher Abundanzen von bis zu 270 Ind./m<sup>2</sup> (Station 19, Februar 1986) war die Biomasse infolge der geringen Größe der Tiere mit maximal 0,13 g/m<sup>2</sup> bei weitem nicht so hoch wie in den früheren Jahren, in denen P. koreni häufig gewesen war.

Pherusa plumosa (Abb. 51 und 52, Tab. 6 und 7) kam zwar ganz vereinzelt auch auf den Stationen 18 und 19 vor, war aber nur auf Station 20 von Bedeutung. Nach einem Beginn im Februar 1983 mit 60 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 0,4 g/m<sup>2</sup>, der bereits im Oktober 1983 ein schnelles Ende gefunden hatte, kehrte sie im Juni 1984 zurück. Es waren zunächst sehr kleine

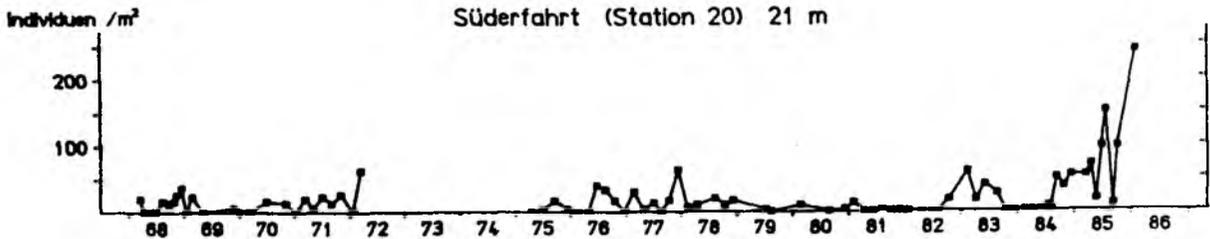


Abb. 51: Abundanz von Pherusa plumosa auf Station 20 (Süderfahrt), 1968 - 1986

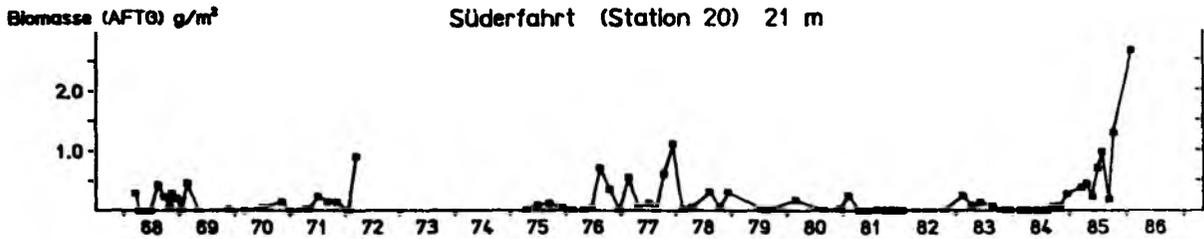


Abb. 52: Biomasse von Pherusa plumosa auf Station 20 (Süderfahrt), 1968 - 1986

Tiere mit sehr geringer Biomasse, die aber, von zwei kurzen Unterbrechungen abgesehen, stetig und steil anwuchs, um im Februar 1986 mit  $240 \text{ Ind./m}^2$  bzw.  $2,6 \text{ g/m}^2$  auf einen auf der Süderfahrt bis dahin unerreichten Höchststand zu kommen.

Schließlich seien noch drei Arten erwähnt, die zwar nicht sonderlich häufig waren, aber seit 1983 einen auffälligen Trend zur Erhöhung ihres Bestandes zeigten: Pholoe minuta, Ampharete acutifrons und Scalibregma inflatum (Abb. 53 und 54, Tab. 6 und 7). P. minuta erschien zunächst vor allem auf Station 18 von Sommer 1982 bis Sommer 1983, verschwand dann aber zunächst wieder. Der Neubeginn Ende 1984 fand im wesentlichen auf den Stationen 19 und 20 statt, wo 1985 Höchstwerte von  $50 \text{ Ind./m}^2$  erreicht wurden. Die Biomasse betrug nur wenige  $\text{mg/m}^2$ . Die Abundanzen von A. acutifrons zeigen einen ähnlichen Verlauf. Nach zunächst geringem Vorkommen 1982/83 wurde ab Sommer 1984 die Art deutlich häufiger, bis  $50 \text{ Ind./m}^2$  auf Station 19. S. inflatum trat im Sommer 1984 erstmals auf, in nennenswerten Zahlen jedoch nur auf Station 20. Ende 1984 war sie wieder verschwunden, kehrte aber im Sommer 1985 in erheblich größerer Zahl zurück und erreichte im September  $180 \text{ Ind./m}^2$ . Bis zum Februar 1986 ging der Bestand wieder deutlich zurück.

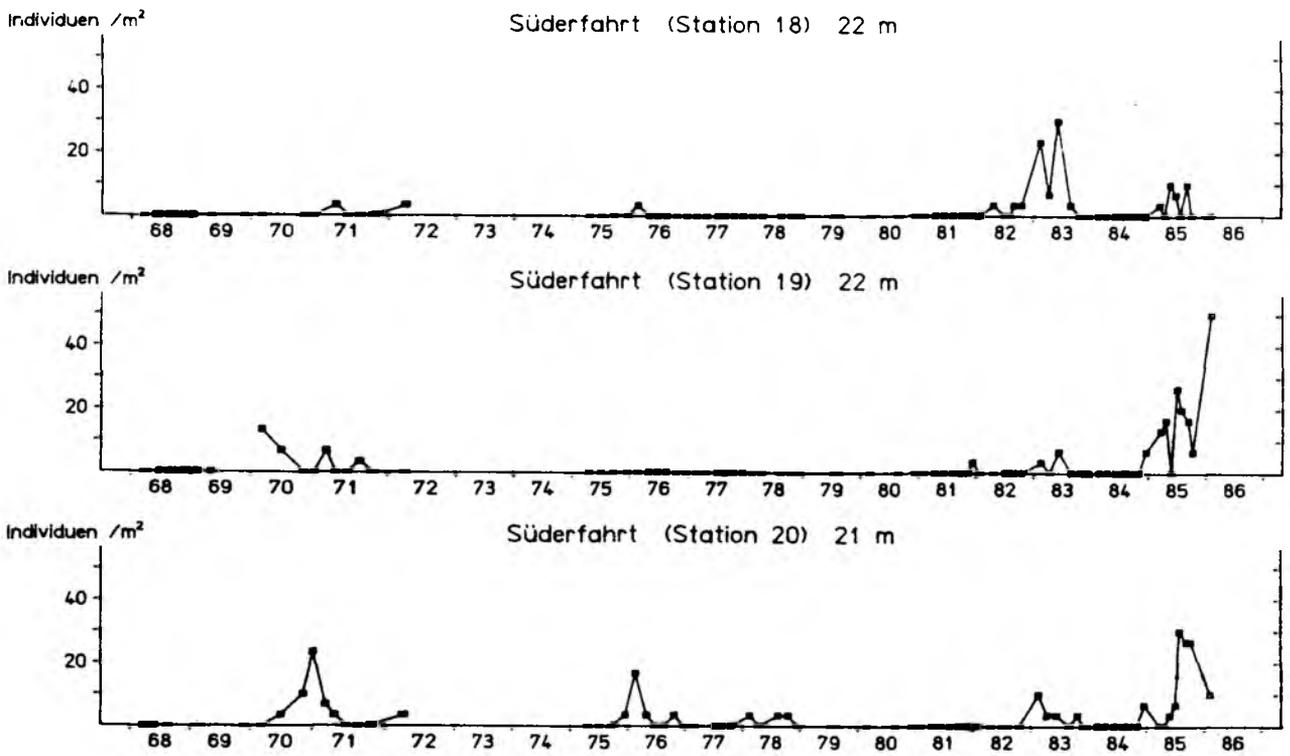


Abb. 53: Abundanz von Pholoe minuta auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

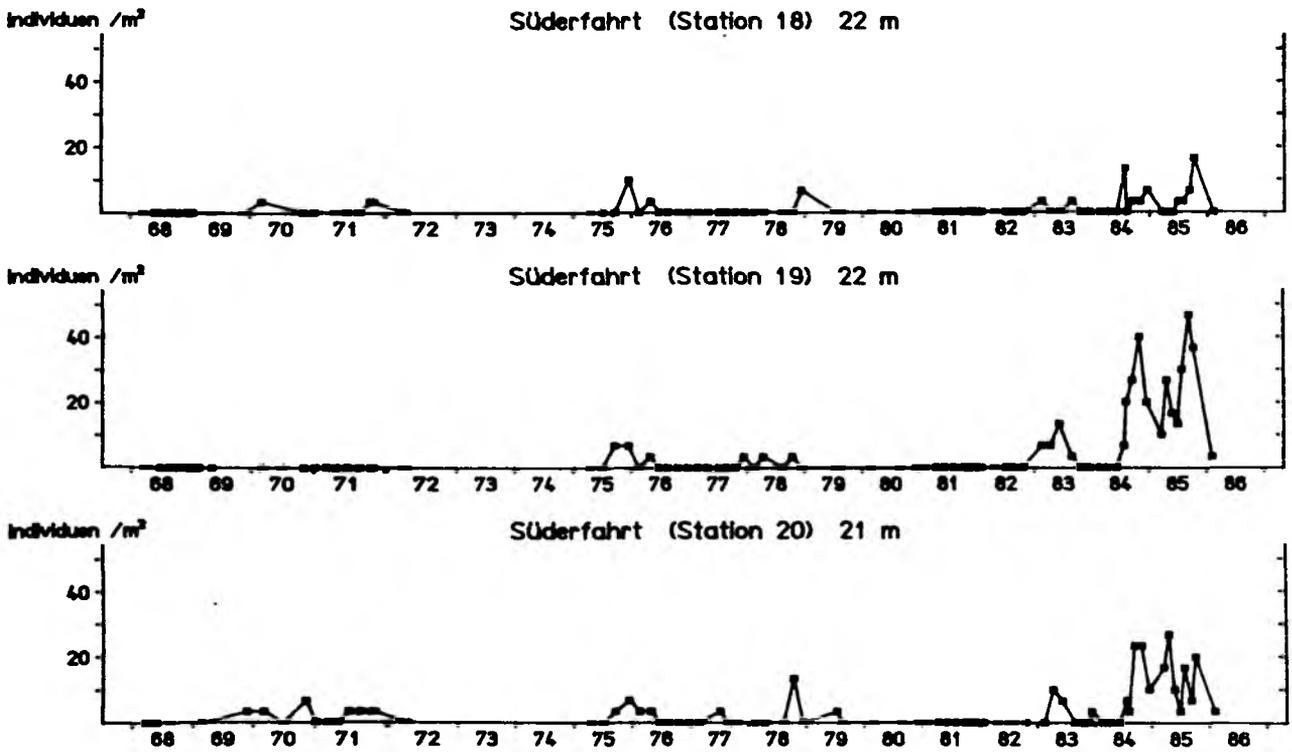


Abb. 54: Abundanz von Ampharete acutifrons auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

#### SONSTIGE:

Von allen Arten, die erst nach der Katastrophe von 1981 auf der Süderfahrt Bedeutung erlangten, ist Halicryptus spinulosus (Abb. 55 und 56, Tab. 6 und 7) die wichtigste. Den vorliegenden Daten zufolge war diese Art nie zuvor auf der Süderfahrt aufgetreten. Im Januar 1982 wurde sie hier zum ersten Mal gefunden, hatte dann bereits im Juli auf Station 18 mit 177 Ind./m<sup>2</sup> ihre höchste Abundanz erreicht, während sie auf Station 20 über 50 Ind./m<sup>2</sup> nie hinauskam. Zu beachten ist die unterschiedliche Entwicklung, die H. spinulosus bis zum Ende der Untersuchung auf den drei Stationen nahm. Auf Station 18, der mit dem höchsten Schlickanteil (siehe 3.1, Tab. 3 und 4), war die Art am häufigsten, und zwar gleich zu Beginn (Juli 1982). Danach ging die Zahl stetig zurück. Auch die Biomasse (maximal 0,84 g/m<sup>2</sup> im Juli 1982) ging deutlich zurück, wenn auch weniger steil aufgrund des Wachstums der Würmer. Auf Station 19 ist die fallende Tendenz nur bei der Abundanz deutlich, während die Biomasse im Jahresmittel von 1984 bis 1985 sogar zunahm. Auf Station 20 dagegen, auf grobsandigem Boden mit geringem Schlickanteil, waren die Abundanzen zwar nie sehr hoch und schwankten um einen Mittelwert von rund 25 Ind./m<sup>2</sup>. Die Biomasse jedoch stieg, wenn auch stark schwankend, deutlich an.

Ophiura albida (Abb. 42 und 43, Tab 6 und 7) tauchte im Februar 1983 zum ersten Mal wieder auf, häufig jedoch erst ab November 1983. Während die Art auf Station 18 bereits ab Juni 1984 nur noch sporadisch vorkam, ist auf den beiden anderen Stationen trotz starker Schwankungen eine stetige Zunahme zu erkennen. Im Februar 1986 hatte O. albida wieder den Stand erreicht, den sie bis 1978 innehatte. Die ersten Tiere, die im Februar 1983 gefunden wurden, hatten einen Scheibendurchmesser von weniger als 1 mm. Erste Exemplare mit 5 mm Scheibendurchmesser traten im Dezember 1984 auf, und bis September 1985 wurden 7 mm erreicht.

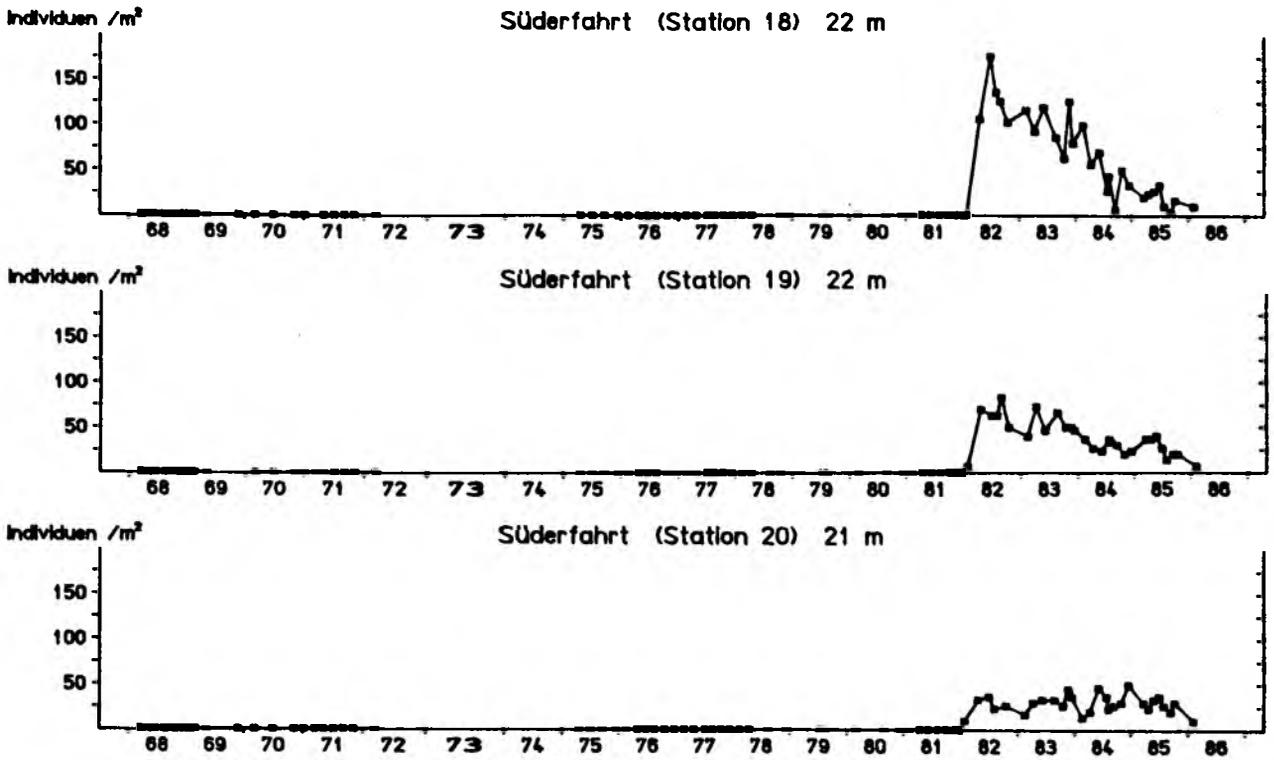


Abb. 55: Abundanz von Halicyptus spinulosus auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

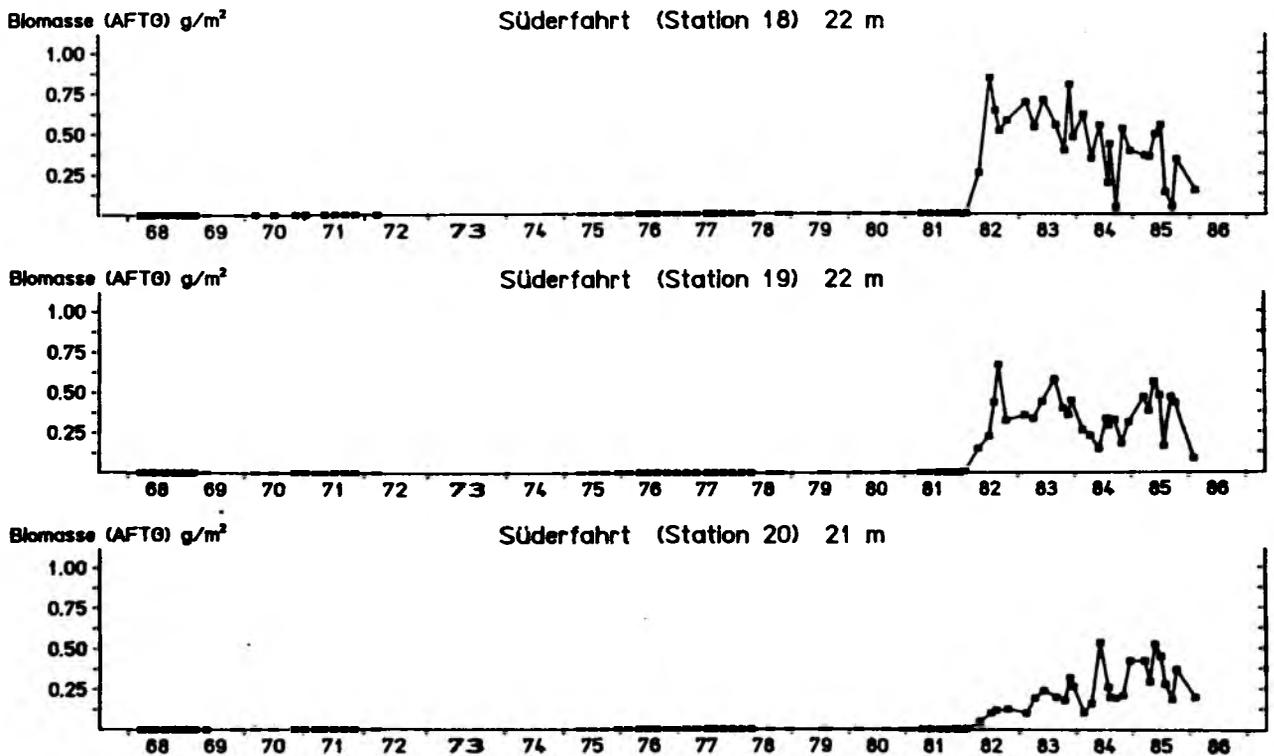


Abb. 56: Biomasse von Halicyptus spinulosus auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

Tab. 9:

Dominante Arten im Millionenviertel 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamt-abundanz. Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Individuenzahlen sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 14			Station 16		
	Art	n/m <sup>2</sup>	%	Art	n/m <sup>2</sup>	%
1968 - 1980	Diastylis rathkei	549	34	Diastylis rathkei	280	31
	Abra alba	238	15	Abra alba	193	21
	Scoloplos armiger	235	14	Terebellides stroemi	118	13
	Ophiura albida	116	7	Ophiura albida	85	9
	Nephtys spp.	86	5	Nephtys spp.	77	8
	Pectinaria koreni	86	5	Heteromastus filiformis	42	5
	Terebellides stroemi	26	2	Paraonis gracilis	30	3
	Corbula gibba	24	2	Scoloplos armiger	15	2
	Aricidea jeffreysii	17	1	Trochochaeta multisetosa	11	1
	<u>Summe</u>	1622	100	<u>Summe</u>	905	100
1984	Diastylis rathkei	3645	58	Diastylis rathkei	2819	61
	Abra alba	1289	20	Abra alba	517	11
	Scoloplos armiger	487	8	Heteromastus filiformis	476	10
	Terebellides stroemi	159	3	Terebellides stroemi	235	5
	Mysella bidentata	101	2	Scoloplos armiger	222	5
	Paraonis gracilis	77	1	Pherusa plumosa	77	2
	Heteromastus filiformis	67	1	Polydora spp.	54	1
	<u>Summe</u>	6301	100	<u>Summe</u>	4635	100
1985	Diastylis rathkei	2575	59	Diastylis rathkei	2795	57
	Scoloplos armiger	464	11	Heteromastus filiformis	773	16
	Abra alba	332	8	Abra alba	292	6
	Heteromastus filiformis	133	3	Polydora spp.	259	5
	Paraonis gracilis	110	3	Scoloplos armiger	182	4
	Pectinaria koreni	69	2	Mysella bidentata	85	2
	Terebellides stroemi	66	2	Paraonis gracilis	75	2
	Nephtys spp.	57	1	Nephtys spp.	65	1
	Mysella bidentata	57	1	Trochochaeta multisetosa	63	1
	Ophiura albida	49	1	<u>Summe</u>	4921	100
	Paraonis fulgens	49	1			
	Macoma baltica	46	1			
	<u>Summe</u>	4333	100			

### 3.3.2 Millionenviertel, Stationen 14 und 16 (1968 - 1972, 1975 - 1980, 1982, 1984/85)

Vom Sediment her ist die Station 14 mit Station 20, die Station 16 mit den Stationen 18 und 19 vergleichbar: schlickiger Sand bzw. sandiger Schlick (siehe auch 3.1, Tab. 3 und 4). Den Stationen 14 und 20 ist auch das regelmäßige Vorkommen von Astarte spp. gemeinsam, die auf den anderen drei Stationen nicht vorkommt. Das Millionenviertel wurde nicht so häufig untersucht wie die Süderfahrt, vor allem gibt es aus den Jahren 1981-83 nur eine einzelne Probennahme auf Station 14 im Juli 1982. In Tab. A5 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 auf den Stationen 14 und 16 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in den Tab. 9 und 10 zusammengefaßt.

Tab. 10:

Dominante Arten im Millionenviertel 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbio­masse (Gewichte als AFTG; *Arctica* und *Astarte* sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Gewichte sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt. Es bedeuten "Sonstige Mollusken": alle Moll. außer *Abra*, *Arctica*, *Astarte* "Sonstige Polychaeten": alle Polych. außer *Nephtys*, *Pectinaria*, *Pherusa*, *Terebellides* "Sonstige Fauna": alle "Sonstigen" außer *Ophiura* (Zusammenfassungen nach ARNTZ, unpubl.)

Station 14				Station 16			
Zeitraum	Art	g/m <sup>2</sup>	%	Art	g/m <sup>2</sup>	%	
1968 - 1980	<i>Nephtys</i> spp.	1,95	34	<i>Nephtys</i> spp.	2,46	53	
	<i>Abra alba</i>	0,85	15	<i>Abra alba</i>	0,84	18	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,76	13	"Sonstige Fauna"	0,35	7	
	<i>Ophiura albida</i>	0,46	8	<i>Ophiura albida</i>	0,31	7	
	"Sonstige Mollusken"	0,38	7	<i>Terebellides stroemi</i>	0,25	5	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,35	6	<i>Diastylis rathkei</i>	0,20	4	
	"Sonstige Polychaeten"	0,32	6	<i>Pectinaria koreni</i>	0,11	2	
	"Sonstige Fauna"	0,14	2	"Sonstige Polychaeten"	0,09	2	
	<i>Terebellides stroemi</i>	0,13	2	<b>Summe</b>	<b>4,67</b>	<b>100</b>	
	<b>Summe</b>	<b>5,66</b>	<b>100</b>				
1984	<i>Abra alba</i>	2,57	38	<i>Pherusa plumosa</i>	1,96	29	
	<i>Diastylis rathkei</i>	1,64	24	<i>Abra alba</i>	1,22	18	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,67	10	<i>Diastylis rathkei</i>	1,02	15	
	<i>Scoloplos armiger</i>	0,42	6	<i>Terebellides stroemi</i>	0,93	14	
	<i>Terebellides stroemi</i>	0,37	5	<i>Nephtys</i> spp.	0,67	10	
	<i>Pherusa plumosa</i>	0,31	4	<i>Heteronastus filiformis</i>	0,43	6	
	<i>Mya truncata</i>	0,27	4	<i>Scoloplos armiger</i>	0,26	4	
	<i>Ophiura albida</i>	0,07	1	<b>Summe</b>	<b>6,76</b>	<b>100</b>	
	<b>Summe</b>	<b>6,83</b>	<b>100</b>				
	1985	<i>Nephtys</i> spp.	1,63	28	<i>Diastylis rathkei</i>	1,80	32
<i>Diastylis rathkei</i>		1,50	26	<i>Nephtys</i> spp.	1,35	24	
<i>Pherusa plumosa</i>		0,67	12	<i>Pherusa plumosa</i>	0,62	11	
<i>Scoloplos armiger</i>		0,55	9	<i>Heteronastus filiformis</i>	0,56	10	
<i>Terebellides stroemi</i>		0,25	4	<i>Scoloplos armiger</i>	0,22	4	
<i>Ophiura albida</i>		0,23	4	<i>Abra alba</i>	0,21	4	
<i>Abra alba</i>		0,23	4	<i>Nemertini</i>	0,18	3	
<i>Mya truncata</i>		0,22	4	<i>Mya truncata</i>	0,11	2	
<i>Priapulus caudatus</i>		0,09	2	<i>Ophiura albida</i>	0,10	2	
<i>Heteronastus filiformis</i>		0,09	2	<i>Anatides maculata</i>	0,07	1	
<i>Pectinaria koreni</i>		0,08	1	<i>Macoma baltica</i>	0,07	1	
<i>Halcampa</i> spp.		0,07	1	<b>Summe</b>	<b>5,54</b>	<b>100</b>	
<b>Summe</b>		<b>5,81</b>	<b>100</b>				

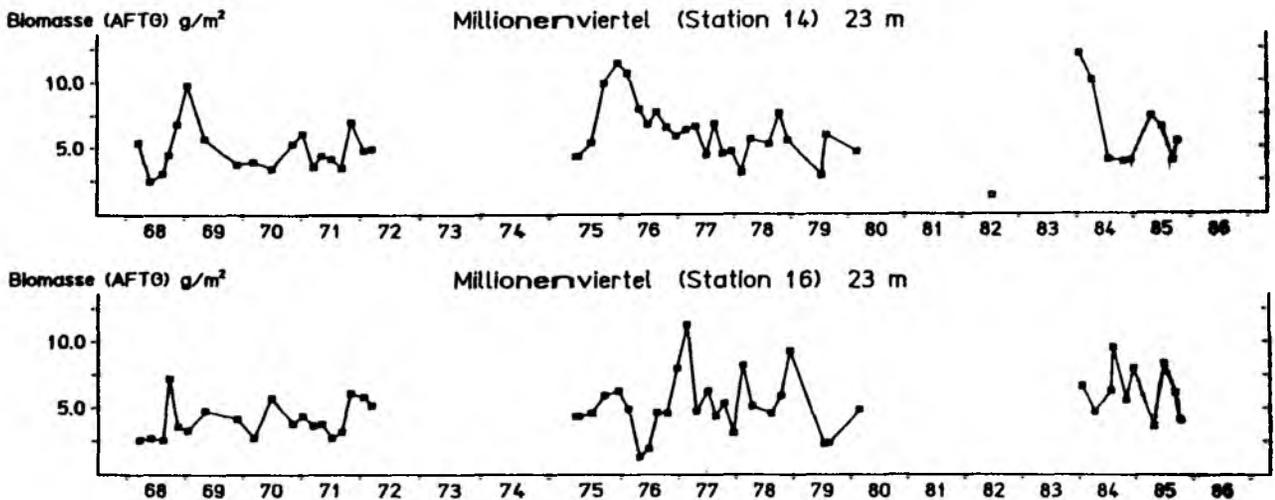


Abb. 57: Gesamtbio­masse (ohne *Arctica* und *Astarte*) im Millionenviertel, 1968 - 1985

Abb. 57 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse. Der 1967 und 1975 bei Boknis Eck beobachtete schwere Sauerstoffmangel (KREY et al., 1978) war für das Millionenviertel ohne erkennbare Folgen. Die Auswirkungen des Eiswinters 1978/79 sind hier, anders als auf der Süderfahrt, deutlich erkennbar an der geringen Biomasse des Sommers 1979. Die Folgen des Sauerstoffmangels 1981 und 1983 sind dagegen nicht unmittelbar nachzuweisen. Die einzelne Probennahme im Juli 1982 auf Station 14 erbrachte jedoch mit einer Gesamtbiomasse von nur 1,3 g/m<sup>3</sup> (ohne Arctica und Astarte) einen Wert, der denen gleichen Datums auf der Süderfahrt entspricht. Es war der kleinste Biomassewert, den es seit 1968 auf Station 14 gab. Tiere, deren Größe auf ein Überleben der Katastrophe schließen läßt, waren nicht darunter. Es war auch das einzige Mal, daß hier Halicryptus spinulosus gefunden wurde. Demnach war 1981 das Millionenviertel ebenso vom Sauerstoffmangel betroffen wie alle anderen Gebiete in der Kieler Bucht unterhalb der thermohalinen Sprungschicht. Auch der Sauerstoffmangel 1983 war nicht ohne Folgen. Bei der Fischerei am 26.8.83 im Millionenviertel hing der Steert des Grundschleppnetzes voll mit toten Polychaeten der Gattungen Nephtys, Anaitides und Harmothoe, die wohl aus dem anoxischen Boden an die Oberfläche geflüchtet waren (siehe 3.4.3). In den Bodengreiferdaten schlägt sich dieses Ereignis jedoch nicht nieder, insbesondere konnte 1983 Abra alba überleben.

### 3.3.2.1 1968 bis 1980

#### MOLLUSKEN:

Die weitaus häufigste Muschel war Abra alba (Abb. 58 und 59, Tab. 9 und 10), allerdings nicht immer. Bedeutende Vorkommen gab es 1968/69 und 1975 - 1977, geringere, weil nahezu auf Station 16 beschränkt, 1971/72 und 1978. In den übrigen Jahren kam Abra alba fast gar nicht vor. Insbesondere wurde sie nach dem strengen Winter 1978/79 erst wieder im Februar 1980 auf Station 16 gefunden.

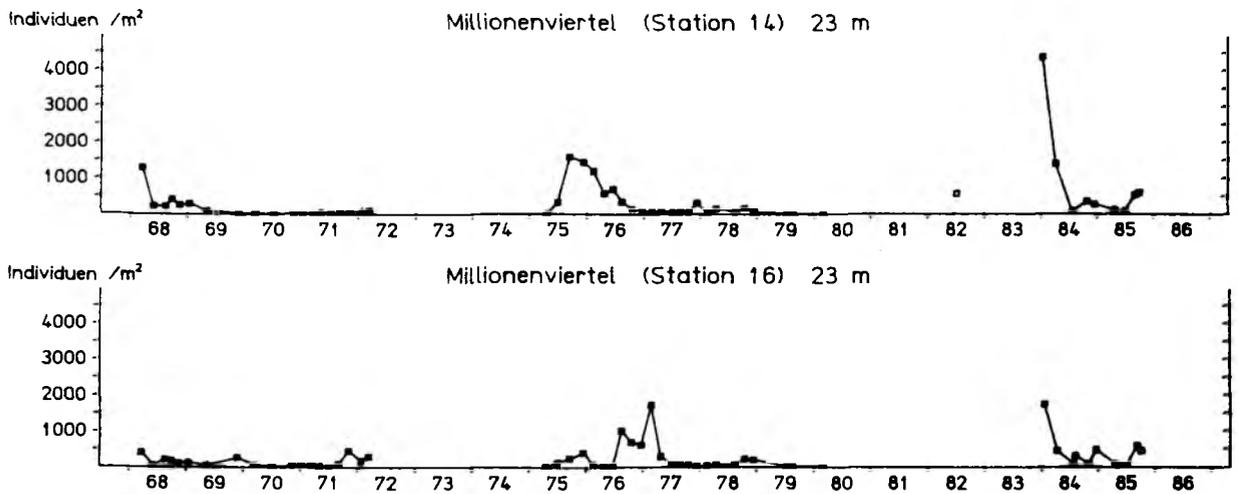


Abb. 58: Abundanz von Abra alba im Millionenviertel, 1968 - 1985

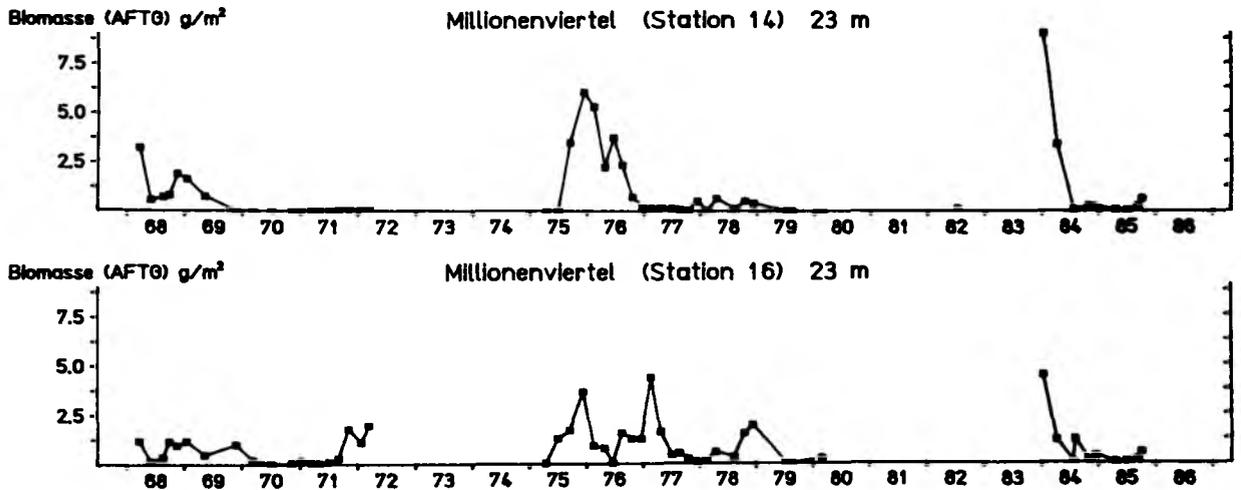


Abb. 59: Biomasse von Abra alba im Millionenviertel, 1968 - 1985

"Sonstige Mollusken" (alle Mollusken außer Arctica, Astarte und Abra; Abb. 60, Tab. 10) waren nur auf Station 14 von Bedeutung, die auch hierin mit Station 20 auf der Süderfahrt vergleichbar ist. Auf beiden Stationen waren vor allem Macoma calcarea und Modiolaria nigra zwar nicht sehr zahlreich, hatten aber durch das regelmäßige Vorkommen alter, großer Tiere beträchtliche Biomasse. Hinzu kam Corbula gibba (Abb. 61, Tab. 9), die auf beiden Stationen 1975 bis 1977 besonders zahlreich war, bis zu 183 Ind./m<sup>2</sup> im Februar 1977 auf Station 14.

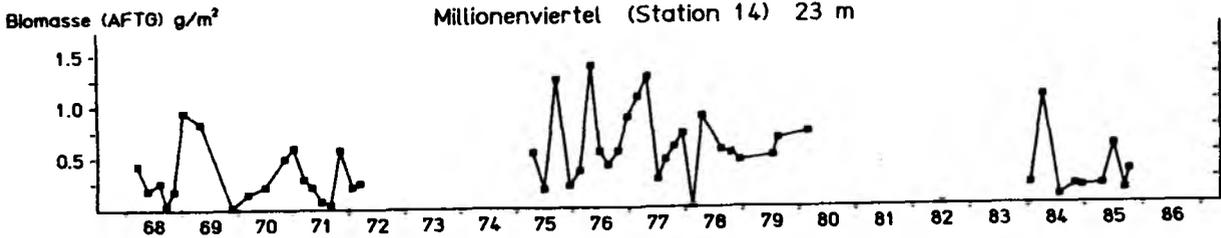


Abb. 60: Biomasse der "sonstigen Mollusken" (= alle Mollusken außer *Arctica islandica*, *Astarte* spp. und *Abra alba*) auf Station 14 (Millionenviertel), 1968 - 1985

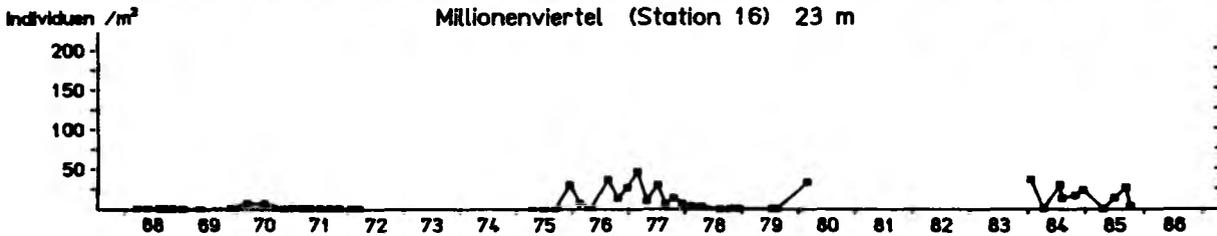
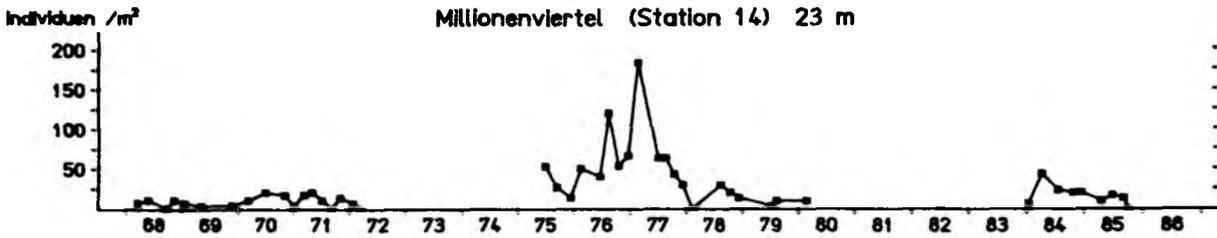


Abb. 61: Abundanz von *Corbula gibba* im Millionenviertel, 1968 - 1985

#### CRUSTACEEN:

Ebenso wie auf der Süderfahrt war *Diastylis rathkei* (Abb. 62 und 63, Tab. 9 und 10) der einzige Krebs von Bedeutung und zugleich von allen Arten am zahlreichsten. Er fehlte in keiner Probe, und die Schwankungen von Biomasse und Abundanz geben nur den regelmäßigen Jahresgang wieder. Besonders häufig war *D. rathkei* auf Station 14 in den Jahren 1971 und 1977 mit maximal 2930 bzw. 2950 Ind./m<sup>2</sup>.

#### POLYCHAETEN:

*Nephtys* spp. (Abb. 64 und 65, Tab. 9 und 10) hatte im Millionenviertel die gleiche herausragende Bedeutung wie auf der Süderfahrt. Aus dieser Spitzenstellung wurde er nur 1975/76 auf Station 14 von *A. alba* verdrängt. Im langjährigen Mittel (1968 - 1980) stellte *Nephtys* spp. auf Station 14 rund ein Drittel, auf Station 16 gut die Hälfte der Gesamtbiomasse (ohne *Arctica* und *Astarte*) und gehörte auch bezüglich der

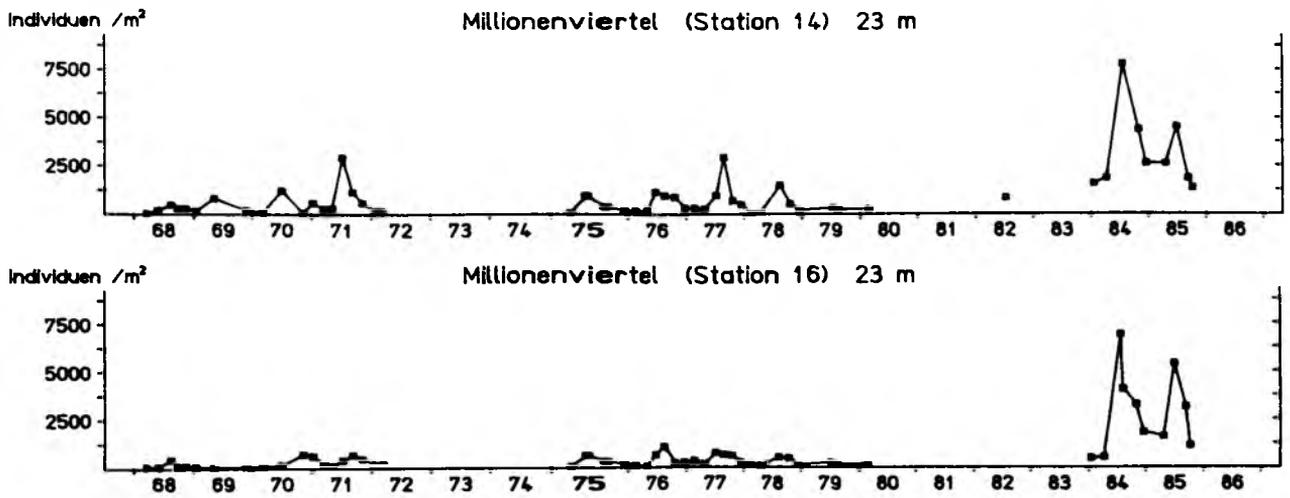


Abb. 62: Abundanz von Diastylis rathkei im Millionenviertel, 1968 - 1985

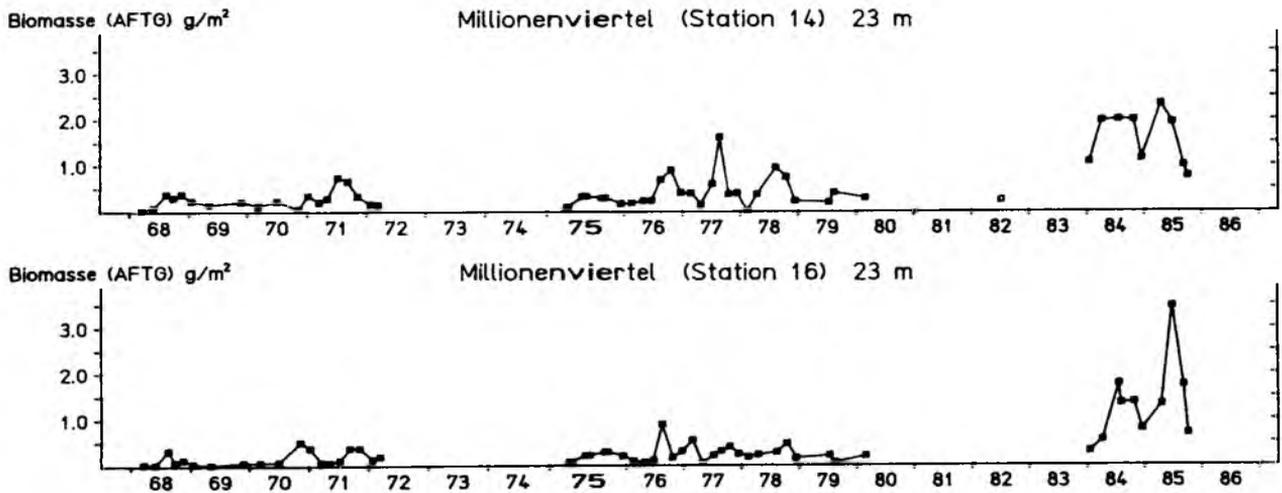


Abb. 63: Biomasse von Diastylis rathkei im Millionenviertel, 1968 - 1985

Abundanz zu den dominanten Arten. Hydrographisch bedingte Schwankungen waren ebensowenig wie saisonale festzustellen. Neben D. rathkei war von allen Arten nur Nephtys spp. bis 1980 in sämtlichen Proben vertreten.

Pectinaria koreni (Abb. 66 und 67, Tab. 9 und 10) war auf Station 16 nur 1976/77 häufig, gleichzeitig mit Abra alba. Auf Station 14 hingegen war P. koreni fast durchweg häufig und hatte auch einen erheblichen Anteil von rund 10 % an der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte). Auch hier fluktuierte die Art fast synchron mit A. alba, war jedoch auch in den Jahren häufig, als diese selten war; nur 1979

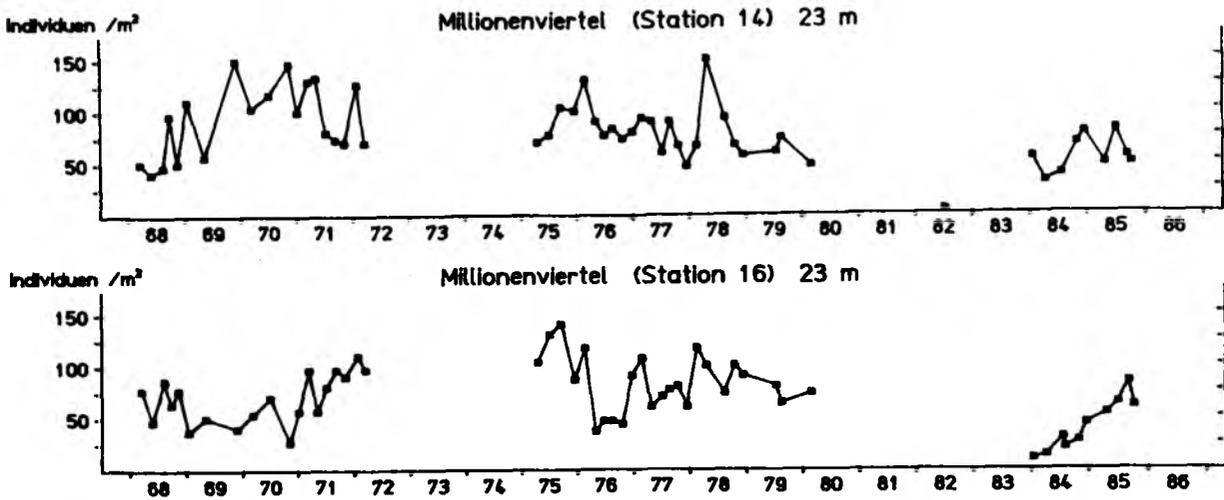


Abb. 64: Abundanz von Nephtys spp. im Millionenviertel, 1968 - 1985

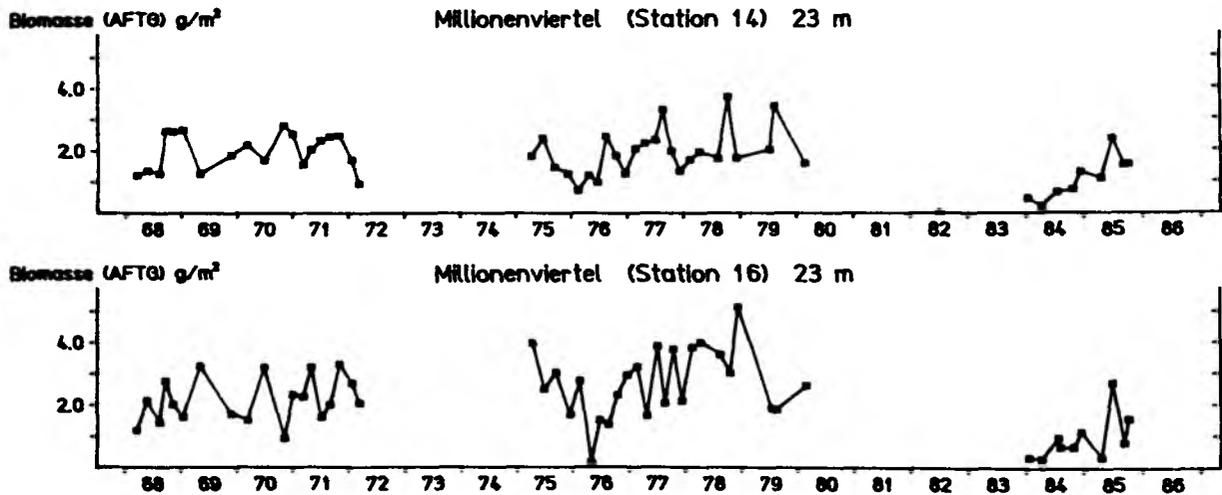


Abb. 65: Biomasse von Nephtys spp. im Millionenviertel, 1968 - 1985

wurden beide Arten nach dem strengen Winter nicht gefunden.

Das Vorkommen von Terebellides stroemi (Abb. 68 und 69, Tab. 9 und 10) war nur auf Station 16 mit dem auf der Süderfahrt vergleichbar, auf Station 14 war es nur 1979/80 nennenswert. Auch im Millionenviertel schien T. stroemi gegenläufig zu A. alba zu fluktuieren, besonders deutlich 1970.

Im Gegensatz zu T. stroemi war Scoloplos armiger (Abb. 70, Tab. 9 und 10) nur auf Station 14 von Bedeutung. Dort war die Art fast ebenso häufig wie A. alba und mit Abstand der häufigste aller Polychaeten. Besonders zahlreich war S. armiger 1969 - 1971 mit bis zu 743 Ind./m<sup>2</sup>.

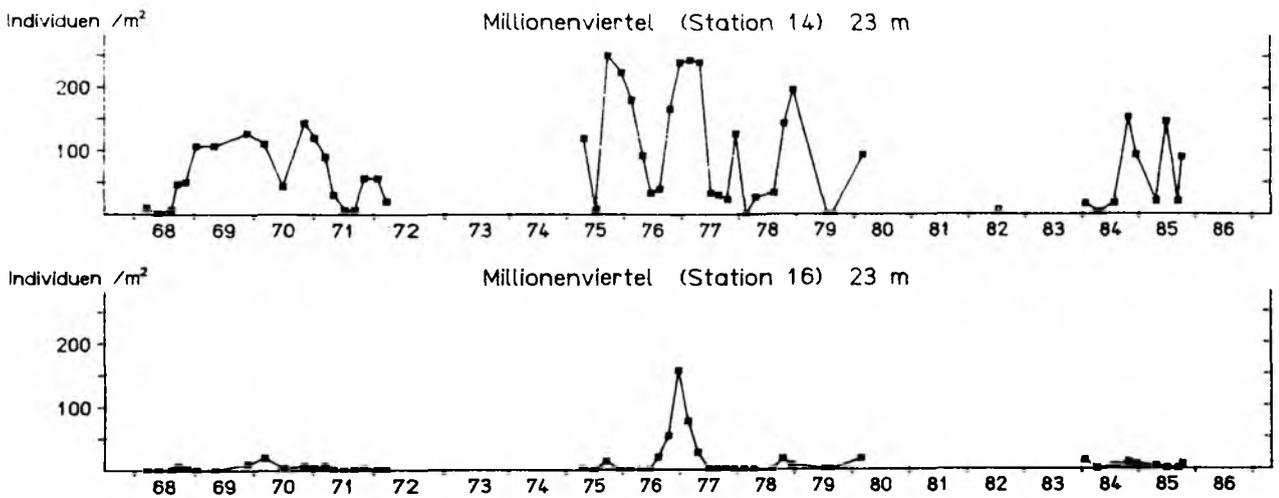


Abb. 66: Abundanz von Pectinaria koreni im Millionenviertel, 1968 - 1985

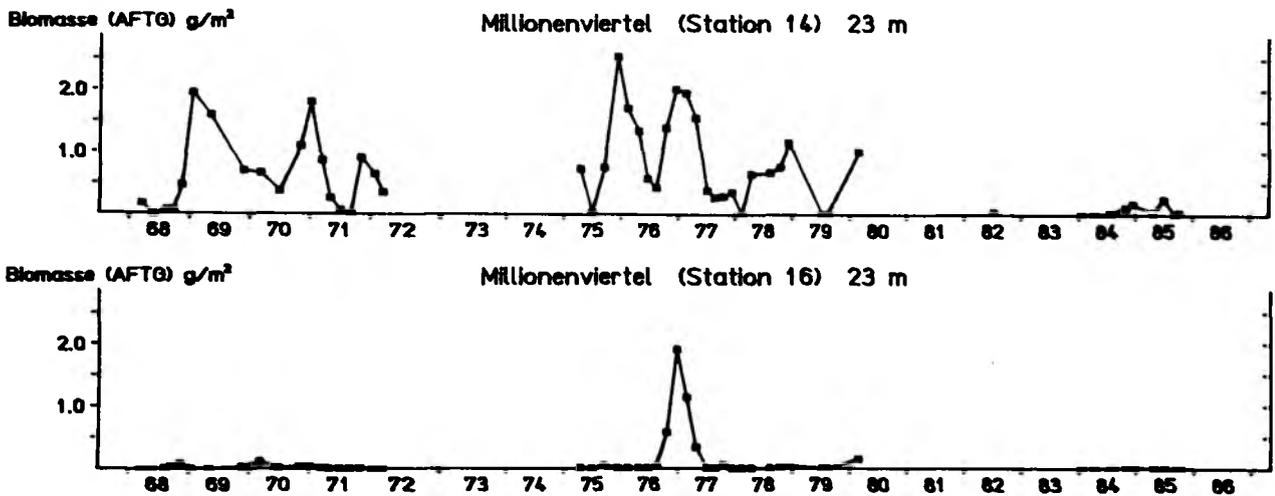


Abb. 67: Biomasse von Pectinaria koreni im Millionenviertel, 1968 - 1985

S. armiger stellte den Hauptanteil der "Sonstigen Polychaeten" (alle Polychaeten außer Nephtys, Pectinaria, Pherusa und Terebellides). Diese "Sonstigen Polychaeten" ließen sich in einigen vertrockneten Proben (siehe 2.4.1) nicht mehr differenzieren. Nur deshalb geht in Abb. 70 die Abundanz vereinzelt auf Null zurück. Vermutlich kam S. armiger jedoch in allen Proben vor.

Heteromastus filiformis (Abb. 71 und 72, Tab. 9 und 10) war nur von 1970 bis 1976 häufig, auf Station 16 deutlich häufiger als auf Station 14. In den folgenden Jahren kam er nur noch vereinzelt vor.

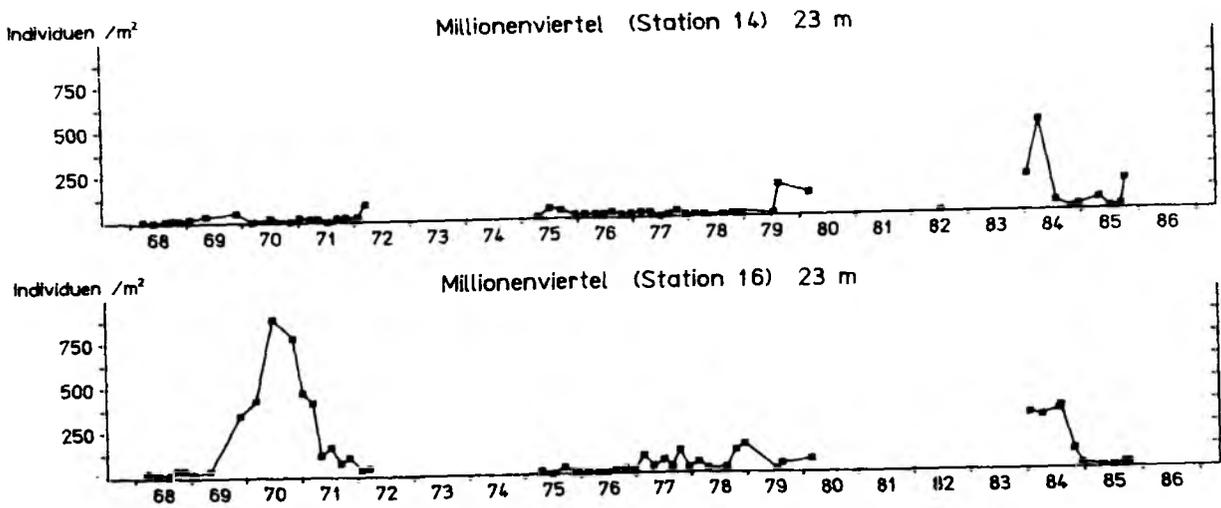


Abb. 68: Abundanz von Terebellides stroemi im Millionenviertel, 1968 - 1985

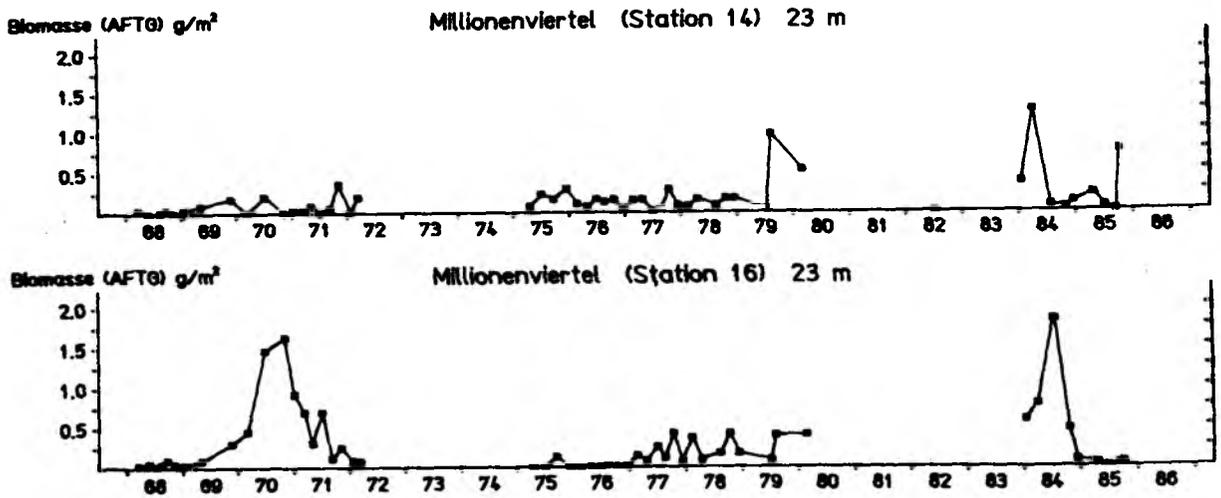


Abb. 69: Biomasse von Terebellides stroemi im Millionenviertel, 1968 - 1985

#### SONSTIGE:

Wie auch auf der Süderfahrt war der Schlangensterne Ophiura albida (Abb. 73 und 74, Tab. 9 und 10) eine der häufigsten Arten. Bis 1978 fehlte er in keiner Probe. Besonders zahlreich war er 1971/72 auf Station 14 und 1975 - 1978 auf beiden Stationen. Er fiel auch hier dem strengen Winter 1978/79 vollständig zum Opfer.

Als "Sonstige Fauna" sind alle "Sonstigen" außer O. albida zusammengefaßt. Es waren Priapulus caudatus, Halcampa spp., Metridium senile, Thyonidium pellucidum und Nemertini, die sehr unregelmäßig vorkamen, aber oft mit großen Einzeltieren eine hohe Biomasse hatten.

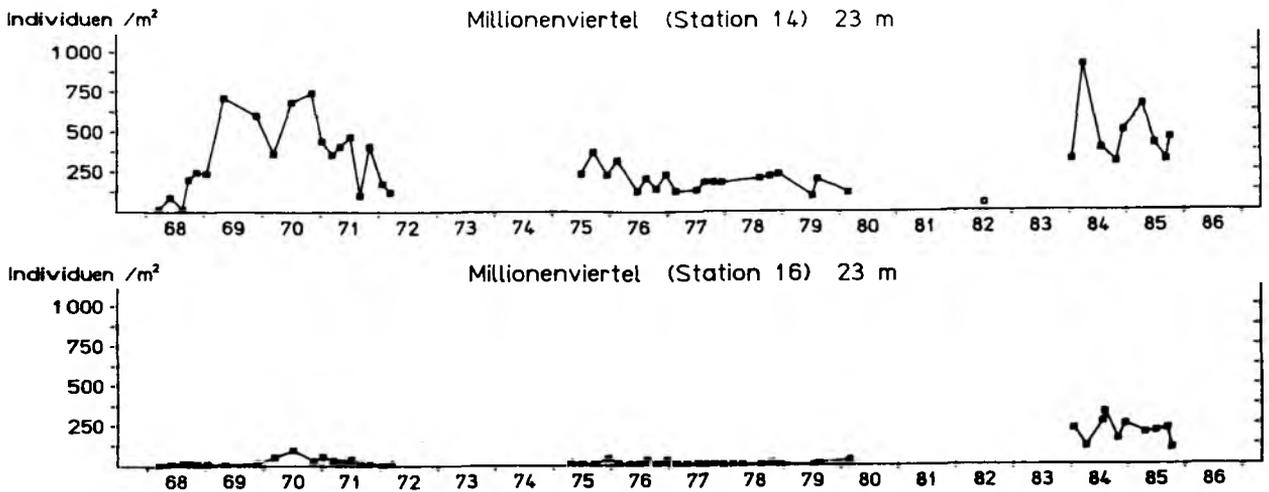


Abb. 70: Abundanz von Scoloplos armiger im Millionenviertel, 1968 - 1985

### 3.3.2.2 1982 bis 1985

Daß die Katastrophe von 1981 auch im Millionenviertel deutliche Spuren hinterließ, wurde bereits oben (3.3.2) erwähnt. Ein paar Arten wurden seither überhaupt nicht mehr gefunden: Modiolaria nigra, Brada villosa und Thyonidium pellucidum. Von Macoma calcarea und Rhodine spp. gab es seitdem nur je einen Einzelfund, so daß diese Arten auch als ausgestorben anzusehen sind.

#### MOLLUSKEN:

Abra alba (Abb. 58 und 59, Tab. 9 und 10) war bereits im Juli 1982 wieder mit 567 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 14 vertreten. Sie siedelte hier also mindestens einen Monat früher als auf der Süderfahrt, wo sie erst im August 1982 wieder gefunden wurde. Im Januar 1984 waren auf beiden Stationen Abundanz und Biomasse höher als je zuvor, mit 4387 Ind./m<sup>2</sup> und 9,01 g/m<sup>2</sup> auf Station 14 die höchsten Werte, die seit 1968 in der Kieler Bucht gefunden wurden. Der Sauerstoffmangel 1983 war hier also offenbar ohne schwerwiegende Folgen gewesen. Jedoch gingen bis Juli 1984 die Zahlen erheblich zurück und stiegen erst im Spätsommer 1985 wieder geringfügig an.

Mysella bidentata (Abb. 75, Tab. 9), bisher kaum in Erscheinung getreten, gehörte seit 1984 zu den häufigsten Arten im Millionenviertel. Während auf Station 14 die Abundanz 1984 sprunghaft anstieg, um bis 1985 wieder deutlich zurückzugehen (allerdings nie unter 70 Ind./m<sup>2</sup>), war auf Station 16 seit Anfang 1984 ein anhaltender Anstieg festzustellen.

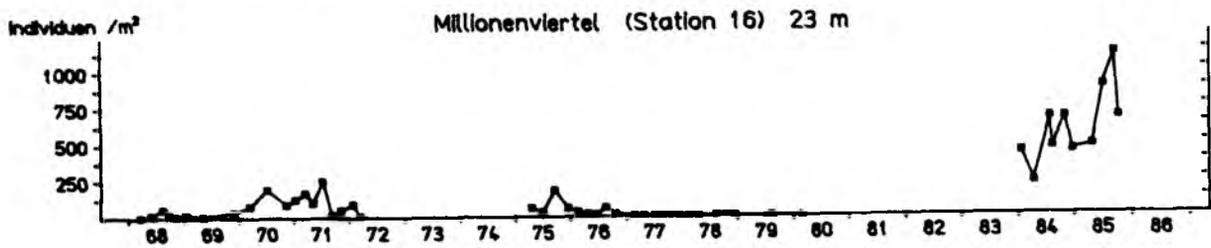
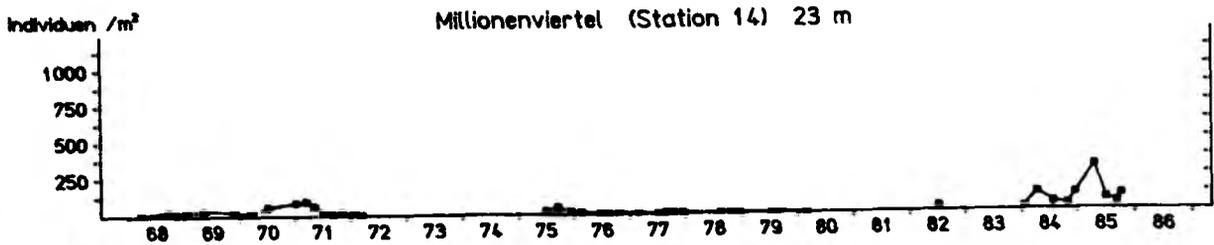


Abb. 71: Abundanz von Heteromastus filiformis im Millionenviertel, 1968 - 1985

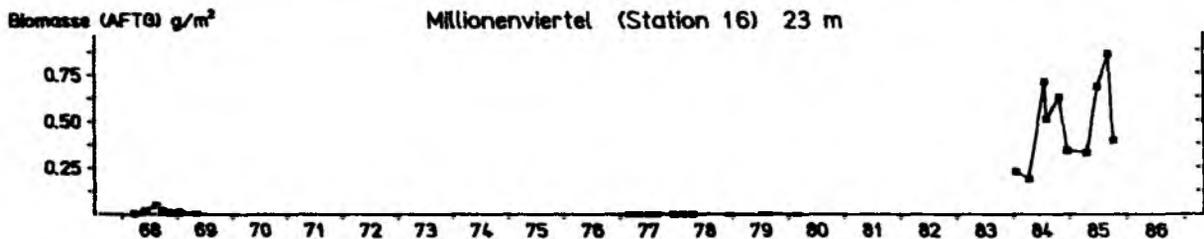
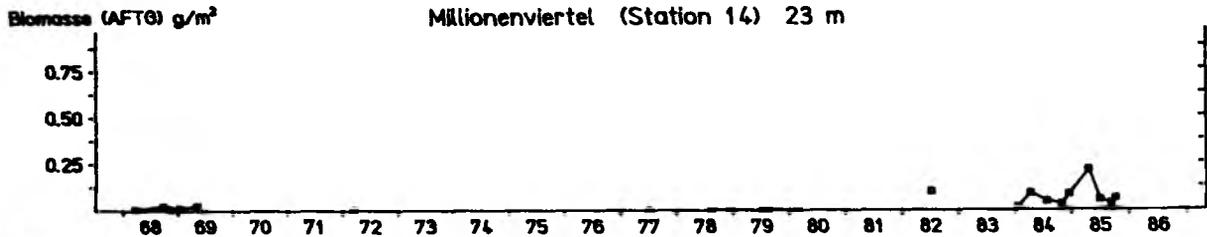


Abb. 72: Biomasse von Heteromastus filiformis im Millionenviertel, 1968 - 1985. Von November 1969 bis Dezember 1978 liegen keine Angaben vor (außer bei 0 Ind./m<sup>2</sup>).

Corbula gibba (Abb. 61, Tab. 9) gewann im Millionenviertel nicht an Bedeutung. Sie war zwar in fast allen Proben zu finden, aber sie kam nie über 50 Ind./m<sup>2</sup> hinaus.

Anders Macoma baltica (Tab. 9 und 10). Sie war bis 1984 nur vereinzelt aufgetaucht. 1985 dagegen war sie regelmäßig in allen Proben mit 40-60 Ind./m<sup>2</sup> zu finden.

Ähnlich war die Entwicklung bei Mya truncata (Tab. 10), allerdings nur auf Station 14. Erst seit 1984 wurde sie dort zu jedem Termin gefunden. Möglicherweise gräbt sich diese Muschel in sandigem Boden nicht so tief ein wie in schlickigem Boden, so daß sie hier mit dem Boden-

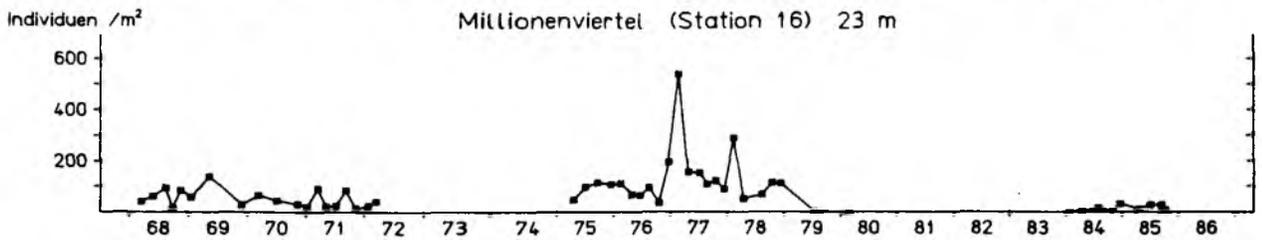
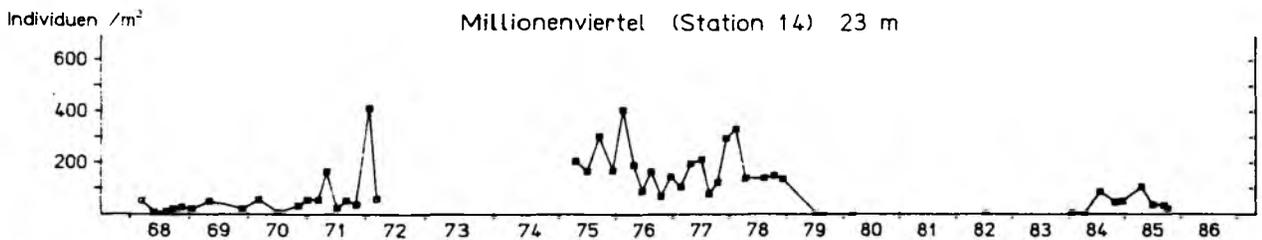


Abb. 73: Abundanz von Ophiura albida im Millionenviertel, 1968 - 1985

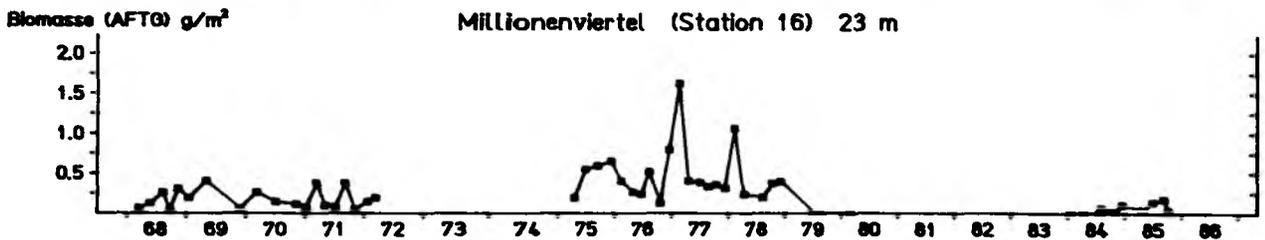
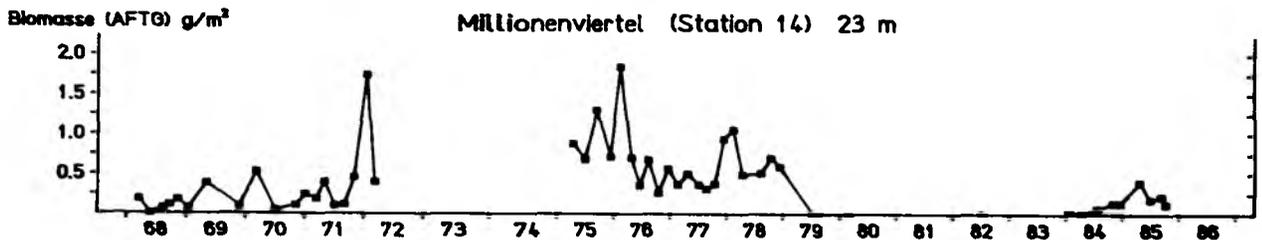


Abb. 74: Biomasse von Ophiura albida im Millionenviertel, 1968 - 1985

greifer besser erfaßt werden kann.

#### CRUSTACEEN:

Diastylis rathkei (Abb. 62 und 63, Tab. 9 und 10) blieb auch 1984/85 von allen Arten am zahlreichsten und wurde in diesen Jahren derart häufig, daß auch der Anteil an der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) erheblich stieg. Mit Höchstwerten von 7800 Ind./m<sup>2</sup> (Station 14, Juli 1984) und 3,45 g/m<sup>2</sup> (Station 16, Juli 1985) wurden alle früheren Werte bei weitem übertroffen. Im Winter 1984/85 gingen die Zahlen, dem Jahresgang entsprechend, zwar zurück, aber nur auf Werte,

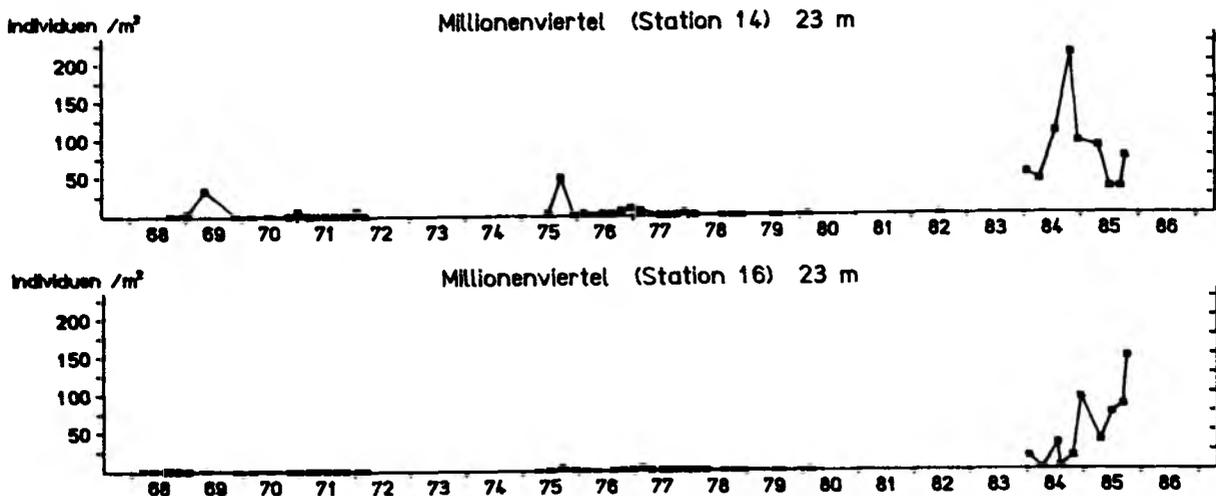


Abb. 75: Abundanz von Mysella bidentata im Millionenviertel, 1968 - 1985

die vor 1980 ein deutliches Sommermaximum dargestellt hätten.

#### POLYCHAETEN:

Über Einzelheiten der Wiederbesiedelung 1982 ist mangels Daten nichts bekannt. Jedoch war Polydora spp. noch nie so häufig gewesen wie im Juli 1982 auf Station 14 (60 Ind./m<sup>2</sup>), und Capitella capitata wurde im Juli 1982 mit 157 Ind./m<sup>2</sup> überhaupt zum ersten Mal hier gefunden. Der Neubeginn der Besiedelung verlief demnach im Millionenviertel kaum anders als auf der Süderfahrt. Anders als dort jedoch blieb Polydora spp. bis 1985 auf beiden Stationen häufig und erreichte auf Station 16 erst im Juli 1985 mit 313 Ind./m<sup>2</sup> ihren Höchstwert.

Die Einzelprobe im Juli 1982 läßt erkennen, daß Harmothoe spp. (Abb. 76), fast ausschließlich durch H. sarsi repräsentiert, in diesem Jahr im Millionenviertel ebenso wie auf der Süderfahrt häufiger war als in allen übrigen Jahren. 1984/85 kam sie nie über 50 Ind./m<sup>2</sup> hinaus, allerdings ist auf Station 16 in diesen Jahren ein stetiger Zuwachs zu erkennen, der deutlich über frühere Abundanzen hinausgeht.

Nephtys spp. (Abb. 64 und 65, Tab. 9 und 10) war bereits im Juli 1982 in der Einzelprobe auf Station 14 vertreten, allerdings war es nur ein kleines Einzelexemplar. Die Erneuerung des Bestandes ging im Millionenviertel wesentlich schneller vonstatten, als auf der Süderfahrt. Auf Station 14 war die Abundanz bereits 1984 halb so hoch wie in der Zeit bis 1980, auf Station 16 ging sie von Anfang 1984 bis Ende 1985 stetig in die Höhe und war zum Ende der Untersuchung wieder so hoch wie vor 1981. Auf beiden Stationen gab es bereits Anfang 1984 Tiere von 50 mm Länge. Tiere von 100 mm Länge und mehr kamen ab Herbst 1984

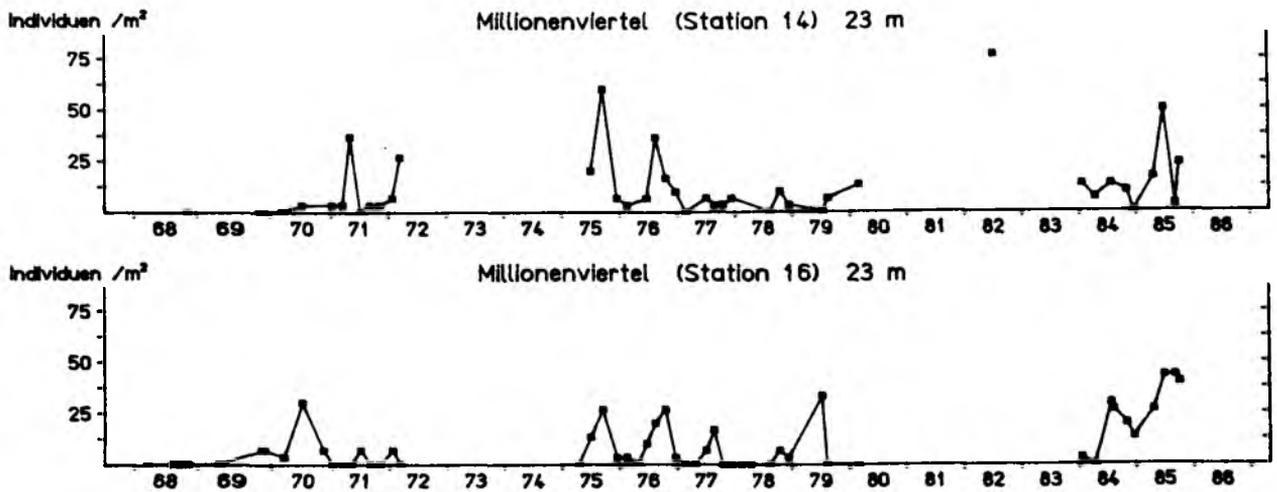


Abb. 76: Abundanz von Harmothoe spp. (fast ausschließlich H. sarsi) im Millionenviertel, 1968 - 1985

vereinzelt, ab Juli 1985 regelmäßig vor. 1985 war auf beiden Stationen mehr als ein Drittel aller Tiere mindestens 50 mm lang (siehe 3.3.1.1, Tab. 8).

Heteromastus filiformis (Abb. 71 und 72, Tab. 9 und 10) übertraf 1984/85 bei weitem alle früheren Werte. Vor allem auf Station 16 nahm sein Bestand stetig zu (maximal 1097 Ind./m<sup>2</sup> im September 1985) und machte 1985 im Jahresmittel 10 % der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) aus.

Nicht so erheblich, aber vor allem auf Station 14 deutlich, war der Zuwachs von Scoloplos armiger (Abb. 70, Tab. 9 und 10), der auf beiden Stationen alle früheren Individuenzahlen übertraf (maximal 917 Ind./m<sup>2</sup> im April 1984 auf Station 14). Entsprechend hoch war auch die Biomasse, die im März 1985 0,93 g/m<sup>2</sup> erreichte.

Einen ebenso deutlichen Zuwachs gab es bei Pherusa plumosa (Abb. 77 und 78, Tab. 9 und 10). Auf Station 14 war die Art bis 1980 regelmäßig zu finden, auf Station 16 dagegen fast nie. Gerade hier jedoch erreichte sie 1984 bis zu 137 Ind./m<sup>2</sup> und machte damit im Jahresmittel fast ein Drittel der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) aus. 1985 jedoch gingen die Zahlen wieder stark zurück.

Terebellides stroemi (Abb. 68 und 69, Tab. 9 und 10) war nur 1984 von Bedeutung. Auf Station 14 erreichte die Art mit 503 Ind./m<sup>2</sup> die bisher höchste Abundanz.

Paraonis fulgens und P. gracilis (Abb. 79 und 80, Tab. 9) waren 1984/85 deutlich häufiger als in früheren Jahren. P. gracilis war 1970 - 1972 und 1975 häufig gewesen, ganz besonders auf Station 16, ab 1976 aber kaum noch gefunden worden. Von P. fulgens hatte es nur auf Sta-

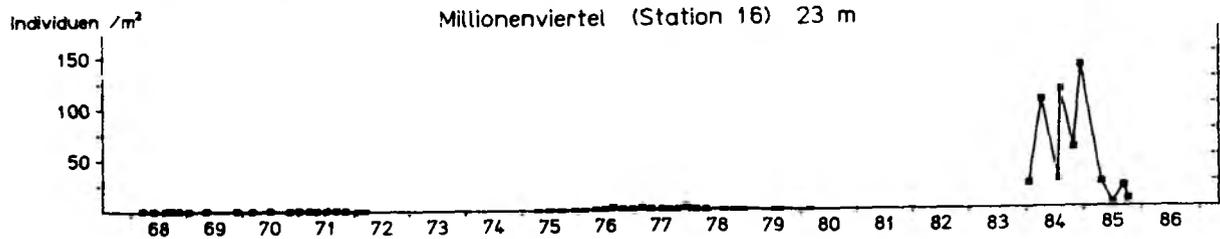
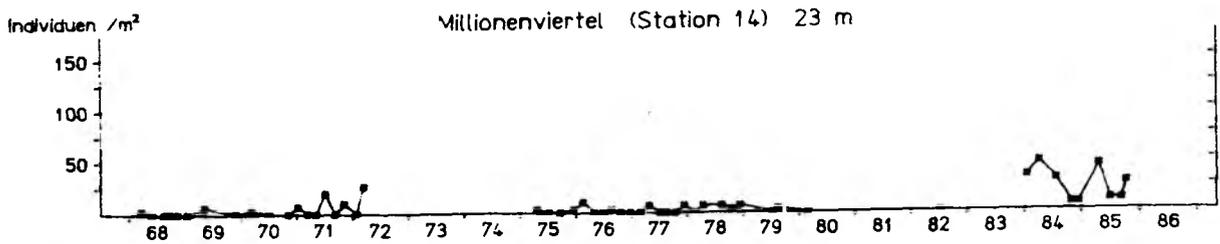


Abb. 77: Abundanz von Pherusa plumosa im Millionenviertel, 1968 - 1985

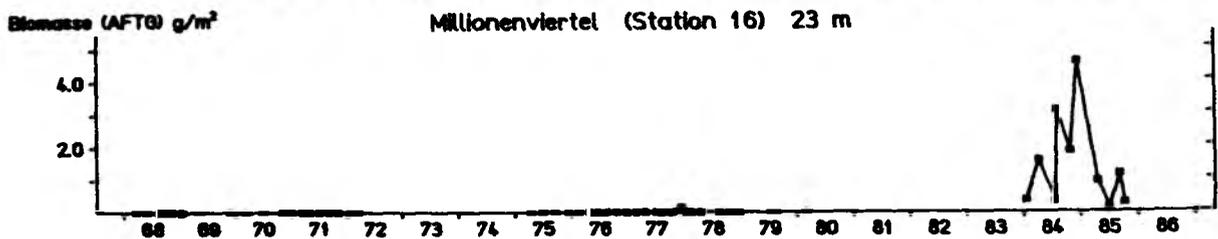
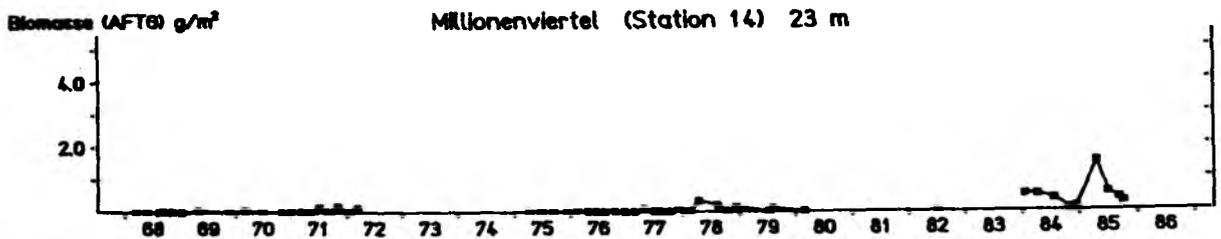


Abb. 78: Biomasse von Pherusa plumosa im Millionenviertel, 1968 - 1985

tion 14 sporadische Einzelfunde gegeben. Beide Arten gehörten 1982 zu den ersten Neusiedlern und waren ab 1984 von so regelmäßiger Häufigkeit, daß sie unter die zahlreichsten Arten aufrückten (Tab. 9). Einige weitere Polychaetenarten wurden ebenfalls erst 1984/85 im Millionenviertel häufig, nachdem sie zuvor eher zu den seltenen Arten gehörten: Anaitides maculata (Tab. 9), Ampharete acutifrons, Pholoe minuta, Scalibregma inflatum und Trochochaeta multisetosa. Der Zuwachs dieser Arten erfolgte mehr auf Station 16, auf Station 14 war er meistens geringer. Er ging jedoch bei keiner Art über 75 Ind./m<sup>2</sup> hinaus.

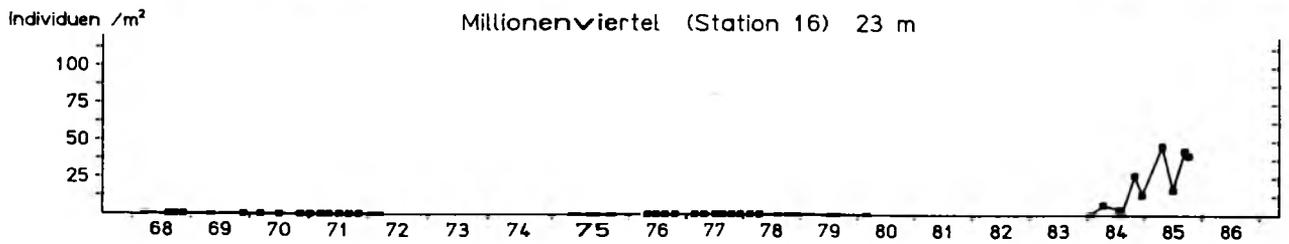
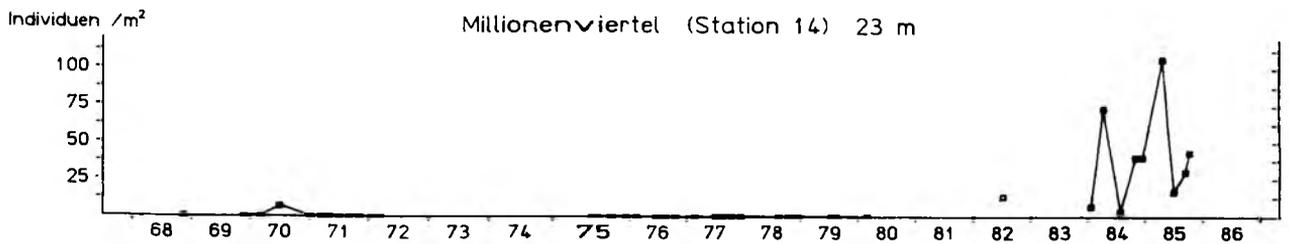


Abb. 79: Abundanz von Paraonis fulgens im Millionenviertel, 1968 - 1985

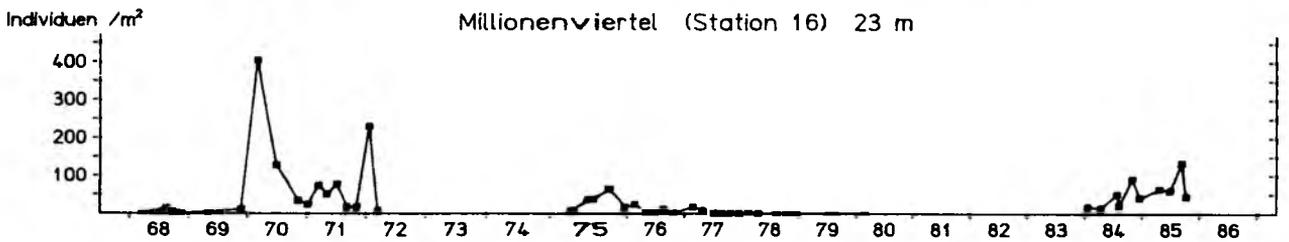
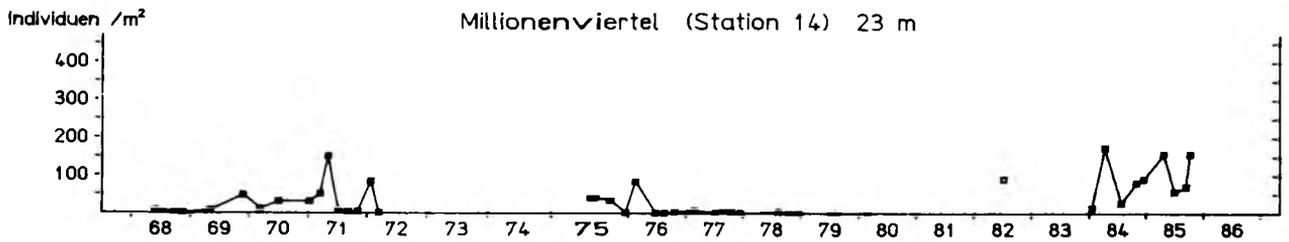


Abb. 80: Abundanz von Paraonis gracilis im Millionenviertel, 1968 - 1985

**SONSTIGE:**

Halicryptus spinulosus war vor 1982 im Millionenviertel nie gefunden worden. Im Juli 1982 wurde auf Station 14 ein kleines Einzelexemplar gefunden, sonst trat die Art hier jedoch nicht mehr auf. Auf Station 16 war sie 1984 in einigen Proben, 1985 dagegen überhaupt nicht mehr zu finden.

Wann Ophiura albida (Abb. 72 und 73, Tab. 9 und 10) nach dem völligen Aussterben im Winter 1978/79 zum ersten Mal wieder im Millionenviertel erschien, läßt sich aus den vorliegenden Daten nicht ableiten. Die Art scheint jedoch ebenso wie auf der Süderfahrt erst im Frühsommer 1984

endgültig zurückgekehrt zu sein. Auf beiden Stationen ist bis 1985 bei Abundanz und Biomasse eine ansteigende Tendenz erkennbar, die aber Ende 1985 wieder nachließ. Die Werte der Jahre vor 1979 wurden aber bei weitem noch nicht wieder erreicht.

### 3.3.3 Hohwachter Bucht, Stationen 5 und 6 (1968/69 und 1981 - 1985)

In Tab. A6 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 auf den Stationen 5 und 6 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in Tab. 11 und 12 zusammengefaßt. Abb. 81 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse.

Der schwere Sauerstoffmangel, der 1967 bei Boknis Eck beobachtet worden war (KREY et al., 1978), scheint sich in der Hohwachter Bucht ausgewirkt zu haben. Nur von Corbula gibba, Macoma baltica und M. calcarea fand ARNTZ (unveröff.) 1968 Tiere, die groß genug waren, um schon im Sommer 1967 gelebt haben zu können. Da die Probennahme hier jedoch erst im Juli 1968, also rund ein Jahr nach dem Sauerstoffmangel begann, sind die Überlebenden nicht sicher feststellbar. Alle anderen Arten hatten sich offensichtlich erst 1968 hier neu angesiedelt.

Den Sauerstoffmangel in den Sommern 1981 und 1983 konnten hier nur Arctica islandica, Corbula gibba und Halicryptus spinulosus überleben (siehe auch WEIGELT, 1985).

#### MOLLUSKEN:

1968/69 bestand die Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) auf Station 5 zu 85 %, auf Station 6 zu 71 % aus Muscheln. Den weitaus größten Anteil hatte Abra alba (Abb. 82 und 83, Tab. 11 und 12), die zu dieser Zeit auch von allen Arten die zahlreichste war. Auf Station 5 schwankte die Abundanz nur wenig um 500 Ind./m<sup>2</sup>, die Biomasse hingegen stieg sprunghaft binnen vier Monaten von 0,2 auf rund 3 g/m<sup>2</sup> an. Stärker noch war das Wachstum auf Station 6. Hier steigerten sich die Werte gleichmäßig von 30 Ind./m<sup>2</sup> und 0,008 g/m<sup>2</sup> im Juli 1968 auf 460 Ind./m<sup>2</sup> und 4,55 g/m<sup>2</sup>. Wie groß der Bestand 1981 war, ist nicht be-

Tab. 11:

Dominante Arten in der Hohwachter Bucht 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbandanz. Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Individuenzahlen sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 5			Station 6		
	Art	n/m <sup>2</sup>	%	Art	n/m <sup>2</sup>	%
1968	<i>Abra alba</i>	508	60	<i>Abra alba</i>	252	45
1969	<i>Mysella bidentata</i>	80	9	<i>Halicryptus spinulosus</i>	73	13
	<i>Corbula gibba</i>	42	5	<i>Diastylis rathkei</i>	73	13
	<i>Macoma baltica</i>	42	5	<i>Paraonis gracilis</i>	38	7
	<i>Diastylis rathkei</i>	38	5	<i>Scoloplos armiger</i>	28	5
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	36	4	<i>Corbula gibba</i>	27	5
	<i>Pectinaria koreni</i>	18	2	<i>Macoma baltica</i>	17	3
	<i>Harmothoe sarsi</i>	18	2	<i>Capitella capitata</i>	13	2
	<i>Macoma calcarea</i>	14	2	<i>Harmothoe sarsi</i>	12	2
	<i>Terebellides stroemli</i>	14	2	<i>Nephtys</i> spp.	12	2
	<i>Nephtys</i> spp.	11	1	<u>Summe</u>	561	100
	<u>Summe</u>	847	100			
1982	<i>Polydora</i> spp.	698	56			
	<i>Corbula gibba</i>	278	22			
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	123	10			
	<i>Diastylis rathkei</i>	48	4			
	<i>Harmothoe sarsi</i>	28	2			
	<i>Paraonis gracilis</i>	23	2			
	<i>Capitella capitata</i>	17	1			
	<u>Summe</u>	1253	100			
1984	<i>Corbula gibba</i>	1181	32	<i>Corbula gibba</i>	942	40
	<i>Abra alba</i>	1160	31	<i>Polydora</i> spp.	621	26
	<i>Polydora</i> spp.	768	21	<i>Abra alba</i>	459	19
	<i>Diastylis rathkei</i>	294	8	<i>Diastylis rathkei</i>	100	4
	<i>Pectinaria koreni</i>	100	3	<i>Nephtys</i> spp.	72	3
	<i>Nephtys</i> spp.	54	1	<i>Pectinaria koreni</i>	71	3
	<u>Summe</u>	3710	100	<i>Mysella bidentata</i>	33	1
				<u>Summe</u>	2374	100
1985	<i>Corbula gibba</i>	437	49	<i>Polydora</i> spp.	541	42
	<i>Pectinaria koreni</i>	129	15	<i>Corbula gibba</i>	205	16
	<i>Diastylis rathkei</i>	78	9	<i>Pectinaria koreni</i>	120	9
	<i>Polydora</i> spp.	61	7	<i>Nephtys</i> spp.	92	7
	<i>Nephtys</i> spp.	49	6	<i>Diastylis rathkei</i>	59	5
	<i>Mysella bidentata</i>	44	5	<i>Anaitides maculata</i>	43	3
	<i>Harmothoe sarsi</i>	31	3	<i>Mysella bidentata</i>	42	3
	<i>Heteromastus filiformis</i>	14	2	<i>Ophiura albida</i>	42	3
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	9	1	<i>Paraonis fulgens</i>	37	3
	<u>Summe</u>	884	100	<i>Abra alba</i>	25	2
				<i>Harmothoe sarsi</i>	20	2
				<i>Heteromastus filiformis</i>	13	1
				<u>Summe</u>	1290	100

kannt. Jedenfalls fiel er dem Sauerstoffmangel vollständig zum Opfer. Erst im August 1982 tauchte *A. alba* mit wenigen Exemplaren wieder auf. Wie sich der neue Bestand 1983 entwickelte, ist ebenfalls unbekannt, aber Indizien sprechen für eine massenhafte Vermehrung, die durch den erneuten Sauerstoffmangel ein abruptes Ende fand. Bei der Fischerei im August 1983 in der Hohwachter Bucht war das Grundschieppnetz dicht mit leeren *Abra*-Schalen von rund 10 mm Länge besetzt (mindestens ein Schalenpaar pro Netzknoten), die aber noch unversehrt waren und am Schloß zusammenhingen. Nach dem erneuten Aussetzen des Netzes war das Arbeitsdeck weiß von diesen Schalen (siehe 3.4.3). Anders als 1981 kam es 1983 bereits im Herbst auf Station 5 zu einer erneuten Siedlung.

Tab. 12:

Dominante Arten in der Hohwachter Bucht 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbiomasse (Gewichte als AFTG; Arctica und Astarte sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Gewichte sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Station 5				Station 6			
Zeitraum	Art	g/m <sup>2</sup>	%	Art	g/m <sup>2</sup>	%	
1968	<i>Abra alba</i>	1,70	44	<i>Abra alba</i>	2,02	68	
1969	<i>Macoma baltica</i>	0,99	25	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,34	12	
	<i>Macoma calcarea</i>	0,60	15	Nemertini	0,25	8	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,19	5	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,11	4	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,14	3	<i>Diastylis rathkei</i>	0,09	3	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,07	2	<i>Corbula gibba</i>	0,05	2	
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,05	1	<i>Macoma baltica</i>	0,04	1	
	<i>Corbula gibba</i>	0,04	1	<u>Summe</u>	2,96	100	
	<u>Summe</u>	3,91	100				
1982	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,26	36				
	<i>Corbula gibba</i>	0,15	21				
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,10	14				
	<i>Polydora</i> spp.	0,09	13				
	<i>Nephtys</i> spp.	0,07	10				
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,02	3				
	<i>Capitella capitata</i>	0,01	1				
	<u>Summe</u>	0,71	100				
1984	<i>Corbula gibba</i>	0,46	31	<i>Corbula gibba</i>	0,39	35	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,30	20	<i>Nephtys</i> spp.	0,30	27	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,23	15	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,22	20	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,21	14	<i>Diastylis rathkei</i>	0,05	4	
	<i>Abra alba</i>	0,12	8	<i>Abra alba</i>	0,05	4	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,06	4	<i>Pectinaria koreni</i>	0,04	3	
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,03	2	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,03	3	
	<i>Polydora</i> spp.	0,03	2	<i>Polydora</i> spp.	0,02	2	
	<u>Summe</u>	1,47	100	<u>Summe</u>	1,12	100	
1985	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,35	34	<i>Nephtys</i> spp.	0,22	23	
	<i>Pectinaria koreni</i>	0,17	16	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,16	16	
	<i>Corbula gibba</i>	0,16	15	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,12	12	
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,12	12	<i>Pectinaria koreni</i>	0,11	11	
	<i>Nephtys</i> spp.	0,11	11	<i>Corbula gibba</i>	0,10	10	
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,09	9	<i>Asterias rubens</i>	0,07	7	
	<u>Summe</u>	1,02	100	<i>Diastylis rathkei</i>	0,04	4	
				<i>Anatides maculata</i>	0,04	4	
				<i>Ophiura albida</i>	0,03	3	
				<i>Abra alba</i>	0,03	3	
				<i>Polydora</i> spp.	0,03	3	
				<i>Lepidonotus squamatus</i>	0,02	2	
				<u>Summe</u>	0,98	100	

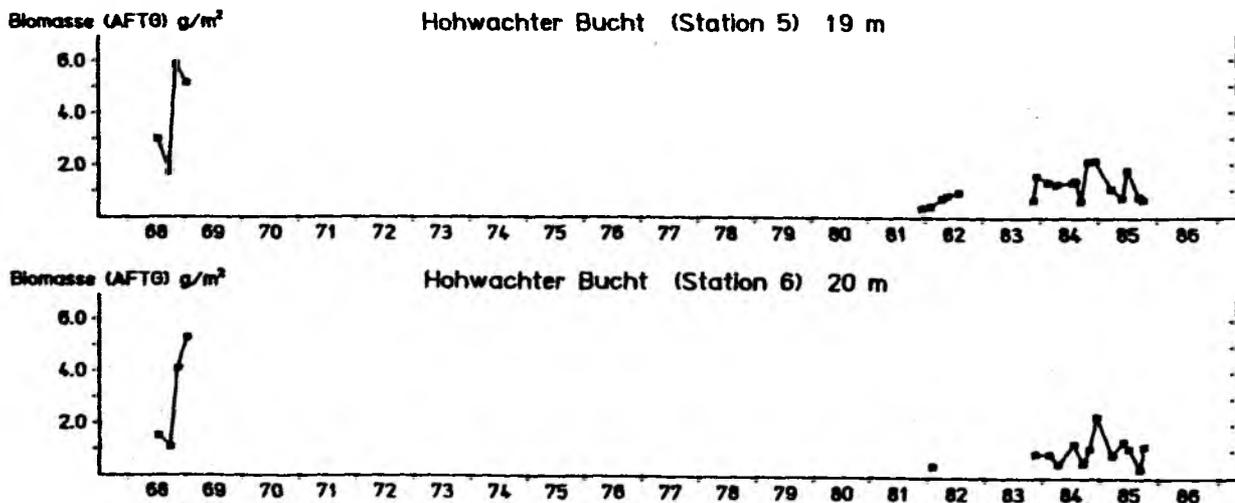


Abb. 81: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

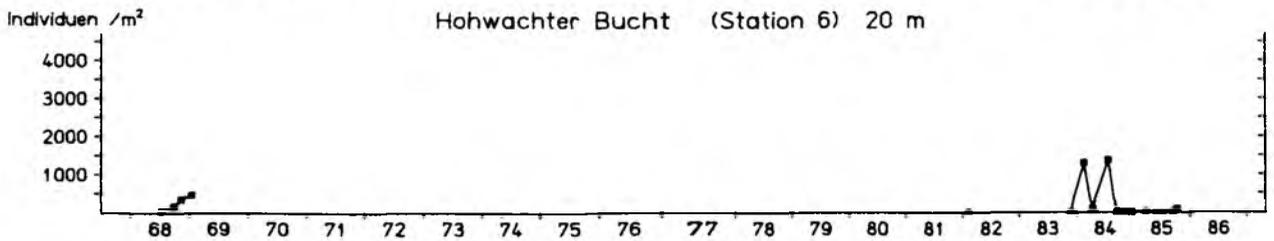
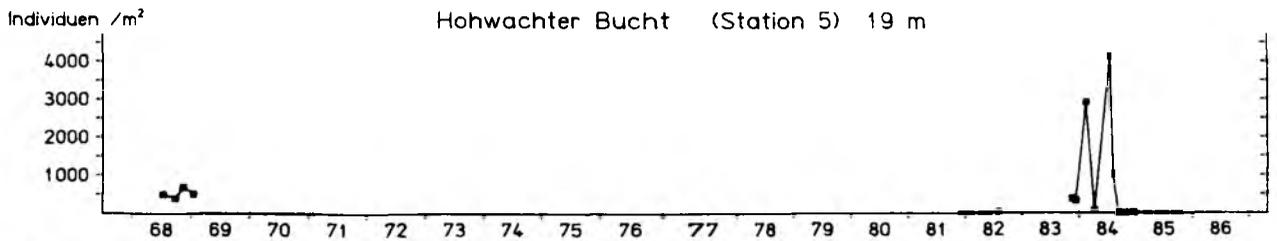


Abb. 82: Abundanz von Abra alba in der Hohwacher Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

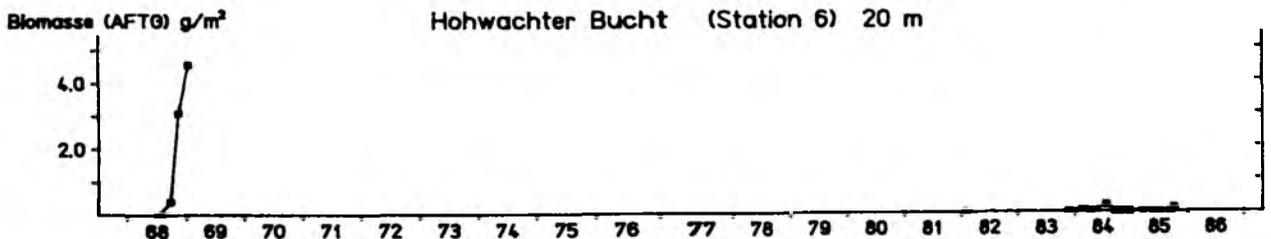
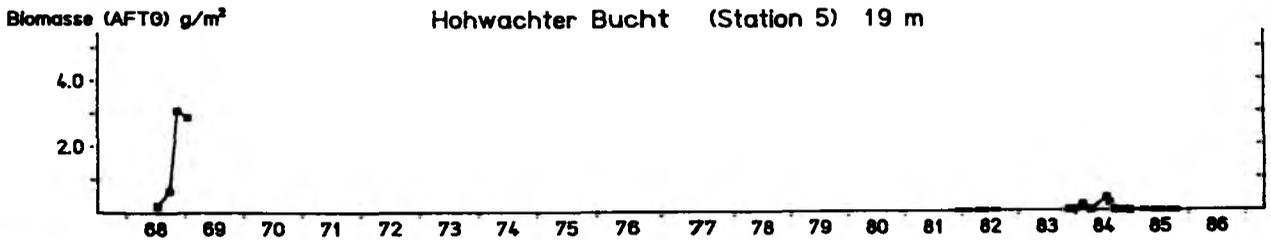


Abb. 83: Biomasse von Abra alba in der Hohwacher Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

Die erste Generation, die im Februar 1984 auf beiden Stationen sehr zahlreich war (2907 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 5), konnte sich offenbar nicht halten, denn im April gab es nur noch höchstens 90 Ind./m<sup>2</sup> (Station 6). Ende Juli 1984 jedoch erschien bereits die nächste Generation, auf Station 5 mit 4120 Ind./m<sup>2</sup>. Da die Tiere noch sehr klein waren, blieb die Biomasse gering. Aber auch diese Generation lebte nicht lange. Im September 1984 kam A. alba auf beiden Stationen nicht mehr vor. Erst 1985 trat sie wieder auf, aber nicht mehr in allen Proben und nie mit mehr als 80 Ind./m<sup>2</sup>.

Macoma baltica und M. calcarea (Tab. 11 und 12) hatten 1968/69 auf

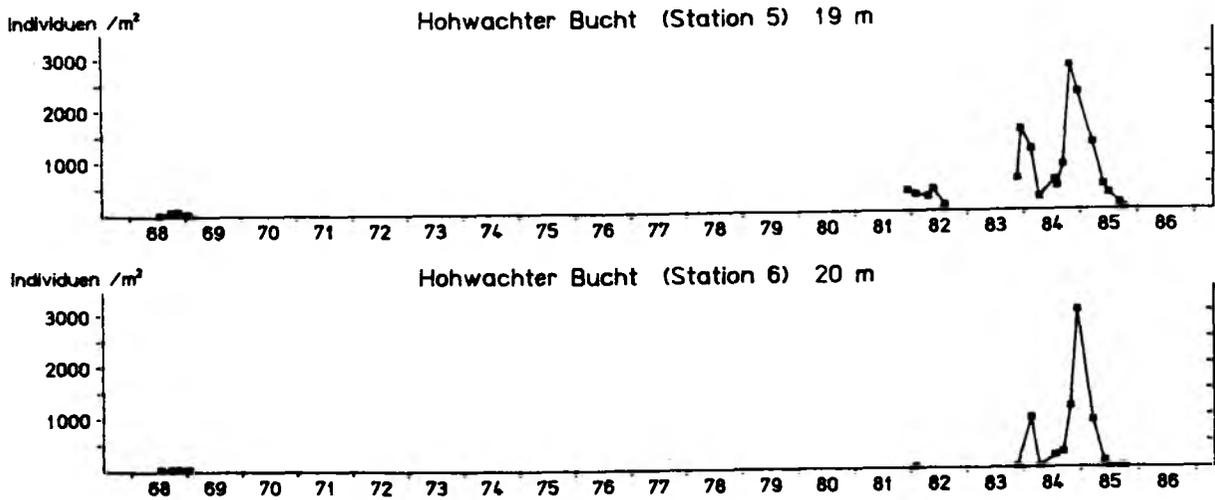


Abb. 84: Abundanz von Corbula gibba in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

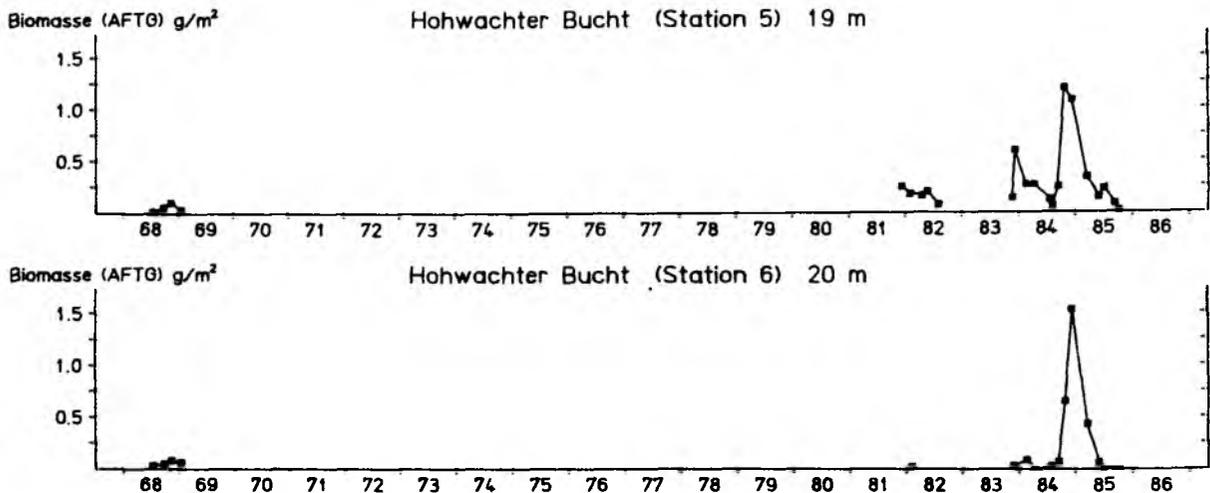


Abb. 85: Biomasse von Corbula gibba in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

Station 5 ein bedeutendes Vorkommen. Es handelte sich um große Tiere, die auch bei geringen Individuenzahlen eine hohe Biomasse hatten. Die Höchstwerte waren  $57 \text{ Ind./m}^2$  und  $1,71 \text{ g/m}^2$  bzw.  $20 \text{ Ind./m}^2$  und  $1,30 \text{ g/m}^2$ . Die Streuung der Werte war relativ gering und ein Trend nicht festzustellen. M. baltica war auch auf Station 6 regelmäßig zu finden. Hier war jedoch die Biomasse gering. Seit 1981 wurde M. baltica ein einziges Mal gefunden (August 1982, Station 5), M. calcarea überhaupt nicht mehr.

Corbula gibba (Abb. 84 und 85, Tab. 11 und 12) war 1968/69 noch von sehr geringer Bedeutung. Beim Zusammenbruch 1981 gehörte sie jedoch zu

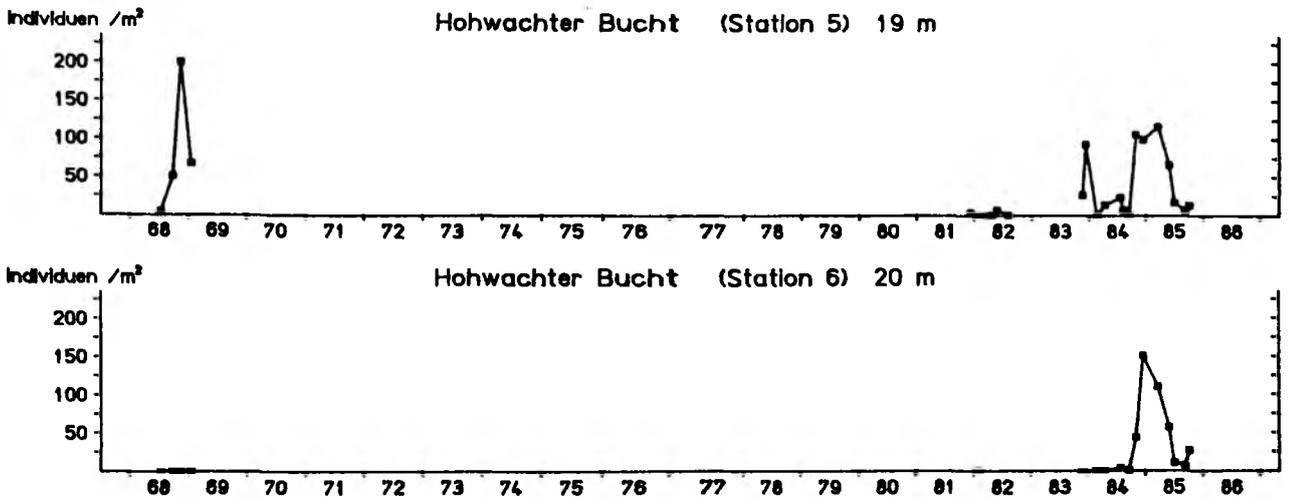


Abb. 86: Abundanz von Mysella bidentata in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

den wenigen Überlebenden und wurde danach immer zahlreicher. Allerdings war der Bestand starken Schwankungen unterworfen. Im Spätsommer 1982 gingen die Zahlen zurück. Im Herbst 1983 stiegen Abundanz und Biomasse steil an (maximal 1537 Ind./m<sup>2</sup> im Dezember 1983 auf Station 5), gingen im Sommer 1984 erheblich zurück, um im Herbst 1984 erneut anzusteigen, bis auf den Höchstwert von 3020 Ind./m<sup>2</sup> und 1,53 g/m<sup>2</sup> im Dezember 1984 auf Station 6. C. gibba übertraf so 1984 an Abundanz und Biomasse alle anderen Arten (außer Arctica und Astarte). Seit dem Winter 1984/85 gingen die Werte steil und stetig zurück, und im Herbst 1985 war C. gibba nicht häufiger als 1968/69.

Mysella bidentata (Abb. 86, Tab. 11) kam 1968/69 nur auf Station 5 vor. Dort war sie mit bis zu 200 Ind./m<sup>2</sup> nach A. alba die häufigste Art. 1981/82 war das Vorkommen sehr gering. Ende 1983 kam es auf Station 5 zu einem raschen Anstieg der Abundanz, die aber Anfang 1984 ebenso rasch wieder zurückging. Erst im Herbst 1984 kam es zu einem neuerlichen Anstieg, diesmal auf beiden Stationen, der im Dezember 1984 auf Station 6 mit 150 Ind./m<sup>2</sup> seinen Höhepunkt erreichte. Bis September 1985 gingen die Zahlen stetig zurück.

#### CRUSTACEEN:

In der Hohwachter Bucht können wegen des täglichen Übungsschießens der Bundeswehr nur früh morgens oder abends Proben genommen werden, also nur selten bei vollem Tageslicht. Da Diastylis rathkei (Abb. 87 und 88, Tab. 11 und 12) nachts ins freie Wasser hochsteigt, sind die Angaben möglicherweise dadurch beeinflusst und weniger repräsentativ als in den anderen Gebieten. Nichtsdestoweniger war nach 1981 gegenü-

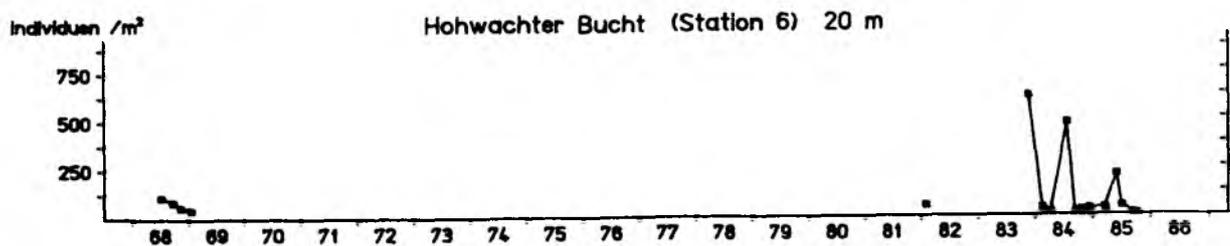
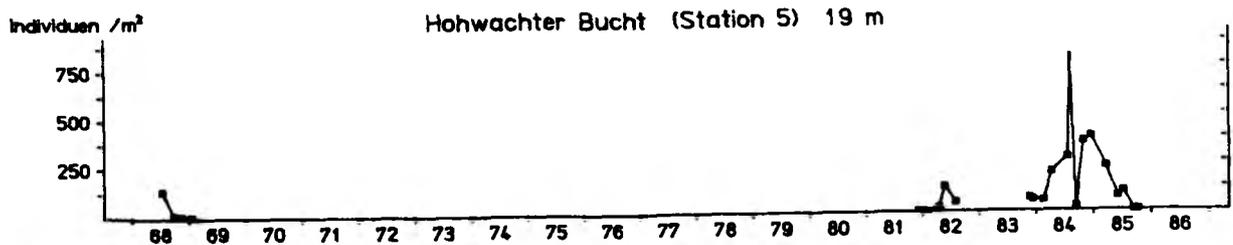


Abb. 87: Abundanz von Diastylis rathkei in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

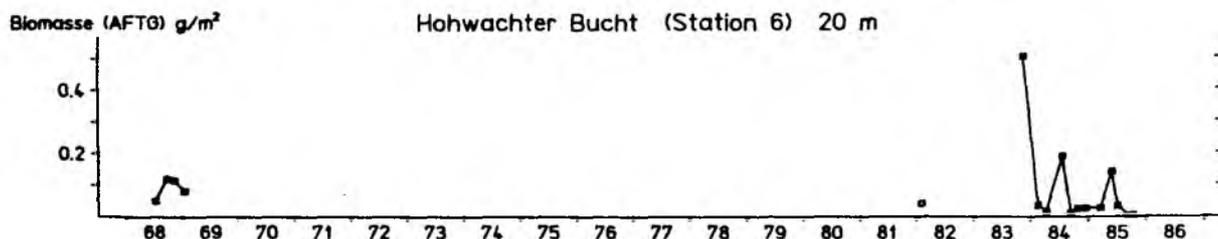
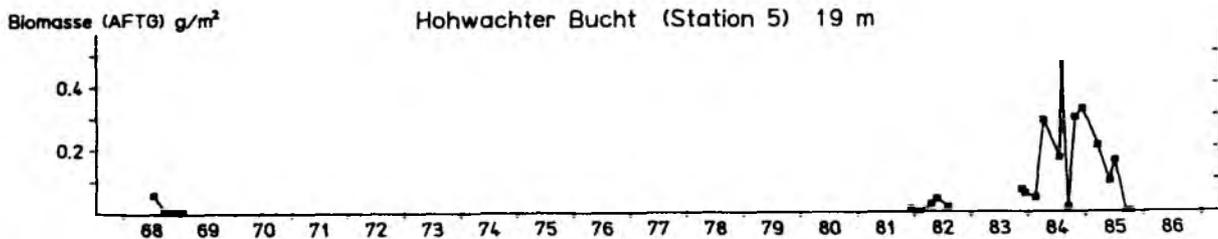


Abb. 88: Biomasse von Diastylis rathkei in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

ber dem relativ geringen Vorkommen von 1968/69 ein erheblicher Zuwachs zu verzeichnen. Drei Seemeilen nördlich der Station 6 war schon 1982 die Abundanz auf rund 2000 Ind./m<sup>2</sup> angestiegen (WEIGELT, 1985). Auf Station 6 war im Herbst 1983 die Abundanz ebenfalls hoch (613 Ind./m<sup>2</sup>). Anfang 1984 kam es dann auf beiden Stationen zu einem starken Zuwachs, dem ein ebenso starker Einbruch im September folgte. Während auf Station 5 die Werte schon im Herbst 1984 wieder stark anstiegen, um dann im Jahre 1985 stetig abzunehmen, kam es auf Station 6 nur im Sommer 1985 zu einem dem Jahresgang entsprechenden Anstieg. Auf Station 5 wurde im September und Oktober 1985 kein D. rathkei

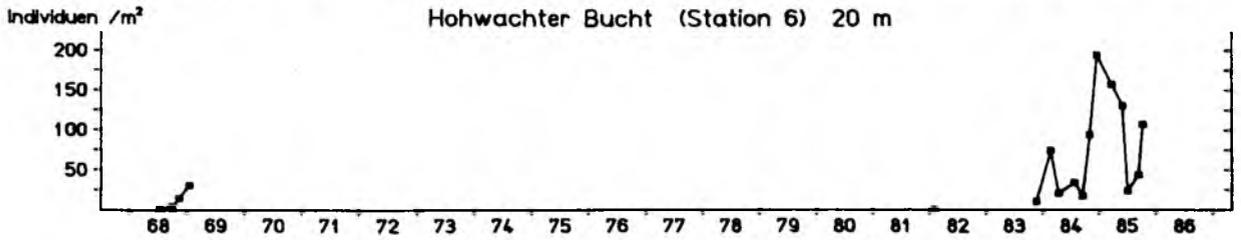
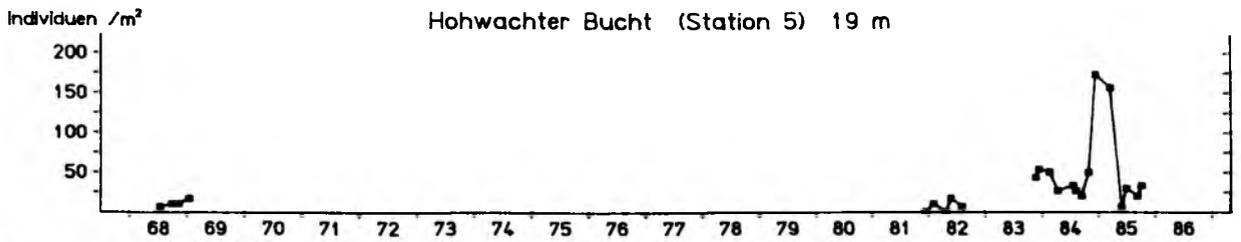


Abb. 89: Abundanz von Nephtys spp. in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

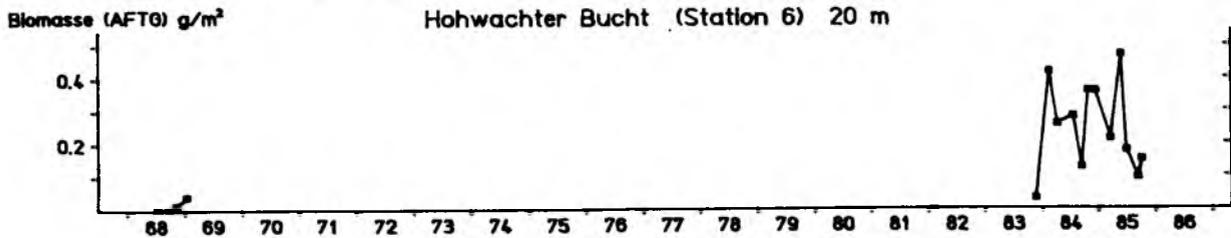
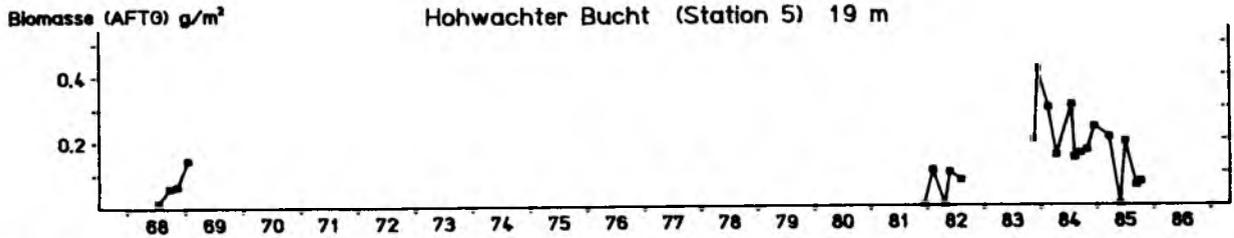


Abb. 90: Biomasse von Nephtys spp. in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

gefunden, eine bemerkenswerte Ausnahme bei dieser in der Regel allgegenwärtigen Art.

**POLYCHAETEN:**

Das Vorkommen von Nephtys spp. (Abb. 89 und 90, Tab. 11 und 12) war 1968/69 an Abundanz wie auch an Biomasse gering. Es waren kleine Tiere mit einem mittleren Individualgewicht von 6,0 ( $\pm$  2,5) mg auf Station 5 und nur 1,2 ( $\pm$  0,2) mg auf Station 6. Auf beiden Stationen schien sich der Bestand völlig neu aufzubauen, Abundanz und Biomasse stiegen stetig an. Den Sauerstoffmangel 1981 konnte Nephtys spp. auch hier

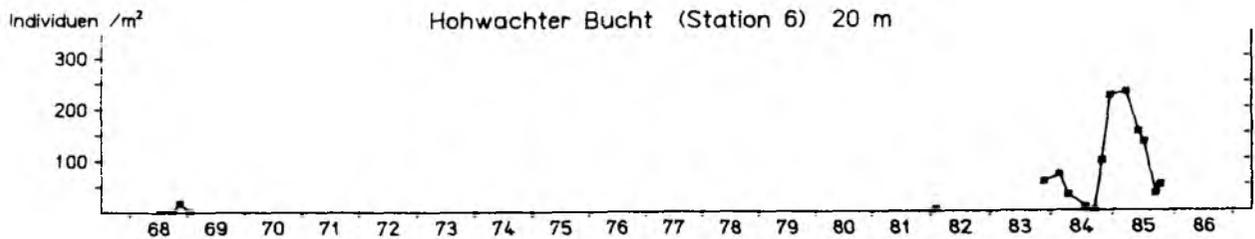
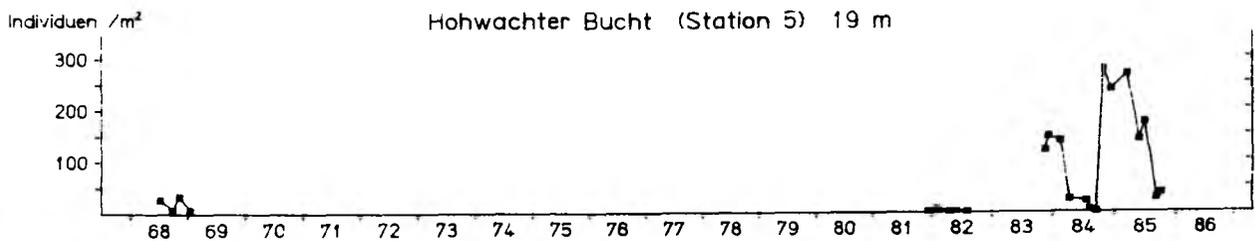


Abb. 91: Abundanz von *Pectinaria koreni* in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

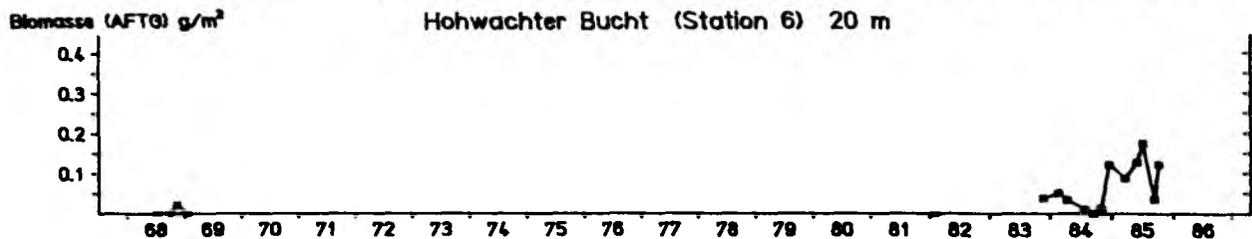
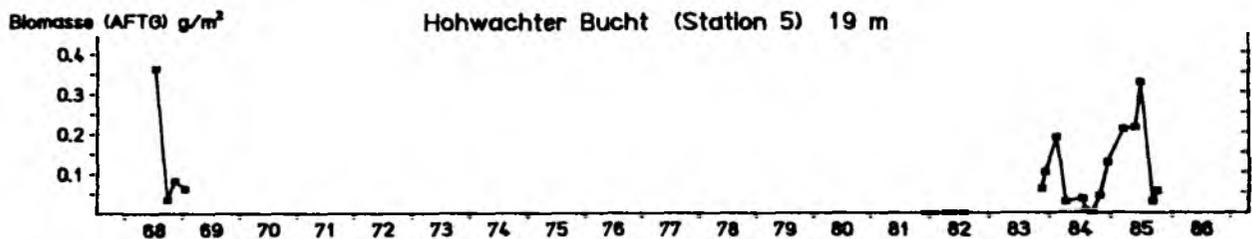


Abb. 92: Biomasse von *Pectinaria koreni* in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

nicht überleben. Aber schon im Februar 1982 gab es auf Station 5 die ersten kleinen Exemplare. Die Fluktuation der Abundanz verlief danach auf beiden Stationen weitgehend gleichsinnig mit steilen Anstiegen im Herbst (1983, 1984, 1985) und Einbrüchen in den Sommern 1984 und 1985. Die Biomasse dagegen schwankte stark und sehr unterschiedlich. Während auf Station 5 von Herbst 1983 bis Herbst 1985 eine fallende Tendenz erkennbar ist, läßt sich auf Station 6 kein Trend ablesen. Hier hatte *Nephtys* spp. 1985 sogar den höchsten Anteil an der Gesamtbiomasse (ohne *Arctica*).

*Pectinaria koreni* (Abb. 91 und 92, Tab. 11 und 12) kam 1968/69 nur auf

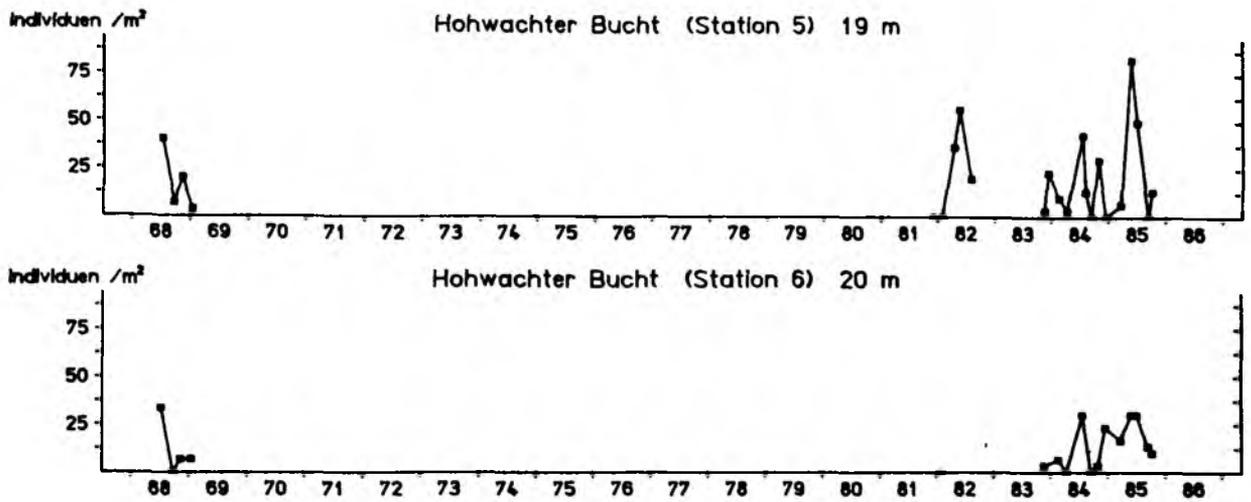


Abb. 93: Abundanz von *Harmothoe sarsi* in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

Station 5 regelmäßig vor; es waren wenige, große Tiere. Da sie erst seit Juli 1968 gefunden wurden, ist fraglich, ob sie zu den Überlebenden des Sauerstoffmangels im Sommer 1967 gerechnet werden können. 1981/82 gab es nur wenige Einzelfunde. Im Herbst 1983 jedoch war auf beiden Stationen die Abundanz hoch, ging bis September 1984 wieder auf Null zurück, um gleich anschließend erneut steil anzusteigen, schon im Oktober bis auf 277 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 5. Bis zum Herbst 1985 gingen die Zahlen wieder deutlich zurück. Mit einer Verzögerung von wenigen Monaten entspricht diesem Bild auch der Verlauf der Biomasse.

*Harmothoe sarsi* (Abb. 93, Tab. 11 und 12) war sowohl 1968/69 als auch nach 1981 in fast allen Proben zu finden. Der normale Jahresgang (Maximum im Sommer, Minimum im Winter) war, vor allem auf Station 5, nicht immer ausgeprägt. Die starken Schwankungen lassen eine Tendenz nicht erkennen. Am häufigsten war die Art 1982 und 1985, jeweils im Sommer.

*Capitella capitata* (Tab. 11 und 12) gehörte im Herbst 1981 zu den Pionierarten, welche die ausgestorbenen Gebiete sogleich besiedelten. Auf Station 5 war sie nicht häufig (maximal 50 Ind./m<sup>2</sup>) und wurde auch nur bis Mai 1982 gefunden. In der Einzelprobe von Station 6 im Februar 1982 kamen immerhin 203 Ind./m<sup>2</sup> vor.

*Heteromastus filiformis* (Tab. 11 und 12) löste *C. capitata* ab. Seit April 1982 kam die Art in fast allen Proben vor, war jedoch nicht häufig. Eine leicht ansteigende Tendenz schien es auf Station 5 zu geben.

*Polydora* spp. (Abb. 94, Tab. 11 und 12) gehörte ebenfalls zu den Pionieren, die 1982 bei der Wiederbesiedelung der verödeten Areale

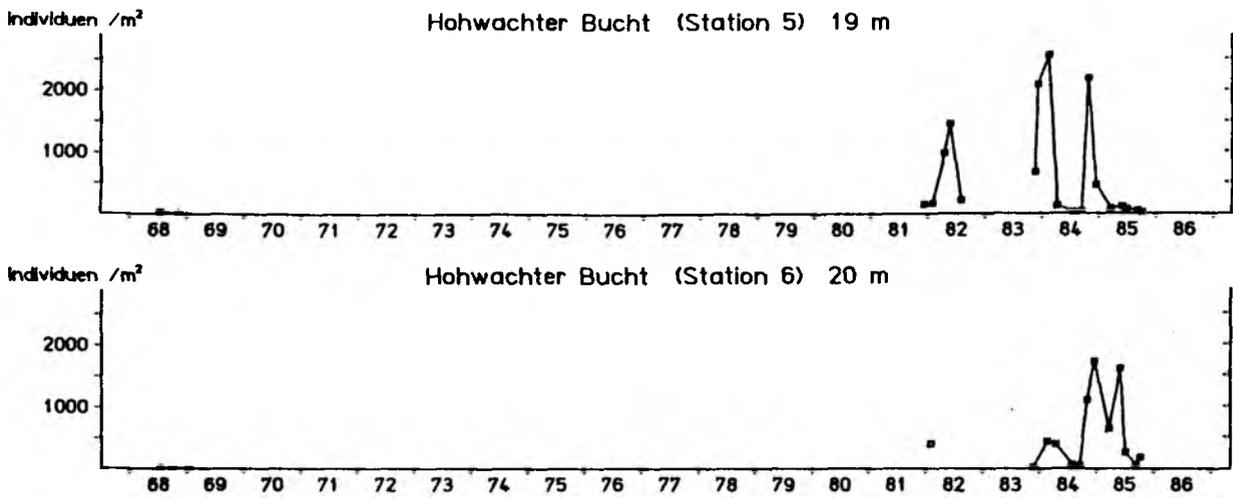


Abb. 94: Abundanz von Polydora spp. in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

dominierten. Anders jedoch als z.B. auf der Süderfahrt (siehe 3.3.1.2) blieb sie in der Hohwachter Bucht bis Ende 1985 eine der häufigsten Arten (maximal 2557 Ind./m<sup>2</sup> im Januar 1984 auf Station 5), wenngleich die Schwankungen sehr hoch waren. 1985 wurde sie auf Station 5 gleich zum Jahresbeginn, auf Station 6 erst im Sommer selten.

Paraonis gracilis (Tab. 11) kam 1968/69 nur einmal auf Station 6 vor, jedoch gleich mit 150 Ind./m<sup>2</sup>. Die Art gehörte 1982 zu den ersten Pionieren und wurde danach nur noch sporadisch gefunden. P. fulgens (Tab. 11) hingegen kam zwar 1968/69 gar nicht vor, wurde jedoch seit November 1983 auf beiden Stationen in fast allen Proben gefunden. Einbrüche gab es in den Sommern 1984 und 85. Im Winter dagegen war er häufig.

Anaitides maculata (Tab. 11 und 12) war 1968 einmal auf Station 5 gefunden worden. Dort tauchte die Art erst Ende 1983 wieder auf und war seitdem in den meisten Proben zu finden, jedoch nie mit mehr als 20 Ind./m<sup>2</sup>. Auf Station 6 dagegen trat sie im Oktober 1984 zum ersten Mal auf, kam im Juni 1985 auf 150 Ind./m<sup>2</sup> und war gleich danach wieder selten.

#### SONSTIGE:

1968/69 war Halicryptus spinulosus (Abb. 95 und 96, Tab. 11 und 12) nirgendwo in der Kieler Bucht so zahlreich wie in der Hohwachter Bucht, mit bis zu 90 Ind./m<sup>2</sup> (Station 6). Bei der ersten Probennahme im Juli 1968 war kein Individuum größer als 16 mm (ARNTZ, unveröff.), und das mittlere Individualgewicht betrug nur 5,1 (± 1,2) mg. Es scheint also ein völlig neuer Bestand gewesen zu sein. Den Sauerstoff-

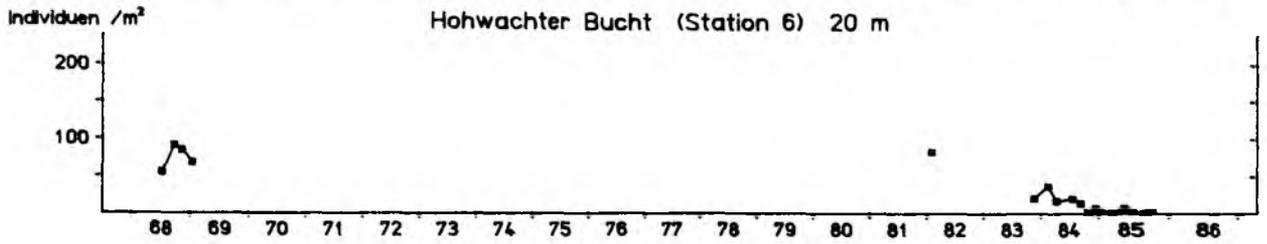
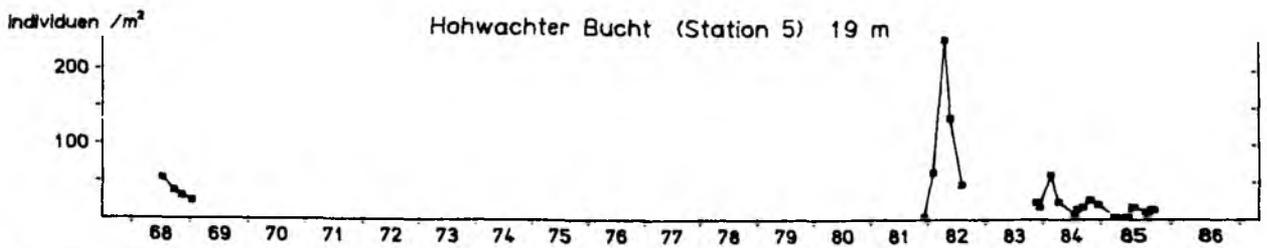


Abb. 95: Abundanz von Halicryptus spinulosus in der Hohwacher Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

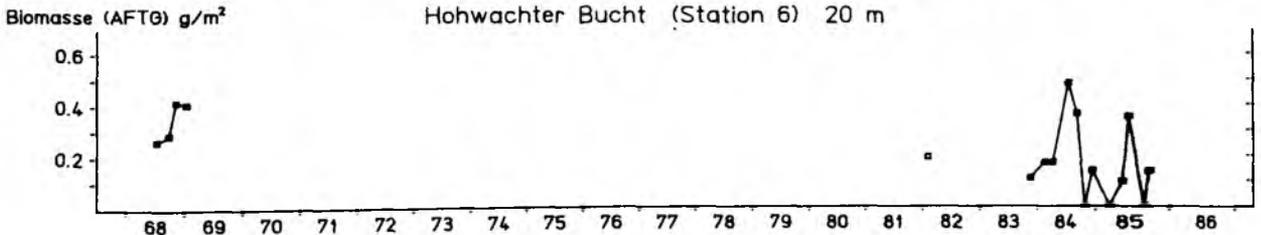
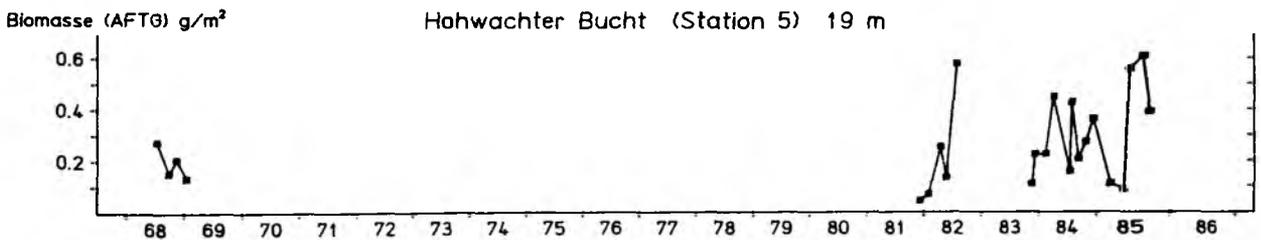


Abb. 96: Biomasse von Halicryptus spinulosus in der Hohwacher Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

mangel 1981 konnte H. spinulosus überleben. Im Dezember 1981 wurde ein großes Exemplar von 15 mg Gewicht gefunden. Der erste Nachwuchs erschien Anfang 1982. Im April 1982 gab es auf Station 5 mit 243 Ind./m<sup>2</sup> ein sonst nie erreichtes Maximum. Auf Station 6, von der aus dieser Zeit keine Daten vorliegen, gab es möglicherweise noch höhere Abundanz, denn drei Seemeilen nördlich davon fand ich im April 1982 470 Ind./m<sup>2</sup> (WEIGELT, 1985). Das mittlere Individualgewicht betrug zu dieser Zeit 1,0 (± 0) mg. Seit Ende 1983 nahm die Abundanz auf beiden Stationen stetig ab. Die Biomasse schien sich jedoch nur auf Station 6 zu verringern. 1985 war es ein alter Bestand mit einem mittleren

Individualgewicht von 43,7 ( $\pm$  33,2) mg.

Ophiura albida (Tab. 11 und 12) war in der Hohwachter Bucht ohne große Bedeutung. Die ersten Funde überhaupt gab es im November 1983. Erst am Ende der Untersuchung im Oktober 1985 gab es mit einem Mal 183 Ind./m<sup>2</sup> mit 0,12 g/m<sup>2</sup>, ausschließlich frisch gesiedelte Tiere von höchstens 3 mm Scheibendurchmesser.

### 3.3.4 Vejsnäs-Rinne, Stationen 8 und 9 (1968/69, 1980, 1984/85)

Station 8 liegt auf der Sohle der Vejsnäs-Rinne. Selbst bei ungenauer Navigation trafe man immer auf dieselbe Bodentiergemeinschaft. Anders dagegen Station 9. Sie liegt am Steilhang an der Grenze zwischen schlickigem und grobsandigem Boden. Zumindest bei allen Proben, die Astarte spp., einen typischen Grobsandbewohner enthielten, ist davon auszugehen, daß die Position, die eigentlich auf schlickigem Boden liegt (siehe 3.1, Tab. 3 und 4) verfehlt wurde. Es sind dies die Probennahmen vom 12.7.68, 12.11.68, 25.7.84 und 30.7.85. Diese Proben mit Grobsand weisen auch eine deutlich höhere Artenzahl auf als alle anderen und verursachen, wie im Folgenden zu sehen sein wird, oft zusätzliche Schwankungen von Abundanz und Biomasse. Sie sollen hier mangels besserer Daten dennoch mit berücksichtigt werden.

In Tab. A7 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 auf den Stationen 8 und 9 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in den Tab. 13 und 14 dargestellt. Die Daten von 1980 sind dort trotz großen zeitlichen Abstandes mit denen von 1968/69 zusammengefaßt, weil die Fauna sehr ähnlich zusammengesetzt war. Abb. 97 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse.

Die erste Probennahme im März 1968 war durch sehr geringe Artenzahlen gekennzeichnet (3 bzw. 8 Arten), die erst im Laufe des Jahres anstiegen. Auf Station 8 kamen im März 1968 nur Arctica islandica, Corbula gibba und Diastylis rathkei vor. Ganz offensichtlich hatte der schwere Sauerstoffmangel, der 1967 bei Boknis Eck beobachtet worden war (KREY et al., 1978), die Fauna weitgehend vernichtet. Über die Auswirkungen des Sauerstoffmangels in den Sommern 1981 und 1983 liegen keine unmit-

Tab. 13:

Dominante Arten in der Vejsnäs-Rinne 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtabundanz. Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Individuenzahlen sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 8			Station 9		
	Art	n/m <sup>2</sup>	%	Art	n/m <sup>2</sup>	%
1968	<i>Abra alba</i>	597	67	<i>Abra alba</i>	666	62
1969	<i>Diastylis rathkei</i>	136	15	<i>Diastylis rathkei</i>	157	14
1980	<i>Terebellides stroemi</i>	52	6	<i>Terebellides stroemi</i>	108	10
	<i>Scoloplos armiger</i>	30	3	<i>Nephtys</i> spp.	24	2
	<i>Nephtys</i> spp.	20	2	<i>Scoloplos armiger</i>	20	2
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	14	2	<i>Halocampa</i> spp.	18	2
	<i>Hamothoe sarsi</i>			<i>Hamothoe sarsi</i>	13	1
	<u>Summe</u>	887	100	<u>Summe</u>	1081	100
1984	<i>Diastylis rathkei</i>	421	49	<i>Abra alba</i>	808	41
	<i>Notomastus latericeus</i>	202	23	<i>Diastylis rathkei</i>	747	37
	<i>Abra alba</i>	123	14	<i>Heteromastus filiformis</i>	172	9
	<i>Anatides maculata</i>	40	5	<i>Paraonis gracilis</i>	50	3
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	30	3	<i>Mysella bidentata</i>	43	2
	<i>Pontoporeia femorata</i>	11	1	<i>Nephtys</i> spp.	27	1
	<i>Hamothoe sarsi</i>	9	1	<u>Summe</u>	1993	100
	<u>Summe</u>	864	100			
1985	<i>Diastylis rathkei</i>	323	48	<i>Diastylis rathkei</i>	467	34
	<i>Heteromastus filiformis</i>	240	36	<i>Abra alba</i>	376	27
	<i>Hamothoe sarsi</i>	28	4	<i>Heteromastus filiformis</i>	158	11
	<i>Nephtys</i> spp.	18	3	<i>Paraonis gracilis</i>	123	9
	<i>Pectinaria koreni</i>	13	2	<i>Ampharete acutifrons</i>	38	3
	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	12	2	<i>Polydora</i> spp.	30	2
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	10	2	<i>Hamothoe sarsi</i>	26	2
	<u>Summe</u>	666	100	<i>Nephtys</i> spp.	25	2
				<i>Paraonis fulgens</i>	23	2
				<i>Scoloplos armiger</i>	19	1
				<i>Pectinaria koreni</i>	16	1
				<u>Summe</u>	1382	100

Tab. 14:

Dominante Arten in der Vejsnäs-Rinne 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbiomasse (Gewichte als AFTG; *Arctica* und *Astarte* sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Gewichte sind für den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 8			Station 9		
	Art	g/m <sup>2</sup>	%	Art	g/m <sup>2</sup>	%
1968	<i>Abra alba</i>	1,78	74	<i>Abra alba</i>	1,80	61
1969	<i>Nephtys</i> spp.	0,19	8	<i>Macoma calcarea</i>	0,27	9
1980	<i>Diastylis rathkei</i>	0,18	7	<i>Nephtys</i> spp.	0,25	8
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,09	4	<i>Diastylis rathkei</i>	0,15	5
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,04	2	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,10	3
	<i>Nemertini</i>	0,03	1	<i>Thyonidium pellucidum</i>	0,08	3
	<i>Terebellides stroemi</i>	0,03	1	<i>Terebellides stroemi</i>	0,08	3
	<u>Summe</u>	2,39	100	<u>Summe</u>	2,98	100
1984	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,36	33	<i>Abra alba</i>	1,24	44
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,29	26	<i>Nephtys</i> spp.	0,52	18
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,23	21	<i>Diastylis rathkei</i>	0,44	16
	<i>Nephtys</i> spp.	0,07	6	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,23	8
	<i>Abra alba</i>	0,06	5	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,13	5
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,04	3	<i>Macoma calcarea</i>	0,08	3
	<i>Anatides maculata</i>	0,03	3	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,05	2
	<i>Pontoporeia femorata</i>	0,02	2	<u>Summe</u>	2,83	100
	<u>Summe</u>	1,11	100			
1985	<i>Diastylis rathkei</i>	0,36	33	<i>Abra alba</i>	0,52	31
	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,29	27	<i>Diastylis rathkei</i>	0,33	20
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,18	17	<i>Nephtys</i> spp.	0,32	19
	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,17	16	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,12	7
	<i>Nephtys</i> spp.	0,05	5	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,12	7
	<u>Summe</u>	1,09	100	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,08	5
				<i>Pherusa plumosa</i>	0,04	2
				<i>Pontoporeia femorata</i>	0,03	1
				<i>Trochochaeta multisetosao</i>	0,02	1
				<i>Paraonis gracilis</i>	0,02	1
			<u>Summe</u>	1,68	100	

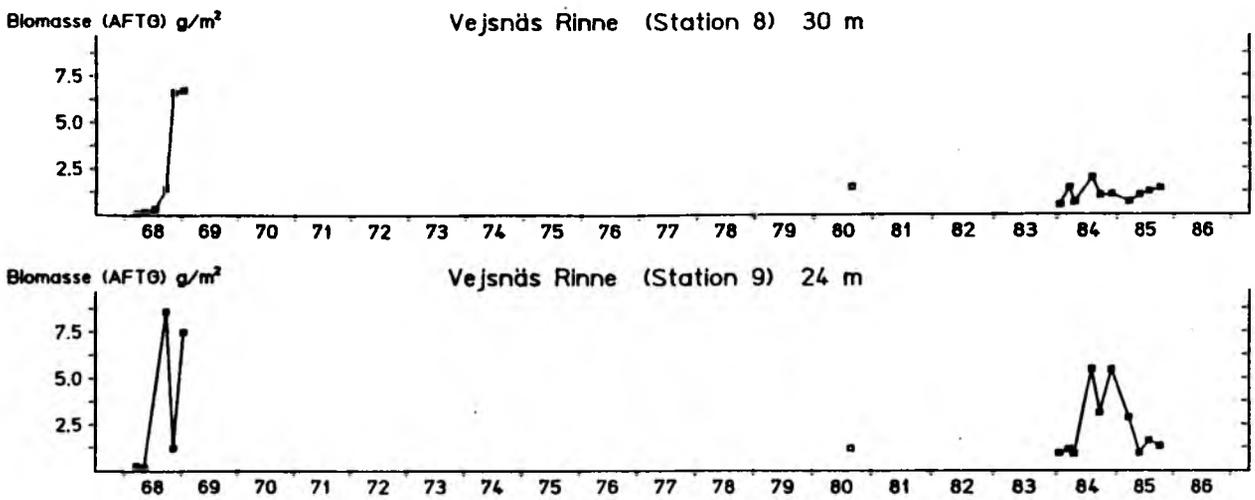


Abb. 97: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

telbaren Erkenntnisse vor. Man kann aber wohl davon ausgehen, daß die Vejsnäs-Rinne ebenso betroffen war wie alle übrigen Gebiete.

#### MOLLUSKEN:

Abra alba (Abb. 98 und 99, Tab. 13 und 14) nahm 1968/69 in Abundanz und Biomasse eine überragende Spitzenstellung ein. Bis Mai 1968 war sie überhaupt nicht gefunden worden, tauchte erst im Juli auf und kam mit sprunghafter Vermehrung bis zum Jahresende 1968 auf Spitzenwerte von 2040 bzw. 2207 Ind./m<sup>2</sup> und 5,86 bzw. 7,77 g/m<sup>2</sup>. Im August 1980 gab es nur wenige kleine Exemplare von geringer Biomasse. Auf Station 8 gab es im Juli 1984 einen kurzen Anstieg der Zahlen, fast ausschließlich frischgesiedelte Tiere ohne viel Biomasse, die aber sogleich wieder verschwanden. 1985 war A. alba auf Station 8 bedeutungslos. Auf Station 9 kam es ab Juli 1984 zu einem sprunghaften Anstieg bis auf 2547 Ind./m<sup>2</sup> und 4,18 g/m<sup>2</sup> im November 1984. Die Zahlen gingen aber bis Mai 1985 ebenso schnell wieder fast auf Null zurück.

Macoma calcarea (Tab. 14) kam nur auf Station 9 und dort nur 1968/69 vor. Es waren meist junge Tiere, aber auch einige große mit hoher Biomasse, die aber erst 1969 bzw. an den Terminen vorkamen, an denen die Position offenbar verfehlt worden war (s.o.). In den späteren Proben wurde die Art nur ein einziges Mal mit zwei Exemplaren gefunden.

Mysella bidentata (Tab. 13) war 1968/69 auf beiden Stationen regelmäßig, aber nicht sehr zahlreich zu finden (maximal 40 Ind./m<sup>2</sup>). Auf Station 8 spielte die Art später keine Rolle mehr. Auf Station 9 dagegen war sie 1984/85 sehr viel häufiger. Allerdings ging nach dem

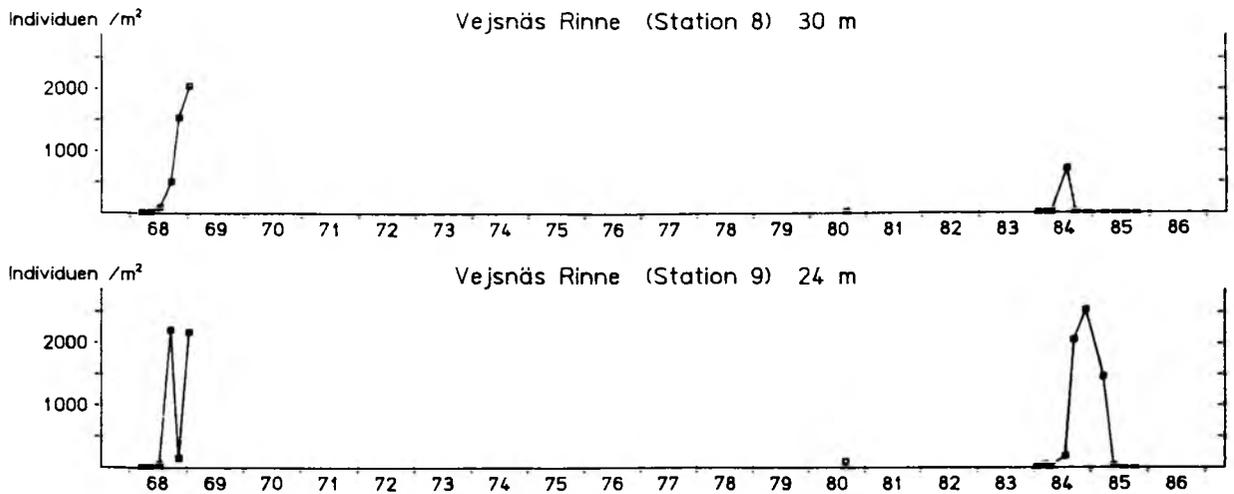


Abb. 98: Abundanz von Abra alba in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

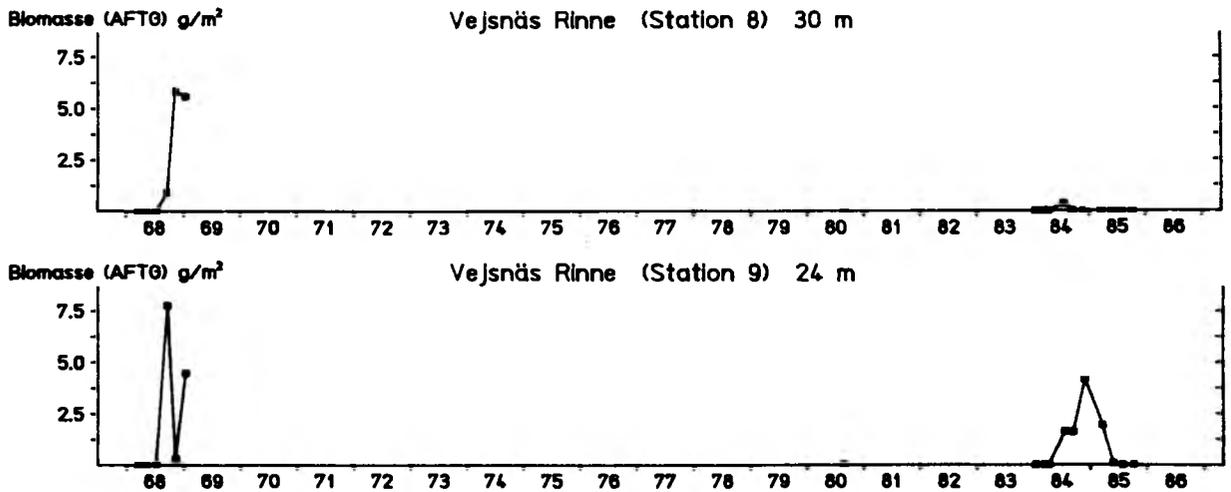


Abb. 99: Biomasse von Abra alba in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

Höchstwert von 123 Ind./m<sup>2</sup> im Januar 1984 die Abundanz deutlich zurück.

CRUSTACEEN:

Diastylis rathkei (Abb. 100 und 101, Tab. 13 und 14) war immer eine der häufigsten Arten und als einzige in sämtlichen Proben vertreten. Nur A. alba war manchmal zahlreicher. Infolgedessen war auch stets der Anteil an der Gesamtbiomasse nicht unerheblich. Der auf anderen Stationen (z.B. Süderfahrt, siehe 3.3.1) deutlich ausgeprägte Jahresgang mit hoher Abundanz im Sommer und geringer im Winter ist hier nur

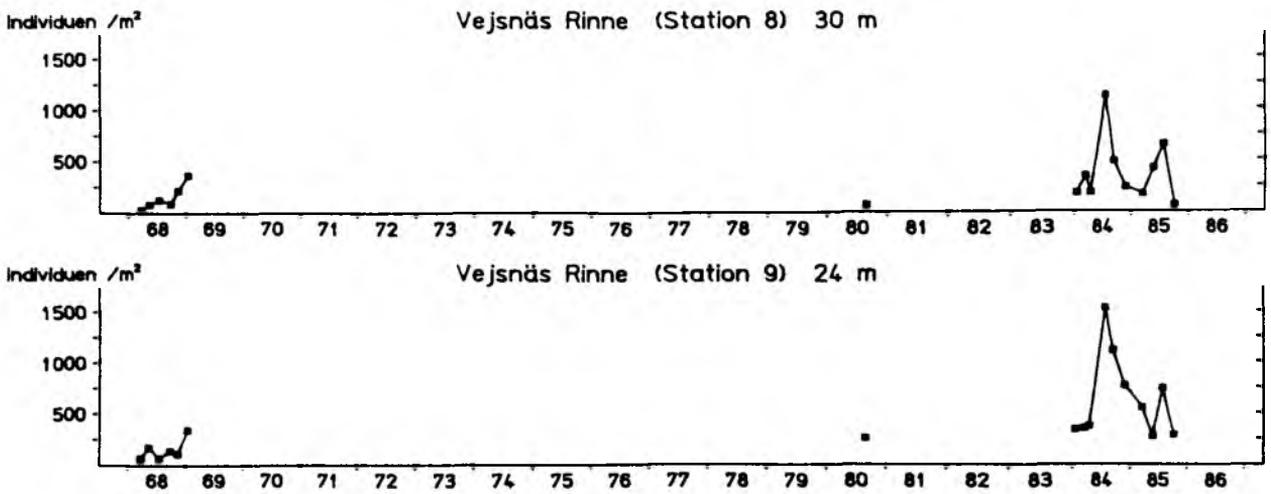


Abb. 100: Abundanz von Diastylis rathkei in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

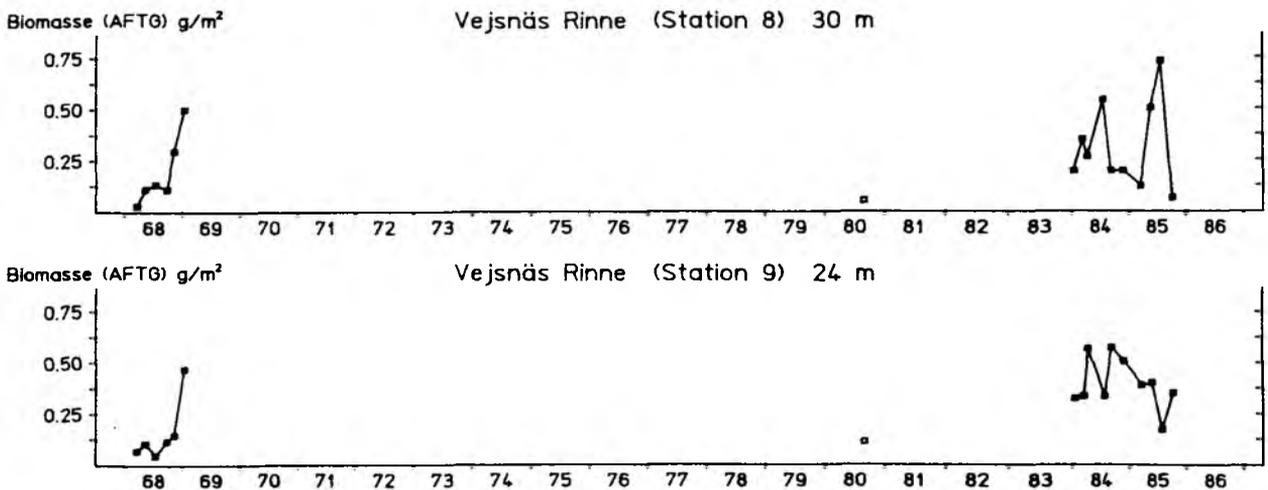


Abb. 101: Biomasse von Diastylis rathkei in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

1984/85 auf Station 8 zu erkennen. 1968/69 gab es einen auf beiden Stationen fast gleichsinnigen Anstieg von Abundanz und Biomasse auf Höchstwerte von 363 Ind./m<sup>2</sup> und 0,50 g/m<sup>2</sup>. 1984/85 waren, trotz starker Schwankungen, Biomasse und vor allem Abundanz nicht nur in den Maxima stark angewachsen. Im Jahresmittel war die Biomasse nun gut doppelt, die Abundanz 1984 auf Station 9 sogar mehr als viermal so hoch wie zuvor.

Pontoporeia femorata (Tab. 13 und 14) war vor 1984 noch nicht gefunden worden. Sie tauchte 1984/85 häufig mit bis zu 60 Ind./m<sup>2</sup> in den Proben auf.

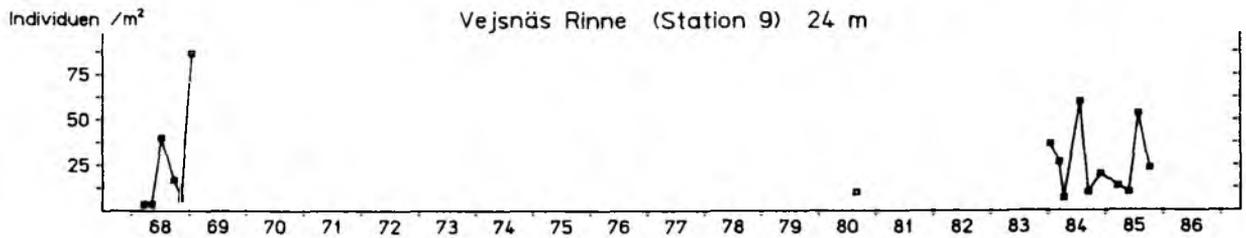
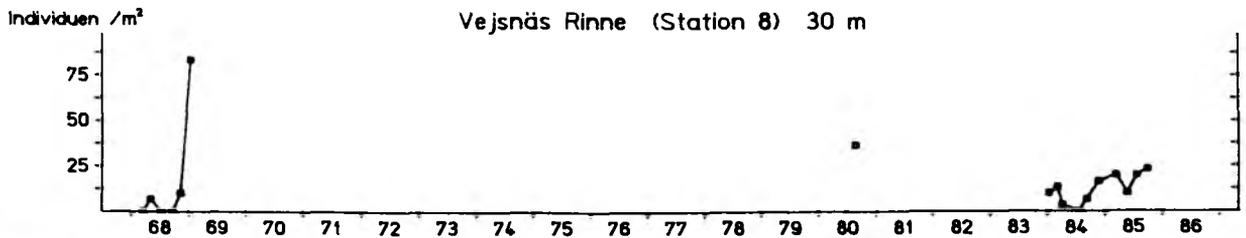


Abb. 102: Abundanz von Nephtys spp. in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

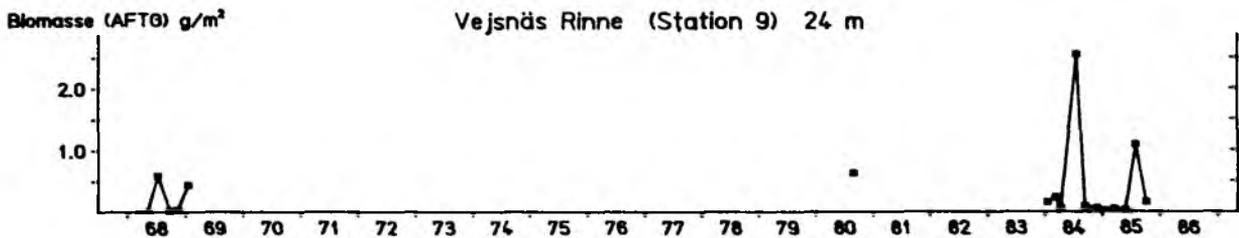
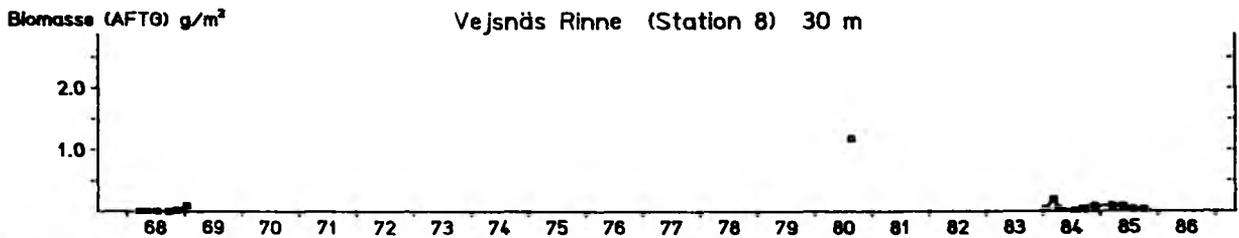


Abb. 103: Biomasse von Nephtys spp. in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

#### POLYCHAETEN:

Läßt man die eingangs genannten vier Termine außer acht, an denen die Position von Station 9 offenbar nicht genau getroffen worden war, so gab es von Nephtys spp. (Abb. 102 und 103, Tab. 13 und 14) 1968/69 ebenso wie 1984/85 einen frisch gesiedelten, jungen Bestand mit mittleren Individualgewichten von 2,3 ( $\pm$  1,6) mg bzw. 5,8 ( $\pm$  4,0) mg. 1968/69 stieg vor allem die Abundanz (maximal 87 Ind./m<sup>2</sup>), aber auch das mittlere Individualgewicht deutlich an. 1984/85 dagegen nahm bei nur gering ansteigender Abundanz (maximal 60 Ind./m<sup>2</sup>) das mittlere Individualgewicht nicht zu. Es lag bei 5,8 ( $\pm$  4,0) mg. In dieser Zeit

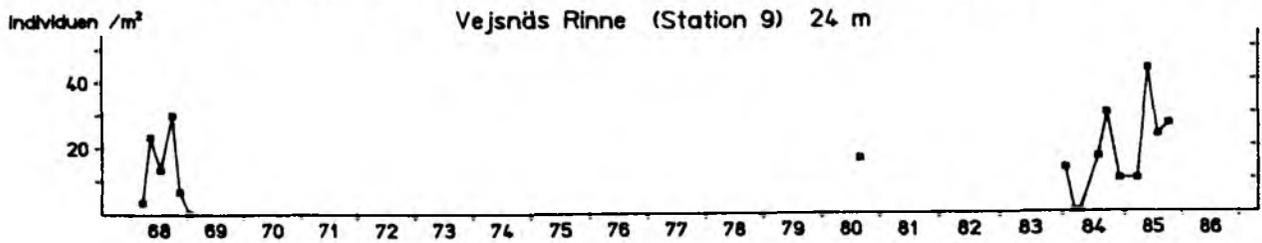
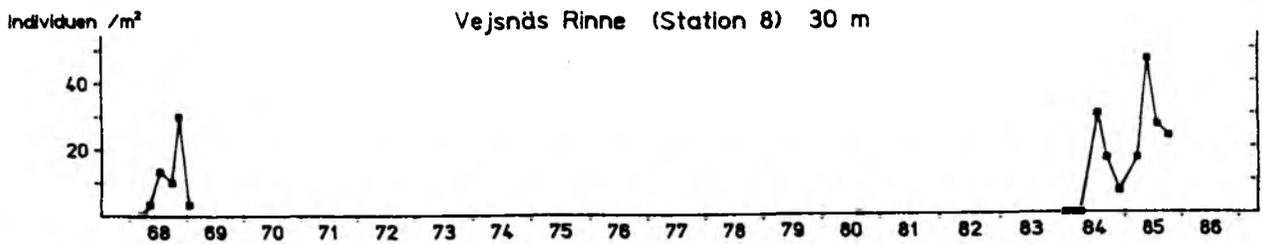


Abb. 104: Abundanz von *Harmothoe sarsi* in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

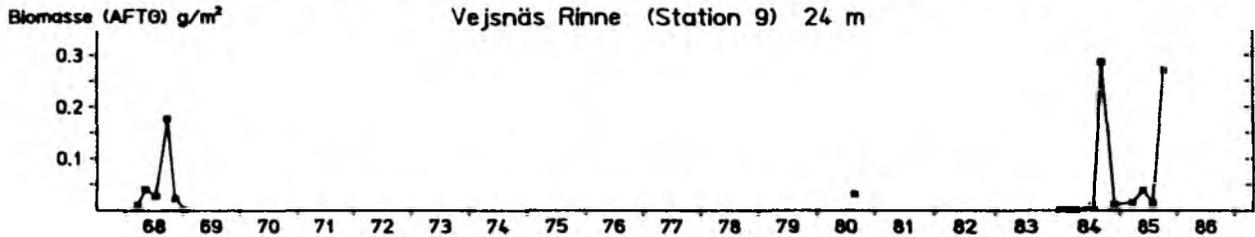
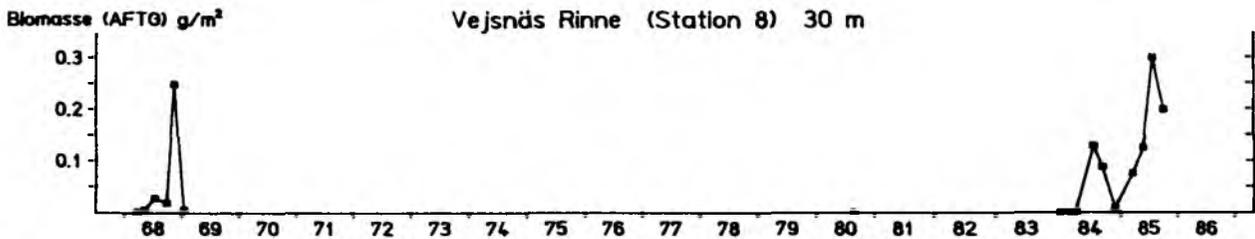


Abb. 105: Biomasse von *Harmothoe sarsi* in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

waren Einzeltiere von 50 bis 75 mm Länge selten. Die meisten maßen zwischen 20 und 40 mm. Im Juli 1984 gab es auf Station 8 überhaupt keinen *Nephtys* spp.

Bei *Harmothoe sarsi* (Abb. 104 und 105, Tab. 13 und 14) gab es durchweg einen stark ausgeprägten Jahresgang. Die Fluktuation verlief auf beiden Stationen fast völlig übereinstimmend, mit Höchstwerten von je 30 Ind./m<sup>2</sup> 1968 und 47 bzw. 43 Ind./m<sup>2</sup> 1985. Auffallend ist der Aufwärtstrend von 1984 nach 1985.

*Heteromastus filiformis* (Abb. 106 und 107, Tab. 13 und 14) war bis 1980 nicht gefunden worden. Die Art wurde aber möglicherweise irr tüm-

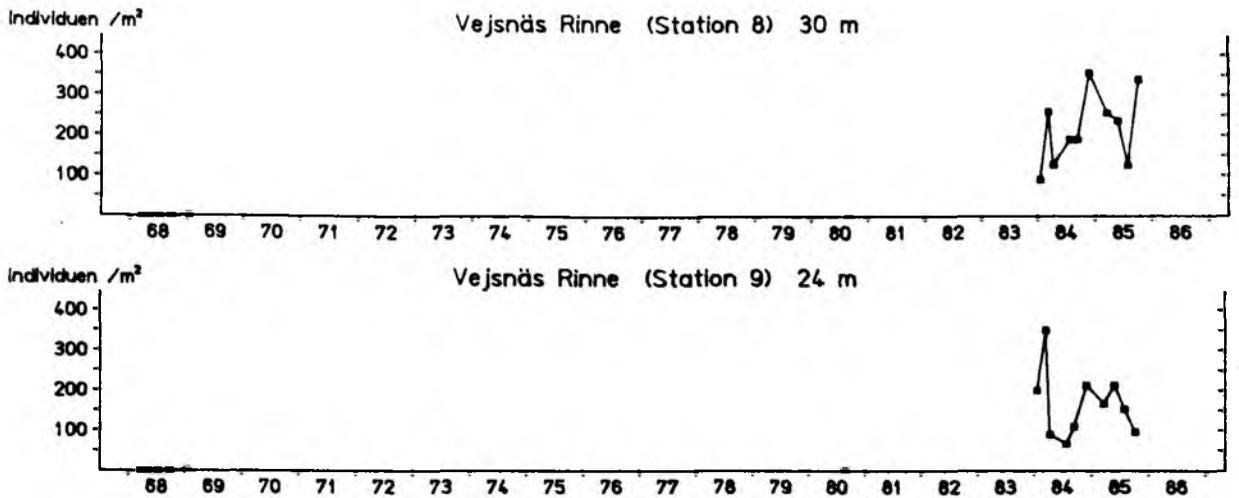


Abb. 106: Abundanz von Heteromastus filiformis in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

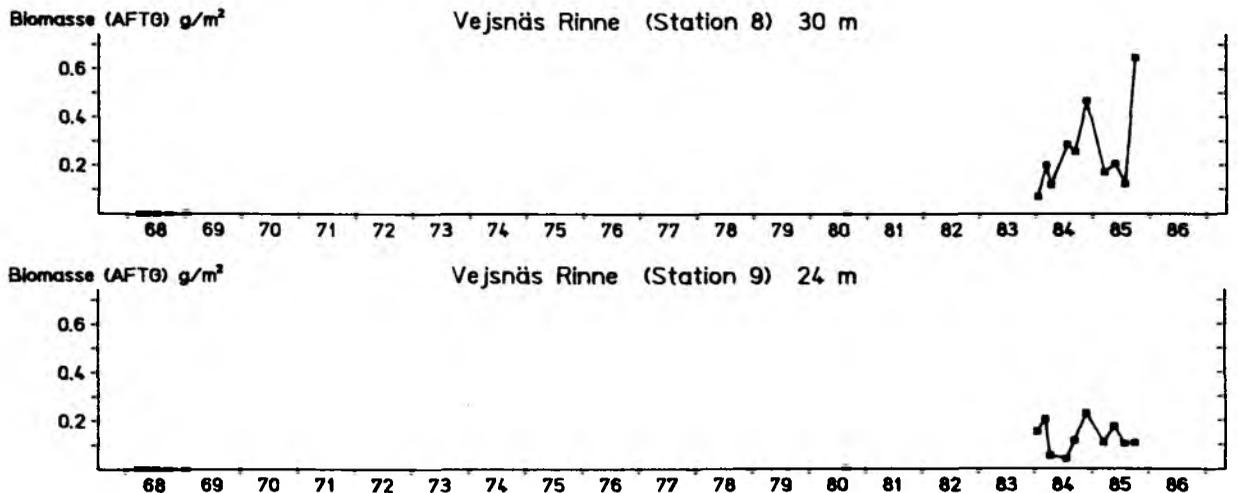


Abb. 107: Biomasse von Heteromastus filiformis in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

lich als Capitella capitata bestimmt, die 1968/69 vereinzelt aufgeführt ist. 1984/85 kam H. filiformis in allen Proben vor, mit mindestens 90, höchstens 357 Ind./m<sup>2</sup>. Unter den Polychaeten war er so mit Abstand am zahlreichsten und wurde an Biomasse nur auf Station 9 von Nephtys spp. übertroffen. Die starken Schwankungen lassen keine Tendenz erkennen, aber die Jahresmittelwerte sind gleichbleibend.

Anaitides maculata (Abb. 108, Tab. 13 und 14) war nur auf Station 8 1968/69 zweimal mit wenigen Exemplaren gefunden worden. Hier gab es im Januar 1984 ein beachtliches Vorkommen von 140 Ind./m<sup>2</sup>, das aber anschließend erheblich zurückging. Sonst wurde A. maculata auf beiden

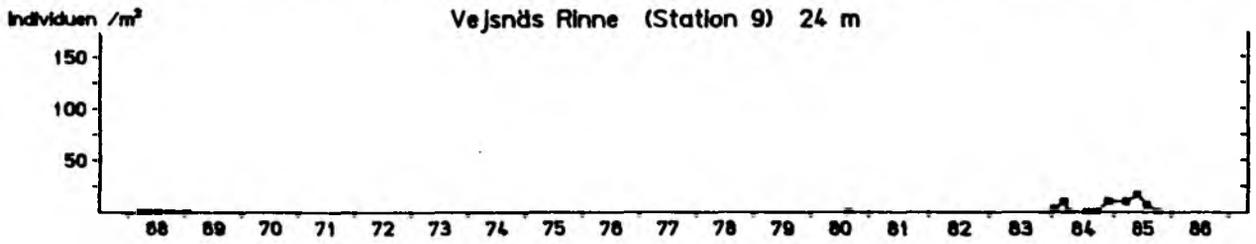
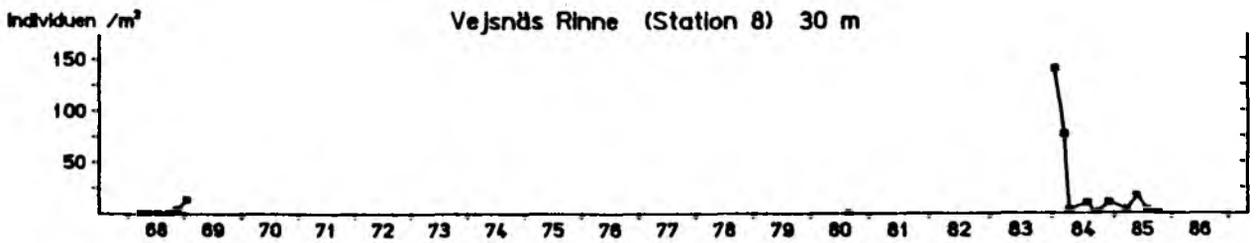


Abb. 108: Abundanz von Anaitides maculata in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

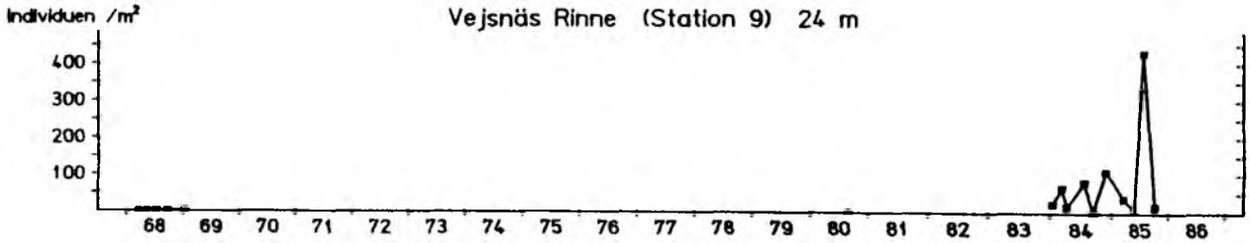


Abb. 109: Abundanz von Paraonis gracilis auf Station 9 (Vejsnäs-Rinne), 1968/69 und 1984/85

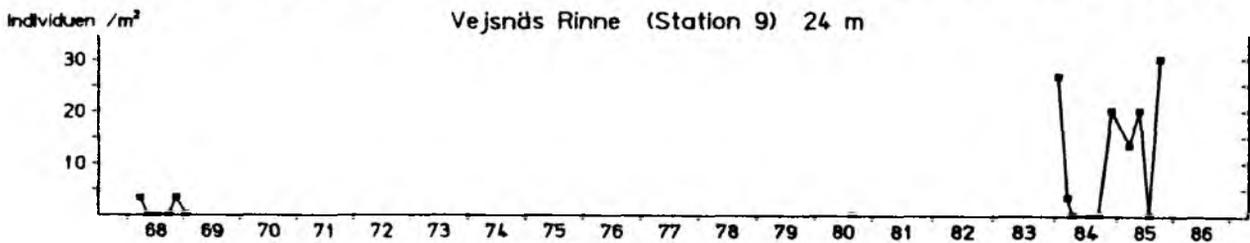
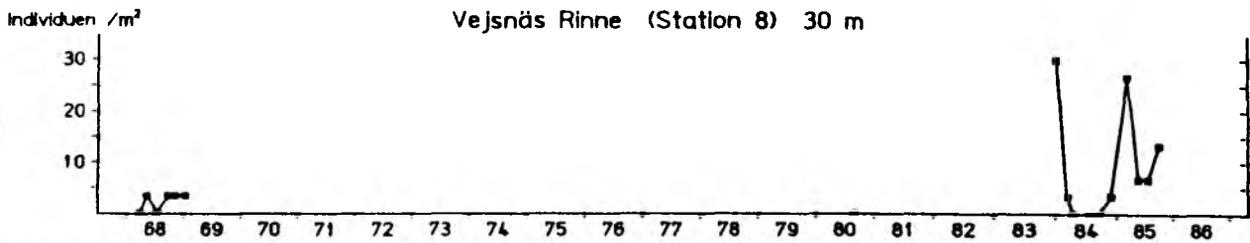


Abb. 110: Abundanz von Pectinaria koreni in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

Stationen regelmäßig, aber nur mit höchstens 17 Ind./m<sup>2</sup> gefunden.

Von Ampharete acutifrons (Tab. 13) war 1968 auf Station 9 ein einzelnes Tier gefunden worden. 1984/85 trat die Art auch auf Station 8 sporadisch auf. Auf Station 9 dagegen kam es, nach einem kurzen "Zwischenhoch" im Sommer 1984, zu einer erheblichen Vermehrung im Sommer 1985 (bis zu 107 Ind./m<sup>2</sup> frisch gesiedelte Jungtiere von nur 0,006 g/m<sup>2</sup>).

Paraonis fulgens und P. gracilis (Abb. 109, Tab. 13 und 14) waren bis 1980 nicht gefunden worden. Auf Station 8 kamen sie 1984/85 zwar in einigen Proben vor, aber nur in sehr geringer Zahl. Anders auf Station 9, wo P. gracilis in der Abundanz den zweiten Platz hinter H. filiformis einnahm. Am zahlreichsten waren beide Arten im Juli 1985 mit 430 Ind./m<sup>2</sup> (P. gracilis) und 80 Ind./m<sup>2</sup> (P. fulgens).

Pectinaria koreni (Abb. 110, Tab. 13) war 1984/85 auf beiden Stationen häufiger als 1968/69. Abgesehen vom Sommer 1984 war die Art regelmäßig, aber nur mit höchstens 30 Ind./m<sup>2</sup> zu finden.

Terebellides stroemi (Tab. 13 und 14) war 1968/69 nur in wenigen Proben gefunden worden. Zahlreich war die Art nur auf Station 9 mit maximal 237 Ind./m<sup>2</sup> und 0,16 g/m<sup>2</sup>, allerdings nur an den Terminen, an denen die Station offenbar verfehlt worden war (s.o.). Sehr häufig war die Art 1980 auf beiden Stationen mit 330 bzw. 473 Ind./m<sup>2</sup> und 0,13 bzw. 0,22 g/m<sup>2</sup>. 1984/85 wurde sie auf Station 8 überhaupt nicht, auf Station 9 nur an zwei Terminen angetroffen.

Scoloplos armiger (Tab. 13) war nur 1968/69 von Bedeutung. Er wurde zunächst gar nicht gefunden und vermehrte sich dann bis Januar 1969 auf 110 bzw. 93 Ind./m<sup>2</sup>.

Polydora spp. (Tab. 13) trat bis 1980 nicht auf. 1984/85 war sie vor allem auf Station 9 oft zu finden, mit bis zu 90 Ind./m<sup>2</sup>.

#### SONSTIGE:

Halicryptus spinulosus (Abb. 111 und 112, Tab. 13 und 14) kam auf Station 9 an den vier o.g. Terminen, an denen offenbar die genaue Position verfehlt worden war, und 1980 auf beiden Stationen nicht vor, sonst aber zu jedem Termin und in fast allen Proben. Das Jahr 1968 ist durch einen deutlichen Anstieg von Abundanz (maximal 47 bzw. 37 Ind./m<sup>2</sup>) und Biomasse (maximal 0,31 bzw. 0,45 g/m<sup>2</sup>) gekennzeichnet. Das mittlere Gewicht pro Tier von 9,8 (± 8,5) mg läßt erkennen, daß es

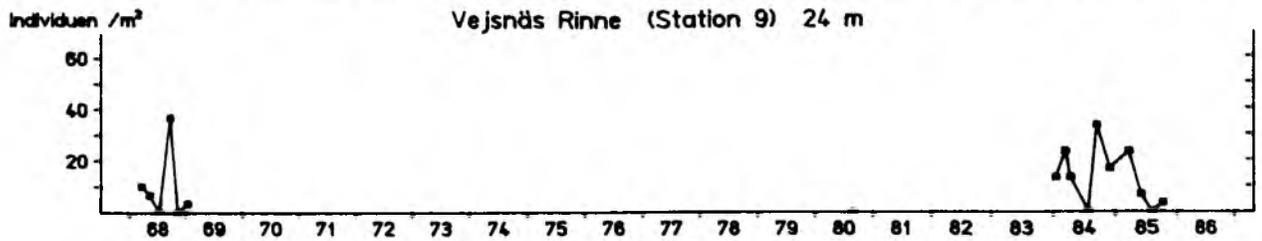
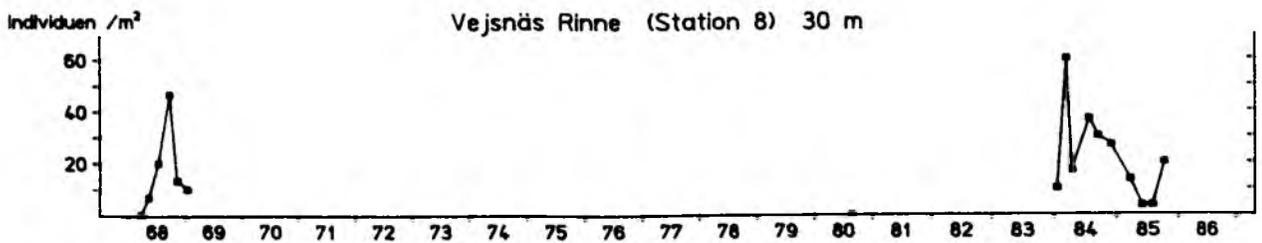


Abb. 111: Abundanz von Halicryptus spinulosus in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

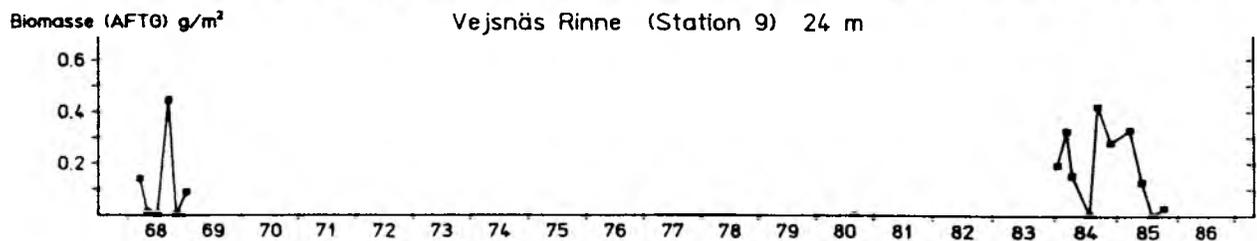
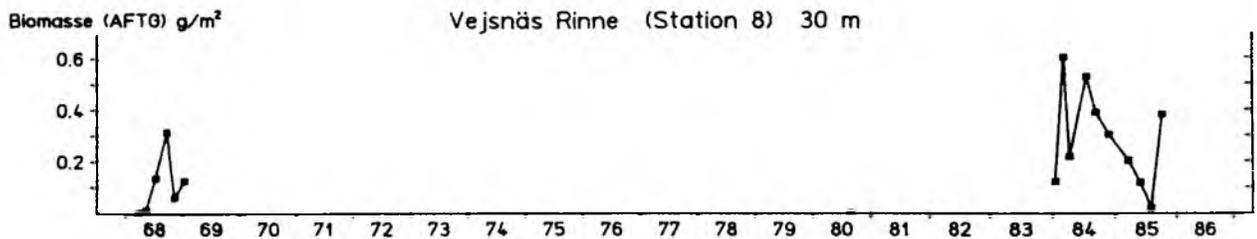


Abb. 112: Biomasse von Halicryptus spinulosus in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69 und 1984/85

sich um junge und folglich frischgesiedelte Tiere handelte. 1984/85 war der Bestand deutlich größer. Die meisten Tiere gab es 1984 (maximal 60 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 0,60 g/m<sup>2</sup>). In diesem Jahr hatte H. spinulosus auf Station 8 von allen Arten (außer Arctica und Astarte) die höchste Biomasse. Bis zum Sommer 1985 gingen die Zahlen steil und kontinuierlich zurück, um im Oktober noch einmal stark anzusteigen. Das mittlere Individualgewicht betrug 1984/85 14,8 ( $\pm$  6,8) mg. Die meisten maßen zwischen 8 und 12 mm, einige wenige auch bis 22 mm Länge. Demzufolge müßten 1968/69 die meisten Tiere kleiner als 10 mm gewesen sein.

### 3.3.5 Dorschmulde, Station 4 (1968/69 und 1981 - 1985)

Station 4 liegt am Westrand der Dorschmulde auf sandigem Schlick. Verfehlt man ihre Position nur um wenige hundert Meter in westlicher Richtung, kommt man auf grobsandigen Boden mit geringen Schlickanteil. Solche Ungenauigkeit läßt sich im wesentlichen an Funden von Astarte spp. erkennen, die eher für sandige Böden typisch ist, und an deutlich höheren Artenzahlen. Dies betrifft die Probennahmen vom 19.3.68, 11.12.81 und 26.7.84.

In Tab. A8 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 auf Station 4 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in Tab. 15 zusammengefaßt. Abb. 113 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse.

Der 1967 bei Boknis Eck beobachtete schwere Sauerstoffmangel (KREY et al., 1978) scheint fast alle Arten vernichtet zu haben. Sieht man von den im vorigen Absatz genannten Terminen ab, so gab es 1968 nur von Corbula gibba Individuen, deren Größe (bis 8 mm) darauf schließen läßt, daß sie schon im Sommer 1967 hier gelebt und folglich den Sauerstoffmangel überlebt hatten.

Überlebende der Katastrophe des Sommers 1981 waren Arctica islandica, Corbula gibba und Mya truncata (WEIGELT, 1985). Den Sauerstoffmangel im Sommer 1983 konnte neben den bereits genannten Arten auch Halicryptus spinulosus überleben.

#### MOLLUSKEN:

Abra alba (Abb. 114, Tab. 15) war 1968/69 hier nicht so häufig wie auf den weiter östlich gelegenen Stationen 8 - 20. Erst im September 1968 baute sich die Population völlig neu auf und wuchs bis Januar 1969 auf 347 Ind./m<sup>2</sup> und 0,68 g/m<sup>2</sup> an. Nach der Katastrophe von 1981 tauchte A. alba erst im August 1982 wieder auf. Über den Aufbau des Bestandes 1983 liegen keine Daten vor, jedenfalls fiel er aber dem erneuten Sauerstoffmangel wiederum zum Opfer. Ein einzelnes Exemplar wurde bereits im November 1983 gefunden. Häufig wurde A. alba jedoch erst ab März 1984. Bis zum November wurden mit 1460 Ind./m<sup>2</sup> und 3,02 g/m<sup>2</sup> Höchstwerte erreicht, die A. alba im Jahresdurchschnitt 1984 an Abundanz und Biomasse zur bedeutendsten Art werden ließen. Bis März 1985 war sie noch häufig, danach wurde sie nicht mehr gefunden.

Tab. 15:

Dominante Arten in der Dorschmulde (Station 4, 21 m) 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtabundanz und an der Gesamtbiomasse (Gewichte als AFTG; Arctica und Astarte sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1% haben. Individuenzahlen und Gewichte sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Abundanz		Biomasse			
	Art	n/m <sup>2</sup>	%	g/m <sup>2</sup>	%	
1968/69	<i>Terebellides stroemi</i>	443	63	<i>Nephtys</i> spp.	0,28	31
	<i>Abra alba</i>	123	18	<i>Abra alba</i>	0,20	22
	<i>Diastylis rathkei</i>	36	5	<i>Terebellides stroemi</i>	0,20	22
	<i>Nephtys</i> spp.	23	3	<i>Halcampa</i> spp.	0,04	5
	<i>Halcampa</i> spp.	14	2	<i>Diastylis rathkei</i>	0,04	4
	<i>Scoloplos armiger</i>	9	1	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,03	3
	<u>Summe</u>	701	100	<i>Macoma calcarea</i>	0,03	3
				<i>Macoma baltica</i>	0,02	2
				<i>Corbula gibba</i>	0,02	2
				<i>Hamothoe imbricata</i>	0,01	1
			<i>Modiolaria nigra</i>	0,01	1	
			<u>Summe</u>	0,92	100	
1982	<i>Polydora</i> spp.	906	51	<i>Diastylis rathkei</i>	0,21	21
	<i>Diastylis rathkei</i>	294	17	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,20	20
	<i>Heteromastus filiformis</i>	127	7	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,19	19
	<i>Mysella bidentata</i>	116	7	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,14	14
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	101	6	<i>Mya truncata</i>	0,08	8
	<i>Corbula gibba</i>	58	3	<i>Polydora</i> spp.	0,05	5
	<i>Abra alba</i>	55	3	<i>Capitella capitata</i>	0,04	4
	<i>Hamothoe sarsi</i>	50	3	<i>Corbula gibba</i>	0,02	2
	<i>Capitella capitata</i>	31	2	<i>Nephtys</i> spp.	0,02	1
	<u>Summe</u>	1779	100	<i>Mysella bidentata</i>	0,01	1
			<i>Anaitides maculata</i>	0,01	1	
			<u>Summe</u>	0,99	100	
1984	<i>Abra alba</i>	438	28	<i>Abra alba</i>	0,58	42
	<i>Diastylis rathkei</i>	356	23	<i>Diastylis rathkei</i>	0,24	18
	<i>Polydora</i> spp.	274	18	<i>Nephtys</i> spp.	0,19	13
	<i>Pherusa plumosa</i>	90	6	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,18	13
	<i>Corbula gibba</i>	66	4	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,07	5
	<i>Mysella bidentata</i>	56	4	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,03	2
	<i>Heteromastus filiformis</i>	47	3	<i>Corbula gibba</i>	0,03	2
	<i>Paraonis gracilis</i>	37	2	<i>Pherusa plumosa</i>	0,02	1
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	28	2	<u>Summe</u>	1,39	100
	<i>Nephtys</i> spp.	27	2			
	<i>Anaitides maculata</i>	23	1			
	<i>Hamothoe sarsi</i>	22	1			
	<i>Ophiura albida</i>	22	1			
<u>Summe</u>	1556	100				
1985	<i>Abra alba</i>	265	41	<i>Abra alba</i>	0,40	39
	<i>Diastylis rathkei</i>	129	20	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,20	19
	<i>Paraonis gracilis</i>	60	9	<i>Nephtys</i> spp.	0,14	14
	<i>Corbula gibba</i>	39	6	<i>Diastylis rathkei</i>	0,11	10
	<i>Nephtys</i> spp.	25	4	<i>Pherusa plumosa</i>	0,04	4
	<i>Heteromastus filiformis</i>	19	3	<i>Hamothoe sarsi</i>	0,03	3
	<i>Mysella bidentata</i>	17	3	<i>Corbula gibba</i>	0,03	2
	<i>Pectinaria koreni</i>	13	2	<i>Pectinaria koreni</i>	0,02	2
	<i>Anaitides maculata</i>	12	2	<i>Ophiura albida</i>	0,01	1
	<i>Ophiura albida</i>	11	2	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,01	1
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	10	2	<u>Summe</u>	1,03	100
	<i>Hamothoe sarsi</i>	9	1			
	<i>Pherusa plumosa</i>	8	1			
	<u>Summe</u>	641	100			

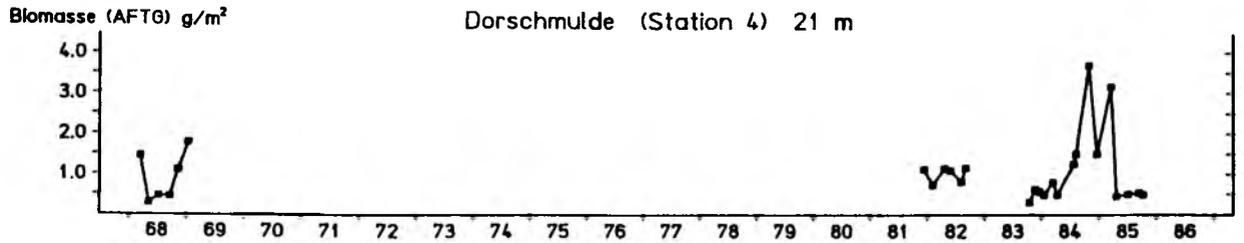


Abb. 113: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

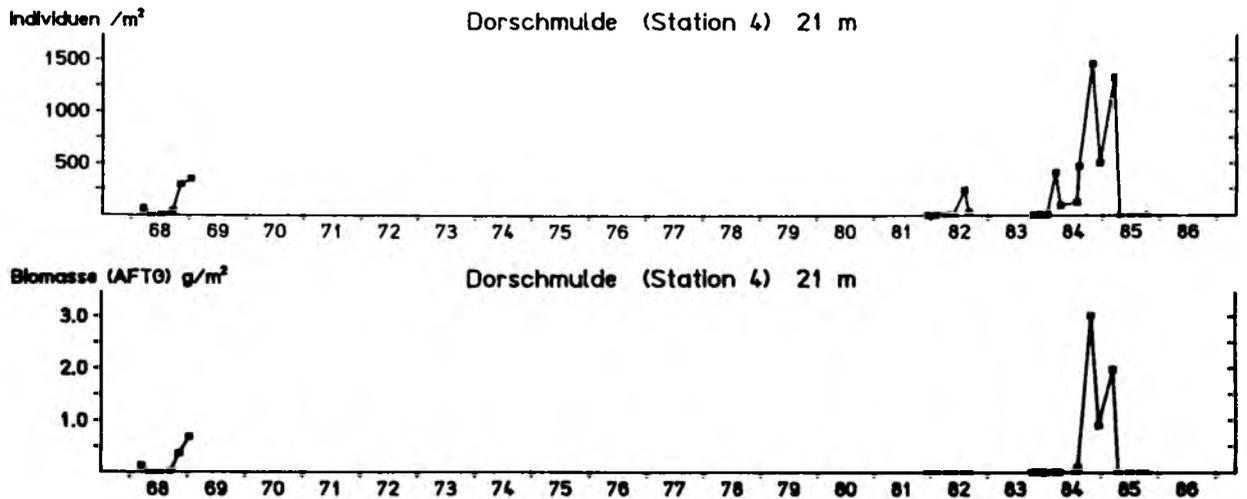


Abb. 114: Abundanz und Biomasse von Abra alba in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

Von Corbula gibba (Abb. 115, Tab. 15) gab es 1968/69 einige unbedeutende Funde. Die Katastrophe von 1981 konnte die Art offenbar überleben und kam Anfang 1982 bis auf 120 Ind./m<sup>2</sup>. Danach nahm die Abundanz deutlich ab. Im Herbst 1983, nach dem erneuten Sauerstoffmangel, wurden zwar nur wenige Exemplare gefunden, da sie aber bis zu 6 mm lang waren, hatten sie offenbar überlebt. Im März 1984 wurde mit 173 Ind./m<sup>2</sup> der Höchstwert erreicht. Nach einem kurzen Einbruch im Sommer 1984 gingen die Zahlen sogleich wieder hoch. Ab April 1985 jedoch gab es nur noch geringe Funde.

Myrella bidentata (Abb. 116, Tab. 15) war vor 1981 nur 1968 einmal gefunden worden. Schon im Dezember 1981 war die Art zahlreich, und 1982 war sie mit maximal 260 Ind./m<sup>2</sup> die häufigste Muschelart. Im Herbst 1983 wurde sie nicht gefunden, sondern war erst 1984 wieder zahlreich. Anfang 1985 ging der Bestand stark zurück, und ab Juli 1985 gab es keine Funde mehr.

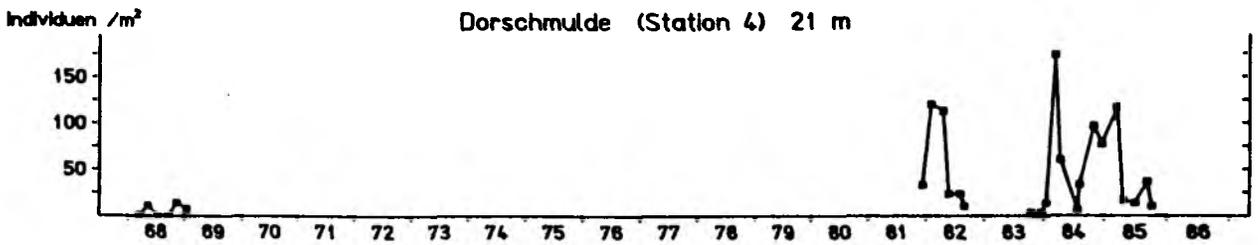


Abb. 115: Abundanz von Corbula gibba in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

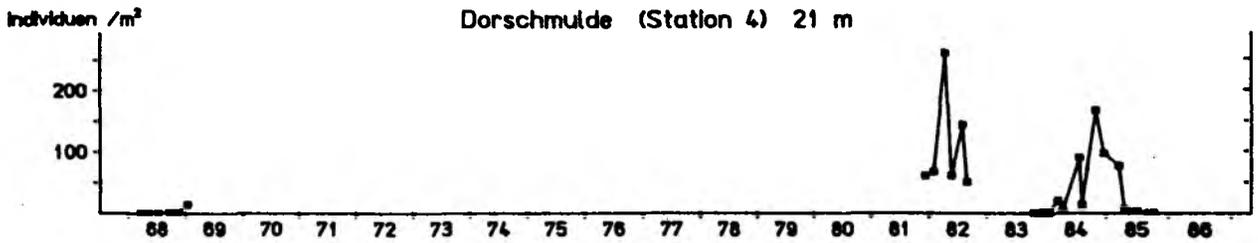


Abb. 116: Abundanz von Mysella bidentata in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

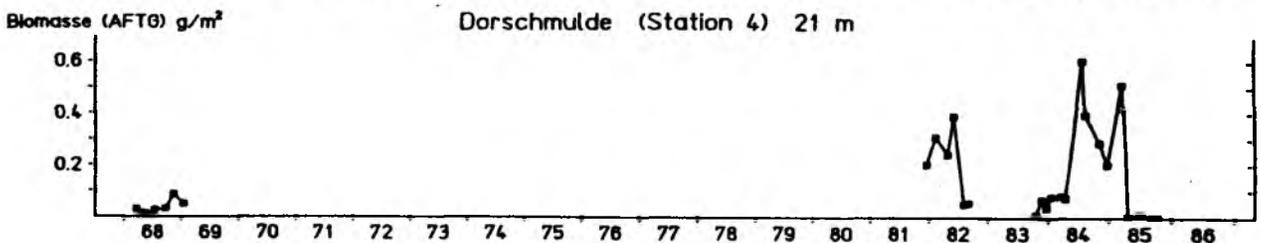
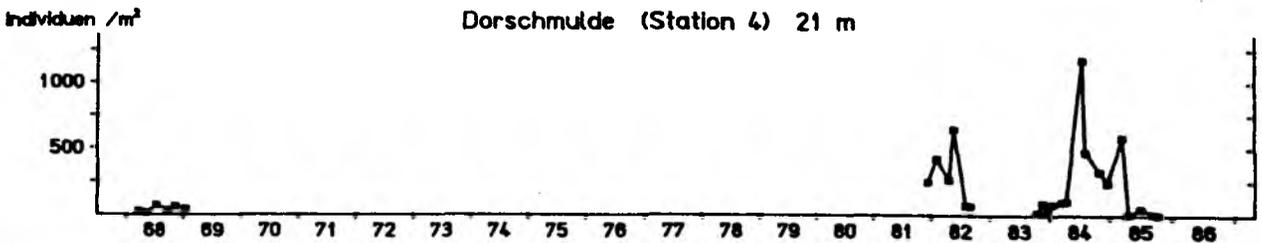


Abb. 117: Abundanz und Biomasse von Diastylis rathkei in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

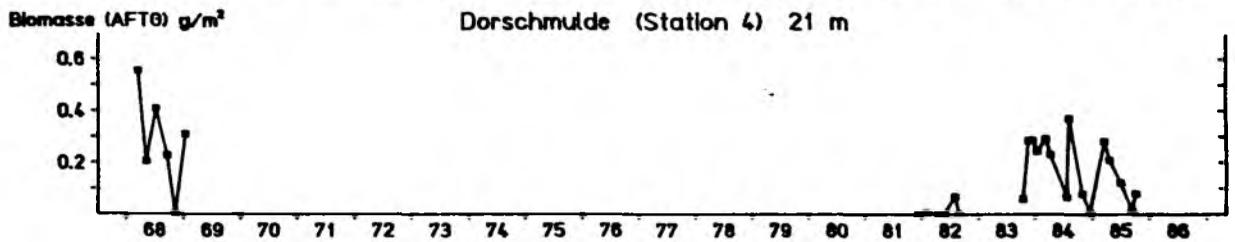
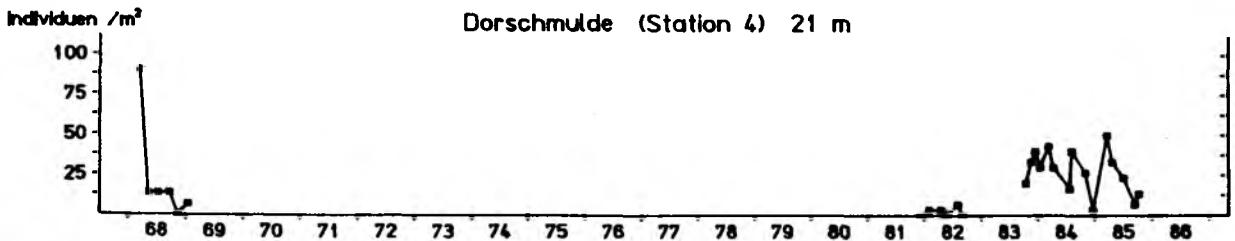


Abb. 118: Abundanz und Biomasse von Nephtys spp. in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

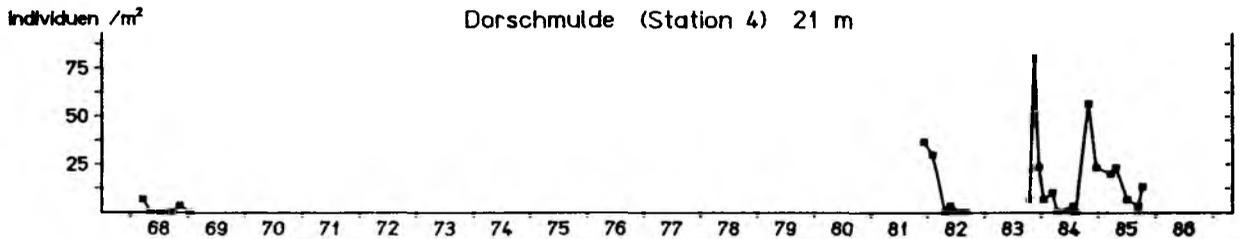


Abb. 119: Abundanz von Pectinaria koreni in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

Nur 1968/69 waren vereinzelt Macoma calcarea und Modiolaria nigra (Tab. 15) gefunden worden. Sie traten später nicht mehr auf.

#### CRUSTACEEN:

Diastylis rathkei (Abb. 117, Tab. 15) war 1968/69 mit höchstens 67 Ind./m<sup>2</sup> nicht sonderlich häufig. Nach der Katastrophe von 1981 war die Art erheblich zahlreicher, bis zu 647 Ind./m<sup>2</sup> im Sommer 1982. Nach dem Sauerstoffmangel 1983 war das Vorkommen wiederum gering, wuchs dann aber im Juli 1984 steil bis auf 1177 Ind./m<sup>2</sup> an. Ab April 1985 gab es dagegen nur noch geringe Funde, und im Oktober 1985 war es das erste Mal, daß D. rathkei hier in keiner Probe zu finden war.

#### POLYCHAETEN:

1968/69 hatte Nephtys spp. (Abb. 118, Tab. 15) von allen Arten die höchste Biomasse, rund ein Drittel der Gesamtbiomasse (ohne Arctica

und Astarte). Das Maximum wurde im März 1968 erreicht (90 Ind./m<sup>2</sup> und 0,55 g/m<sup>2</sup>). Es waren zunächst kleine Tiere mit einem durchschnittlichen Gewicht von 6,2 mg, das jedoch bis Januar 1969 auf 44,3 mg anstieg. Die ersten Funde nach der Katastrophe von 1981 gab es ab Februar 1982, allerdings nur wenige Einzeltiere. Zahlreich war Nephtys spp. erst wieder ab Oktober 1983 mit bis zu 50 Ind./m<sup>2</sup>, allerdings mit einem deutlichen Rückgang 1985. Die Biomasse von 1968/69 wurde nicht wieder erreicht. Das mittlere Individualgewicht kam 1984/85 über 10 mg nicht hinaus, und die Mehrzahl der Tiere maß zwischen 30 und 40 mm. Exemplare bis 55 mm oder kleiner als 20 mm waren sehr selten.

Terebellides stroemi (Tab. 15) war 1968/69 von allen Arten die weitaus zahlreichste. Es war ein junger Bestand, der erst im Mai 1968 sich aufzubauen begann und bis Januar 1969 auf 1220 Ind./m<sup>2</sup> und 0,61 g/m<sup>2</sup> kam. Nach 1981 kam T. stroemi fast gar nicht mehr vor. Nur im Juli und August 1984 wurden insgesamt vier kleine Exemplare gefunden.

Harmothoe sarsi (Tab. 15) war 1968/69 selten (maximal 17 Ind./m<sup>2</sup>). Am häufigsten war die Art 1982 mit bis zu 100 Ind./m<sup>2</sup>. Auch nach dem Sauerstoffmangel 1983 und im Sommer 1984 war sie häufig, 1985 dagegen wieder selten. Der Jahresgang war in allen Jahren deutlich ausgeprägt.

Pectinaria koreni (Abb. 119, Tab. 15) war 1968 nur zweimal mit wenigen großen Tieren gefunden worden. Nach der Katastrophe von 1981 gehörte sie zu den ersten Arten, die hier wieder auftauchten. Sie war stets im Winter häufig und im Sommer selten. Im November 1983 erreichte sie mit 80 Ind./m<sup>2</sup> ihre höchste Abundanz, allerdings waren es erst frisch gesiedelte, kleine Tiere mit geringer Biomasse. Erst 1985 gab es größere Tiere, die im Oktober mit 0,05 g/m<sup>2</sup> bei nur 13 Ind./m<sup>2</sup> ihre höchste Biomasse erreichten.

Polydora spp. (Abb. 120, Tab. 15) war 1968/69 nicht gefunden worden. Nach der Katastrophe von 1981 gehörte diese Art zu den ersten Neusiedlern, war schon im Dezember 1981, bei der ersten Probennahme, mit 1147 Ind./m<sup>2</sup> sehr zahlreich und war auch 1982 mit bis zu 2077 Ind./m<sup>2</sup> erheblich zahlreicher als alle anderen Arten. Auch im Herbst 1983 war sie sogleich wieder häufig, hatte im März 1984 ein Maximum von 1460 Ind./m<sup>2</sup> und wurde dann wieder selten. Seit Dezember 1984 wurde nur noch ein einzelnes Exemplar gefunden.

Capitella capitata (Tab. 15) wurde 1981 kurz nach Polydora spp. häufig, kam im Februar 1982 auf 137 Ind./m<sup>2</sup> und war danach selten. Auch

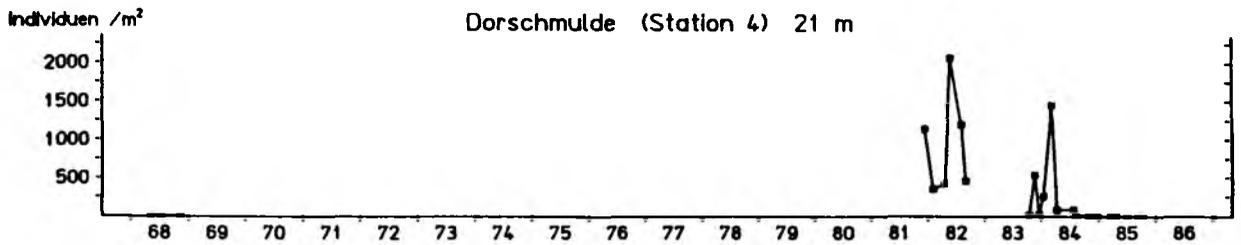


Abb. 120: Abundanz von Polydora spp. in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

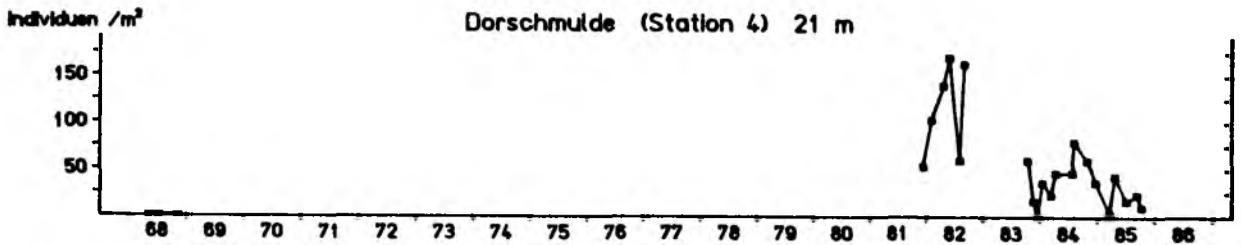


Abb. 121: Abundanz von Heteromastus filiformis in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

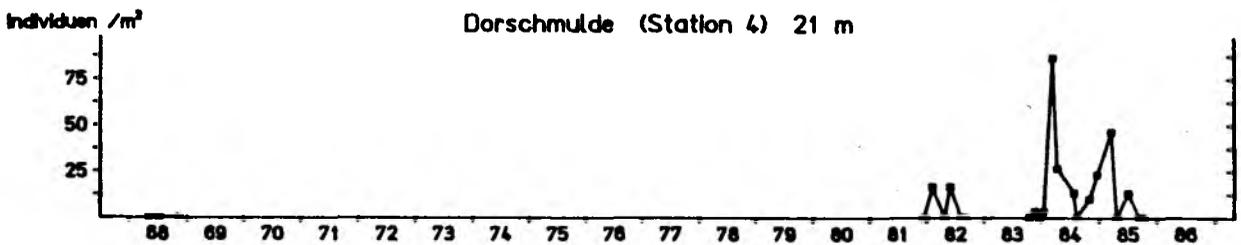


Abb. 122: Abundanz von Anaitides maculata in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

im Oktober und November 1983 trat die Art wieder auf (maximal 133 Ind./m<sup>2</sup>), und nochmals 1984 im März und November mit geringerer Zahl. Sonst gab es keine Funde.

Heteromastus filiformis (Abb. 121, Tab.20) kam 1968/69 nicht vor. Sollte die Art mit C. capitata verwechselt worden sein, kann es auch nur wenige Einzeltiere gegeben haben. Nach dem Zusammenbruch 1981 war auch H. filiformis unter den ersten Neusiedlern und war, abgesehen von Dezember 1983, in allen Proben vertreten. Am häufigsten war die Art im Mai 1982 mit 170 Ind./m<sup>2</sup>, 1984 und 85 war die Abundanz geringer.

Paraonis gracilis (Tab. 15) war 1968 nur einmal gefunden worden.

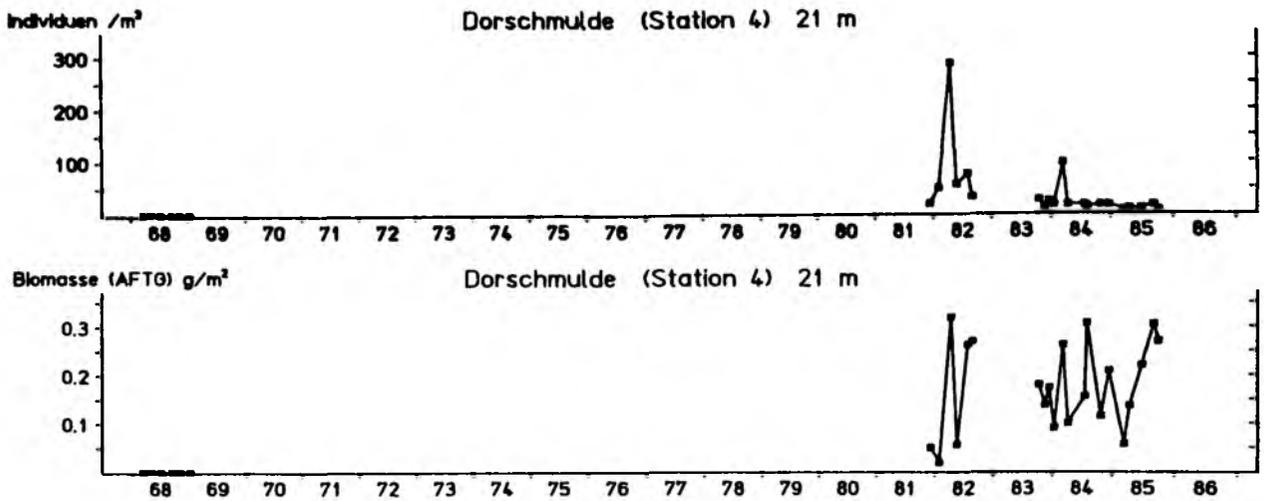


Abb. 123: Abundanz und Biomasse von Halicryptus spinulosus in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

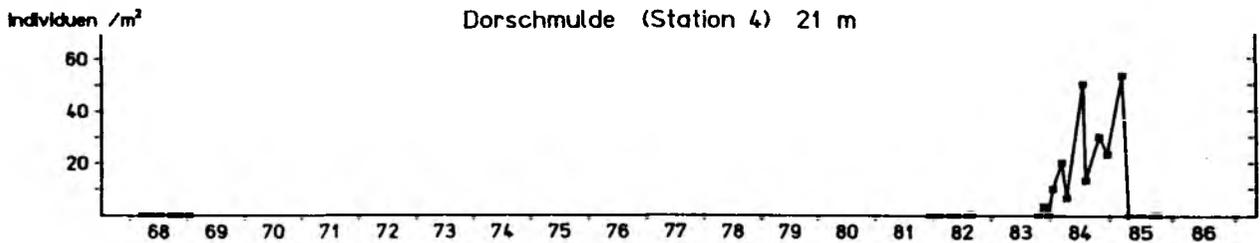


Abb. 124: Abundanz von Ophiura albida in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

1981/82 tauchte er gar nicht auf. Ab Herbst 1983 jedoch war die Art zu fast allen Terminen zu finden, ab März 1984 stets gemeinsam mit P. fulgens, der nun zum ersten Mal hier auftrat, wenn auch nie häufiger als mit 10 Ind./m<sup>2</sup>. P. gracilis war im Sommer am häufigsten. 1985 war dies mit bis zu 130 Ind./m<sup>2</sup> die zahlreichste Polychaetenart.

Anaitides maculata (Abb. 122, Tab. 15) kam 1968/69 hier nicht vor. Zwei geringe Funde gab es 1982. Im März 1984 kam die Art plötzlich auf 87 Ind./m<sup>2</sup>, verschwand bis August wieder und trat dann bis März 1985 wieder auf. Danach gab es nur noch einen unbedeutenden Fund.

Auch Ampharete acutifrons tauchte erstmals 1982 auf. Aber erst im Sommer 1984 wurde die Art häufig (maximal 23 Ind./m<sup>2</sup>). Dem Zusammenbruch im Winter 1984/85 folgte ein erneuter, wenn auch geringer Anstieg.

#### SONSTIGE:

Von Halicryptus spinulosus (Abb. 123, Tab. 15) gab es 1968 nur ein sehr kleines Einzeltier. Seit Herbst 1981 fehlte die Art bei keiner Probenahme. 1981/82 waren es zunächst sehr kleine Tiere, die aber mit bis zu 287 Ind./m<sup>2</sup> auch eine hohe Biomasse von bis zu 0,32 g/m<sup>2</sup> erbrachten. Seit dem Spätsommer 1982 war H. spinulosus nie häufiger als 27 Ind./m<sup>2</sup>, abgesehen von einem Fund von 97 Ind./m<sup>2</sup> im März 1984. Die Fluktuation war sonst sehr gering. Die Biomasse hingegen blieb seit 1982 im Jahresmittel gleich, ungeachtet sehr starker Schwankungen.

Ophiura albida (Abb. 124, Tab. 15) trat im November 1983 zum ersten Mal auf. Abundanz und Biomasse stiegen seitdem steil und recht kontinuierlich an, bis auf 53 Ind./m<sup>2</sup> und 0,06 g/m<sup>2</sup> im März 1985. Danach war die Art plötzlich verschwunden und tauchte nicht wieder auf.

#### 3.3.6 Westgebiet, Stationen 1, 2 und 3 (1968/69 und 1981 - 1985)

Dieses Gebiet wird nur durch die Stationen 1, 2 und 3 repräsentiert. Die Stationen 7 und 10 liegen zwar auch darin, müssen aber aufgrund ihrer für das Gebiet untypischen Merkmale (Lage am Steilhang, Sediment, Artenzahl), die eine flächenmäßige Zuordnung nicht gestatten, gesondert betrachtet werden (siehe 3.3.7 und 3.3.8)

In Tab. A9 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1968 im Westgebiet gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in den Tab. 16 und 17 zusammengefaßt.

In den Schlickregionen vor der Eckernförder Bucht sind Artenzahl und Gesamtbio­masse im Durchschnitt geringer als in allen anderen Gebieten. Auf Station 1 kam es auch vor, daß zu bestimmten Terminen nicht ein einziges Tier gefunden wurde, nämlich am 10.12.81, der ersten Probenahme nach dem Sauerstoffmangel, und am 7.10.85, dem letzten Termin der Untersuchung. Auch 1968/69 waren auf Station 1 nie mehr als 6 Arten gefunden worden. Zweimal sogar, im September und November 1968, gab es hier nur je zwei Arten (Halicryptus spinulosus und einmal

Tab. 16:

Dominante Arten im Westgebiet 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtabundanz. Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Individuenzahlen sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 1		Station 2		Station 3		
	Art	n/m <sup>2</sup> %	Art	n/m <sup>2</sup> %	Art	n/m <sup>2</sup> %	
1968	<i>Halicryptus spinulosus</i>	34 47	<i>Diastylis rathkei</i>	71 50			
	<i>Capitella capitata</i>	17 23	<i>Terebellides stroemi</i>	14 10			
	<i>Diastylis rathkei</i>	11 15	<i>Pectinaria koreni</i>	12 8			
	<i>Harmothoe sarsi</i>	7 10	<i>Abra alba</i>	11 8			
	<u>Summe</u>	73 100	<i>Capitella capitata</i>	7 5			
1969			<i>Harmothoe sarsi</i>	6 4			
			<i>Halicryptus spinulosus</i>	4 3			
			<i>Nephtys</i> spp.	4 3			
			<i>Mysella bidentata</i>	4 3			
			<i>Anaitides maculata</i>	2 1			
			<i>Macoma baltica</i>	2 1			
			<u>Summe</u>	143 100			
	1982	<i>Polydora</i> spp.	560 55	<i>Polydora</i> spp.	839 70		
		<i>Capitella capitata</i>	358 35	<i>Capitella capitata</i>	81 7		
		<i>Harmothoe sarsi</i>	41 4	<i>Halicryptus spinulosus</i>	71 6		
<i>Diastylis rathkei</i>		25 2	<i>Diastylis rathkei</i>	48 4			
<i>Halicryptus spinulosus</i>		12 1	<i>Harmothoe sarsi</i>	42 4			
<u>Summe</u>		1022 100	<i>Abra alba</i>	42 4			
			<i>Corbula gibba</i>	17 1			
			<i>Mytilus edulis</i>	12 1			
		<u>Summe</u>	1195 100				
1983	<i>Capitella capitata</i>	639 77	<i>Diastylis rathkei</i>	64 25			
	<i>Diastylis rathkei</i>	91 11	<i>Abra alba</i>	47 18			
	<i>Abra alba</i>	34 4	<i>Capitella capitata</i>	27 10			
	<i>Polydora</i> spp.	30 4	<i>Polydora</i> spp.	24 9			
	<i>Harmothoe sarsi</i>	9 1	<i>Heteromastus filiformis</i>	16 6			
	<u>Summe</u>	830 100	<i>Mysella bidentata</i>	15 6			
			<i>Halicryptus spinulosus</i>	14 5			
			<i>Corbula gibba</i>	11 4			
			<i>Nephtys</i> spp.	9 4			
			<i>Pectinaria koreni</i>	9 3			
		<i>Scoloplos armiger</i>	8 3				
		<i>Anaitides maculata</i>	3 1				
		<i>Paraonis fulgens</i>	3 1				
		<u>Summe</u>	259 100				
1984	<i>Polydora</i> spp.	121 28	<i>Polydora</i> spp.	1018 57	<i>Polydora</i> spp.	435 35	
	<i>Diastylis rathkei</i>	113 27	<i>Diastylis rathkei</i>	233 13	<i>Diastylis rathkei</i>	368 29	
	<i>Capitella capitata</i>	99 23	<i>Abra alba</i>	183 10	<i>Abra alba</i>	188 15	
	<i>Anaitides maculata</i>	33 8	<i>Mysella bidentata</i>	93 5	<i>Corbula gibba</i>	80 6	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	19 4	<i>Corbula gibba</i>	69 4	<i>Mysella bidentata</i>	67 5	
	<i>Harmothoe sarsi</i>	13 3	<i>Nephtys</i> spp.	37 2	<i>Nephtys</i> spp.	27 2	
	<i>Mytilus edulis</i>	8 2	<i>Mytilus edulis</i>	27 1	<i>Pectinaria koreni</i>	18 1	
	<u>Summe</u>	424 100	<i>Anaitides maculata</i>	26 1	<i>Halicryptus spinulosus</i>	17 1	
			<i>Heteromastus filiformis</i>	22 1	<u>Summe</u>	1252 100	
			<i>Pectinaria koreni</i>	21 1			
		<u>Summe</u>	1787 100				
1985	<i>Polydora</i> spp.	457 74	<i>Abra alba</i>	187 39	<i>Polydora</i> spp.	150 22	
	<i>Harmothoe sarsi</i>	74 12	<i>Diastylis rathkei</i>	81 17	<i>Pectinaria koreni</i>	137 20	
	<i>Diastylis rathkei</i>	39 6	<i>Mysella bidentata</i>	59 12	<i>Capitella capitata</i>	62 9	
	<i>Capitella capitata</i>	16 3	<i>Pectinaria koreni</i>	34 7	<i>Diastylis rathkei</i>	61 9	
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	9 1	<i>Capitella capitata</i>	24 5	<i>Mysella bidentata</i>	58 8	
	<i>Pectinaria koreni</i>	8 1	<i>Harmothoe sarsi</i>	18 4	<i>Abra alba</i>	54 8	
	<i>Anaitides maculata</i>	8 1	<i>Polydora</i> spp.	16 3	<i>Paraonis gracilis</i>	26 4	
	<u>Summe</u>	493 100	<i>Heteromastus filiformis</i>	15 3	<i>Heteromastus filiformis</i>	24 4	
			<i>Nephtys</i> spp.	14 3	<i>Paraonis fulgens</i>	24 4	
			<i>Ampharete acutifrons</i>	8 2	<i>Corbula gibba</i>	23 3	
			<i>Anaitides maculata</i>	8 2	<i>Harmothoe sarsi</i>	23 3	
			<i>Halicryptus spinulosus</i>	7 1	<i>Nephtys</i> spp.	18 3	
			<i>Macoma baltica</i>	6 1	<i>Halicryptus spinulosus</i>	9 1	
			<u>Summe</u>	484 100	<u>Summe</u>	682 100	

Tab. 17:

Dominante Arten im Westgebiet 1968 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtbio­masse (Gewichte als AFTG; Arctica und Astarte sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Die Gewichte sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Station 1		Station 2		Station 3	
	Art	g/m <sup>2</sup> %	Art	g/m <sup>2</sup> %	Art	g/m <sup>2</sup> %
1968	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,17 65	<i>Diastylis rathkei</i>	0,09 20		
1969	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,05 19	<i>Pectinaria koreni</i>	0,09 19		
	<i>Capitella capitata</i>	0,02 8	<i>Abra alba</i>	0,05 12		
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,01 5	<i>Nephtys</i> spp.	0,05 11		
	<i>Corbula gibba</i>	0,003 1	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,05 10		
	<u>Summe</u>	0,26 100	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,04 10		
		<i>Mya truncata</i>	0,04 8			
		<i>Terebellides stroemli</i>	0,02 4			
		<i>Capitella capitata</i>	0,01 3			
		<u>Summe</u>	0,46 100			
1982	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,20 36	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,34 57		
	<i>Capitella capitata</i>	0,15 27	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,11 16		
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,14 27	<i>Capitella capitata</i>	0,06 8		
	<i>Polydora</i> spp.	0,03 5	<i>Polydora</i> spp.	0,05 7		
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,02 3	<i>Diastylis rathkei</i>	0,04 6		
	<u>Summe</u>	0,54 100	<i>Mytilus edulis</i>	0,02 2		
		<i>Pectinaria koreni</i>	0,01 1			
		<u>Summe</u>	0,68 100			
1983	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,11 41	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,18 37		
	<i>Capitella capitata</i>	0,10 38	<i>Abra alba</i>	0,15 31		
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,04 16	<i>Nephtys</i> spp.	0,04 9		
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,003 1	<i>Diastylis rathkei</i>	0,03 7		
	<i>Ophiura albida</i>	0,003 1	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,03 7		
	<u>Summe</u>	0,26 100	<i>Heteromastus filiformis</i>	0,02 3		
			<i>Cardium fasciatum</i>	0,01 2		
			<i>Scoloplos armiger</i>	0,01 1		
		<u>Summe</u>	0,49 100			
1984	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,23 55	<i>Abra alba</i>	0,37 33	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,33 30
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,07 16	<i>Nephtys</i> spp.	0,27 24	<i>Nephtys</i> spp.	0,23 21
	<i>Anaitides maculata</i>	0,05 11	<i>Diastylis rathkei</i>	0,15 14	<i>Abra alba</i>	0,21 19
	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,04 9	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,13 12	<i>Diastylis rathkei</i>	0,21 19
	<i>Capitella capitata</i>	0,01 3	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,07 6	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,04 4
	<u>Summe</u>	0,42 100	<i>Corbula gibba</i>	0,03 3	<i>Corbula gibba</i>	0,03 2
			<i>Polydora</i> spp.	0,02 2	<i>Polydora</i> spp.	0,02 2
			<i>Heteromastus filiformis</i>	0,02 2	<u>Summe</u>	1,09 100
			<i>Anaitides maculata</i>	0,02 2		
			<i>Pectinaria koreni</i>	0,02 2		
		<i>Mysella bidentata</i>	0,01 1			
		<u>Summe</u>	1,12 100			
1985	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,43 76	<i>Abra alba</i>	0,44 41	<i>Nephtys</i> spp.	0,18 27
	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,07 12	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,21 19	<i>Halicryptus spinulosus</i>	0,17 25
	<i>Diastylis rathkei</i>	0,04 8	<i>Nephtys</i> spp.	0,15 14	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,08 12
	<i>Polydora</i> spp.	0,01 2	<i>Harmothoe sarsi</i>	0,08 7	<i>Abra alba</i>	0,08 12
	<u>Summe</u>	0,45 100	<i>Macoma baltica</i>	0,08 7	<i>Diastylis rathkei</i>	0,07 11
			<i>Diastylis rathkei</i>	0,08 7	<i>Pectinaria koreni</i>	0,03 4
		<u>Summe</u>	1,06 100	<i>Capitella capitata</i>	0,02 2	
				<i>Heteromastus filiformis</i>	0,01 1	
				<i>Polydora</i> spp.	0,01 1	
				<i>Mysella bidentata</i>	0,01 1	
				<u>Summe</u>	0,65 100	

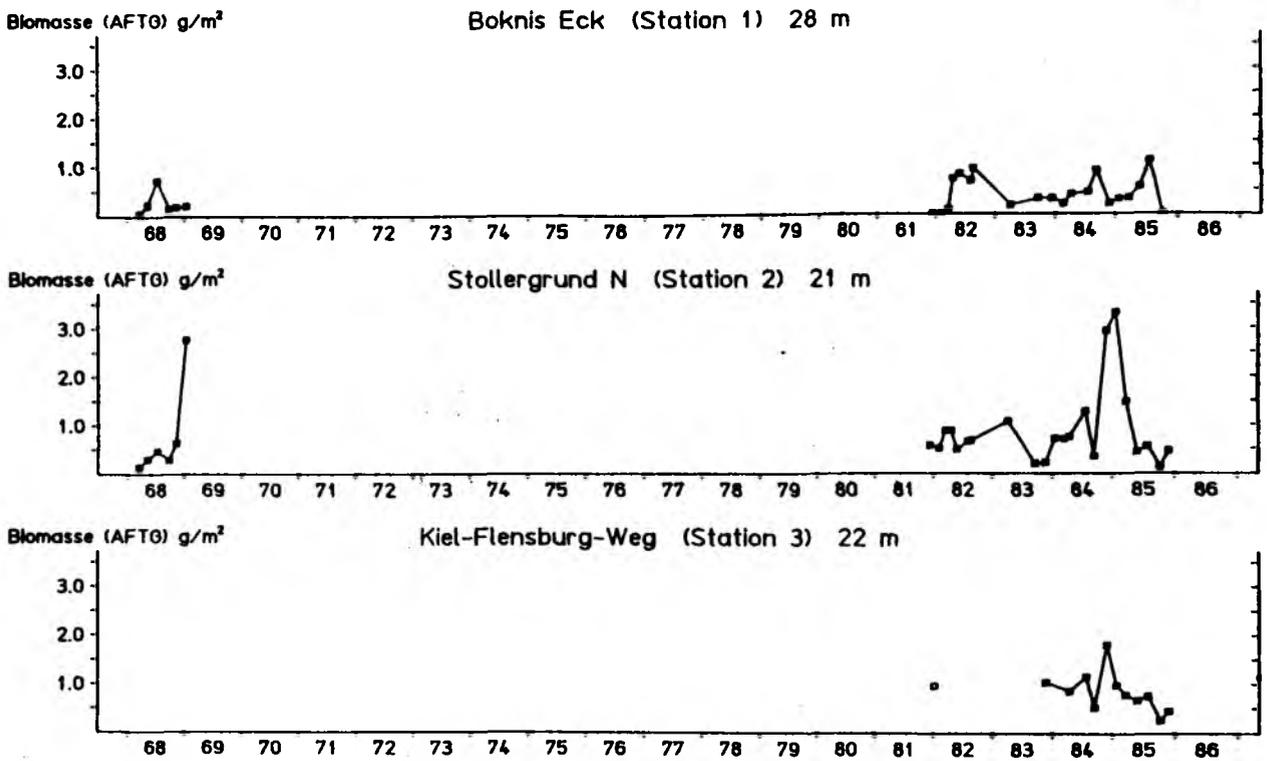


Abb. 125: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

Diastylis rathkei, das andere Mal Bathyporeia pelagica). Erheblichen Artenrückgang gab es hier auch im September 1983, im September 1984 und Juli bis Oktober 1985. Auf Station 2 gab es nach 1981 Einbrüche im September 1983 und im Oktober 1985, als nur in zwei der drei Greiferproben Tiere gefunden wurden. Auf Station 3 gab es deutlich geringere Artenzahlen von Juli bis September 1984 und im Oktober 1985. Parallel mit der Artenzahl einher ging auch die Fluktuation der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte), dargestellt in Abb. 125.

#### MOLLUSKEN:

Die wichtigste Muschelart war auch im westlichen Tiefengebiet Abra alba (Abb. 126 und 127, Tab. 16 und 17), allerdings war ihr Vorkommen geringer als in den anderen Gebieten. 1968/69 gab es sie nur auf Station 2, mit höchstens 20 Ind./m<sup>2</sup>. Nach der Katastrophe von 1981 wurden hier bereits im Februar 1982 zwei Einzeltiere gefunden, früher als sonst überall. Regelmäßig trat A. alba aber erst ab Mai 1982 auf. Im August kam sie auf 120 Ind./m<sup>2</sup>, jedoch war die Biomasse noch äußerst gering (5 mg/m<sup>2</sup>). Im April 1983 wurden 0,30 g/m<sup>2</sup> erreicht. Von August 1982 bis April 1983 war A. alba sogar auf Station 1 zu finden, wo sie sonst nie auftrat. Hier gab es im April 1983 103 Ind./m<sup>2</sup>,

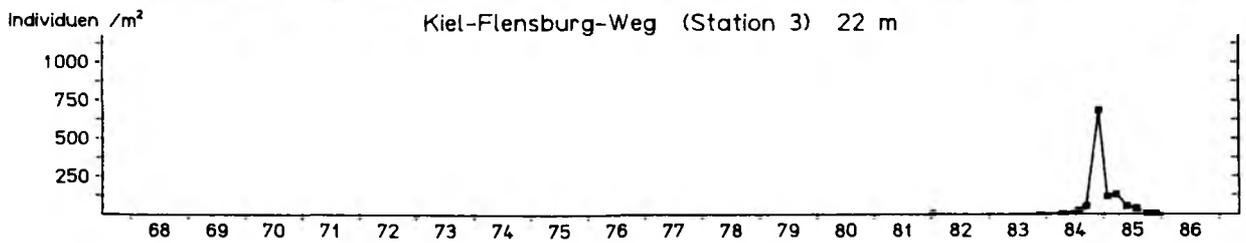
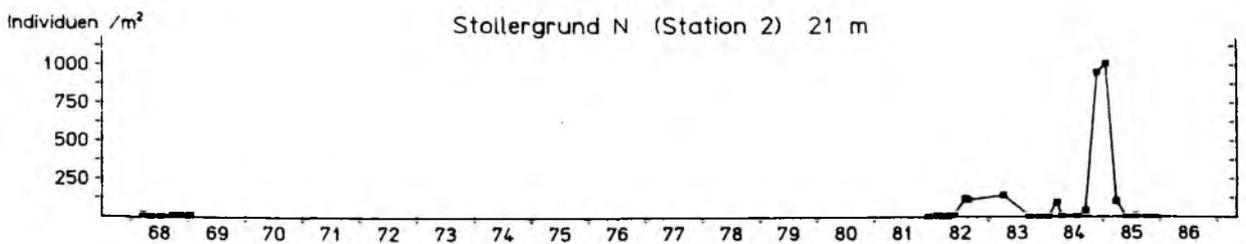


Abb. 126: Abundanz von Abra alba im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

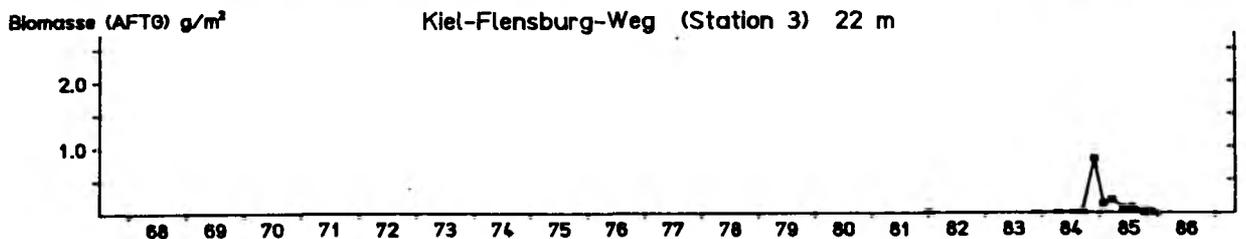
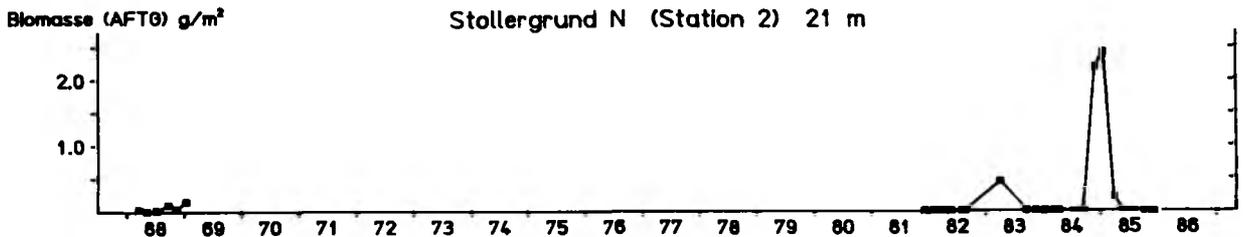


Abb. 127: Biomasse von Abra alba im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

frisch gesiedelte Tiere ohne nennenswerte Biomasse. Der Sauerstoffmangel 1983 vernichtete den Bestand vollständig. Im März 1984 wurde A. alba wieder häufig, konnte sich aber zunächst noch nicht halten. Erst im Herbst 1984 gingen die Zahlen sprunghaft in die Höhe. Die Höchstwerte waren 1010 Ind./m<sup>2</sup> und 2,41 g/m<sup>2</sup> im Januar 1985 auf Station 2 und 680 Ind./m<sup>2</sup> und 0,82 g/m<sup>2</sup> im November 1984 auf Station 3. Gleich danach gingen die Werte erheblich zurück. Auf Station 2 wurden nach März 1985 nur noch zwei Tiere gefunden, auf Station 3 gab es seit Oktober 1985 keine Funde mehr.

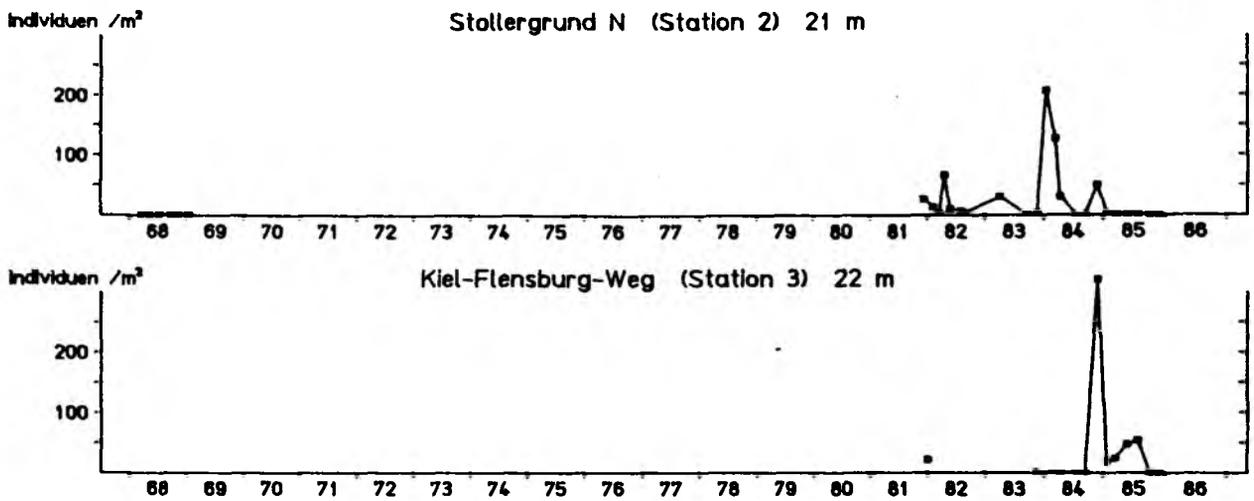


Abb. 128: Abundanz von Corbula gibba im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

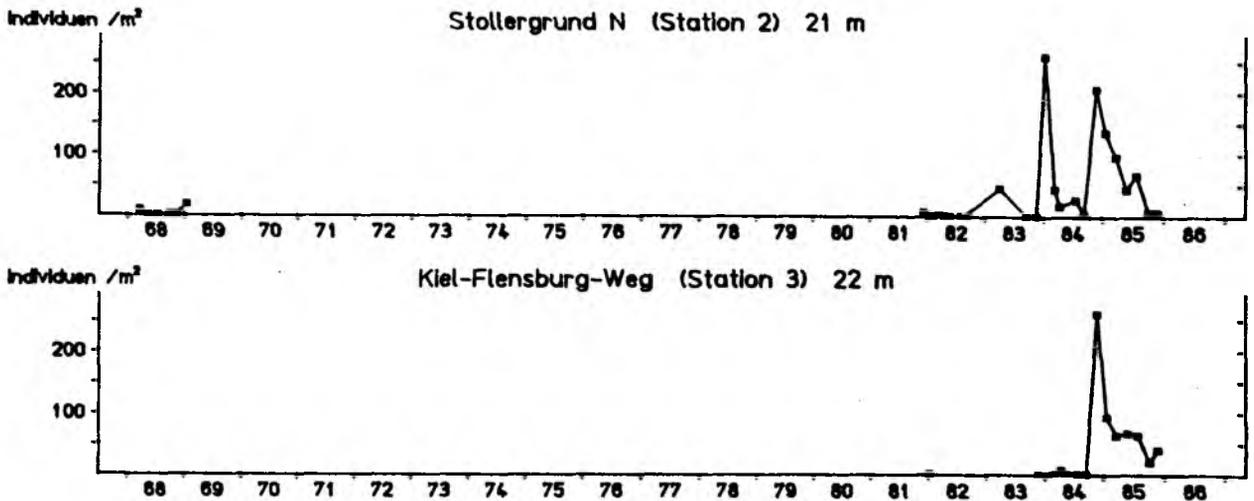


Abb. 129: Abundanz von Myrella bidentata im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

Von Corbula gibba (Abb. 128, Tab. 16 und 17) wurde 1968/69 nur 1 Tier auf Station 1 gefunden. Hier war die Art auch später ohne Bedeutung. Auf den Stationen 2 und 3 dagegen war sie danach offenbar häufiger, denn hier gehörte sie 1981 zu den Überlebenden des Sauerstoffmangels. 1983, nach erneutem Sauerstoffschwund, kam sie zwar im Oktober auf beiden Stationen nicht mehr vor. Aber auf Station 2 gab es in späteren Proben große Exemplare bis 6 mm Länge, die an Ort und Stelle überlebt haben könnten. Hier war die Art im Januar 1984 plötzlich so zahlreich wie sonst nie, mit 207 Ind./m<sup>2</sup> und 0,13 g/m<sup>2</sup>. Sehr schnell jedoch gingen die Zahlen zurück. Von Juli bis September 1984 wurden keine

Tiere mehr gefunden. Nach erneutem Auftreten im November 1984 und Januar 1985 gab es hier überhaupt keine Funde mehr. Auf Station 3 wurde C. gibba im November 1984 zum ersten Mal wieder gefunden, und zwar gleich mit einem Höchstwert von 320 Ind./m<sup>2</sup> und 0,10 g/m<sup>2</sup>. Danach war die Abundanz deutlich geringer. Hier gab es erst ab Oktober 1985 keine Funde mehr.

Mysella bidentata (Abb. 129, Tab. 16 und 17) war 1968/69 nur auf Station 2 zweimal gefunden worden. 1981 war die Art bereits in den ersten Proben nach dem Zusammenbruch vertreten. Nach einem kurzfristigen Anstieg der Individuenzahl im April 1983 wurde sie zuerst im Januar 1984 auf Station 2 häufig, sogleich mit dem Höchstwert von 260 Ind./m<sup>2</sup>. Im Sommer 1984 gingen die Zahlen wieder stark zurück, um im November erneut anzusteigen, diesmal auch auf Station 3, wo nun ebenfalls 260 Ind./m<sup>2</sup> erreicht wurden. 1985 ging der Bestand stetig zurück, auf Station 2 deutlicher als auf Station 3. Auf Station 1 gab es die ganze Zeit über nur sporadische Einzelfunde.

#### CRUSTACEEN:

Kennzeichnend ist für Diastylis rathkei (Abb. 130 und 131, Tab. 16 und 17) in allen anderen Gebieten der deutlich ausgeprägte Jahresgang von Abundanz und Biomasse. Auf den Stationen 1, 2 und 3 dagegen ist ein solcher Jahresgang nur sehr schwach erkennbar. 1968/69 war D. rathkei nur auf Station 2 so zahlreich, daß die Art in Abundanz und Biomasse eine deutliche Spitzenstellung einnahm. Erst seit Ende 1983 jedoch gingen auf allen drei Stationen Abundanz und Biomasse erheblich in die Höhe und erreichten im Sommer 1984 Höchstwerte bis zu 1023 Ind./m<sup>2</sup> und 0,31 g/m<sup>2</sup> auf Station 3, 530 Ind./m<sup>2</sup> und 0,27 g/m<sup>2</sup> auf Station 2 und 280 Ind./m<sup>2</sup> und 0,13 g/m<sup>2</sup> auf Station 1. Danach gingen bis zum Ende der Untersuchung die Werte erheblich zurück. Im Oktober und November 1985 gab es auf Station 1 und 2 überhaupt keine, auf Station 3 noch je 2 Einzeltiere in den Greiferproben.

#### POLYCHAETEN:

Von Nephtys spp. (Abb. 132 und 133, Tab. 16 und 17) war auf Station 1 nur ein einziges Mal (August 1982) ein einzelnes Tier gefunden worden. Auf Station 2 dagegen war Nephtys spp. bereits 1968/69 einer der wichtigsten Polychaeten, wenn auch nur von geringer Häufigkeit. Hier

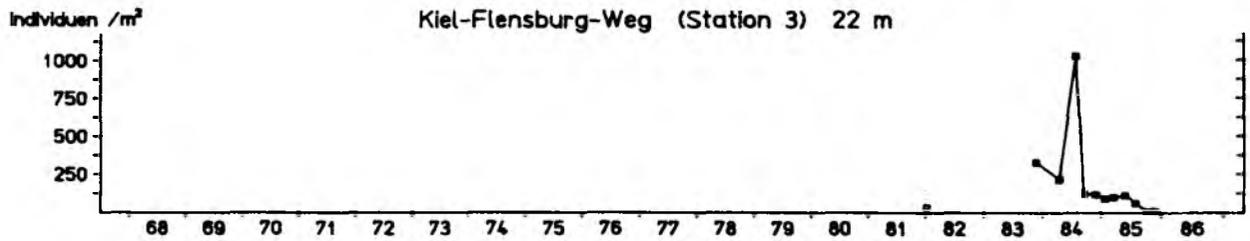
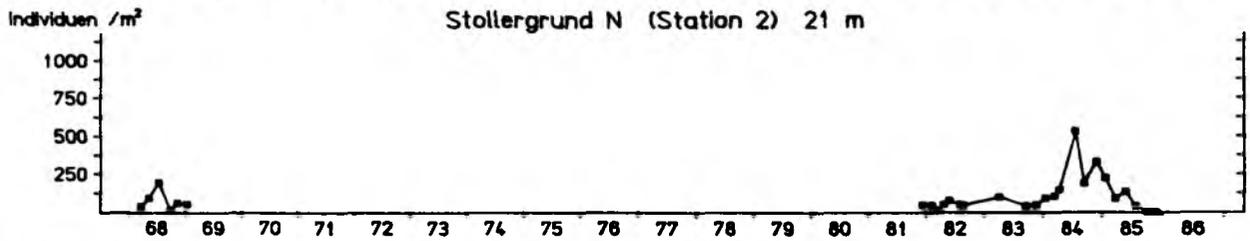
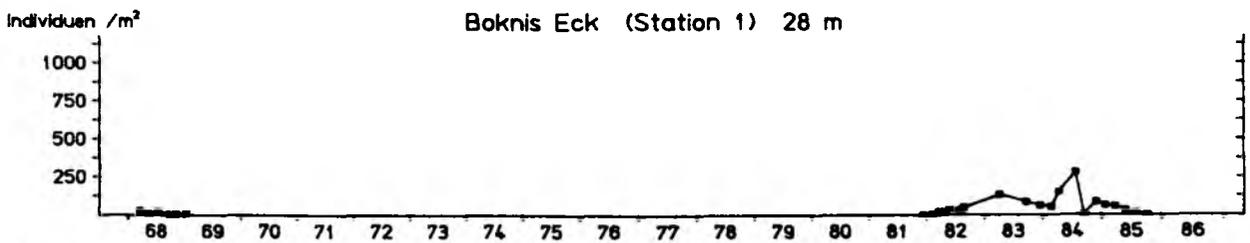


Abb. 130: Abundanz von Diastylis rathkei im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

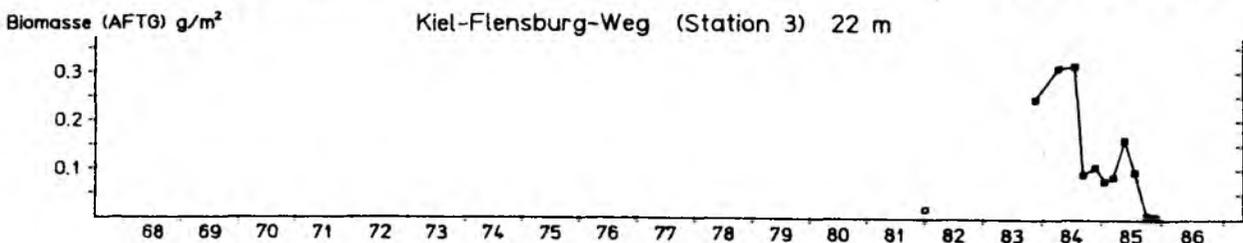
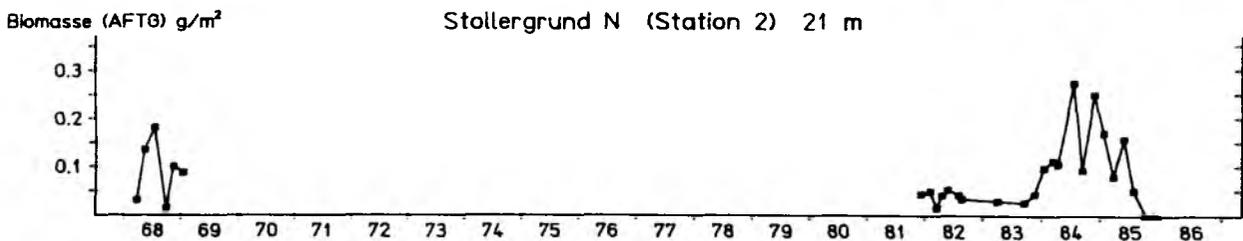
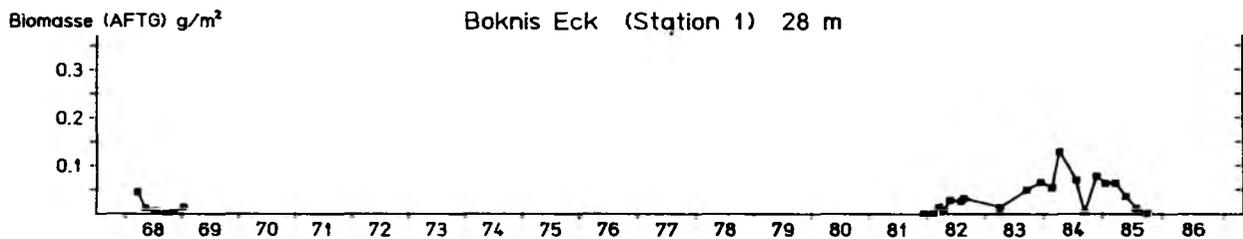


Abb. 131: Biomasse von Diastylis rathkei im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

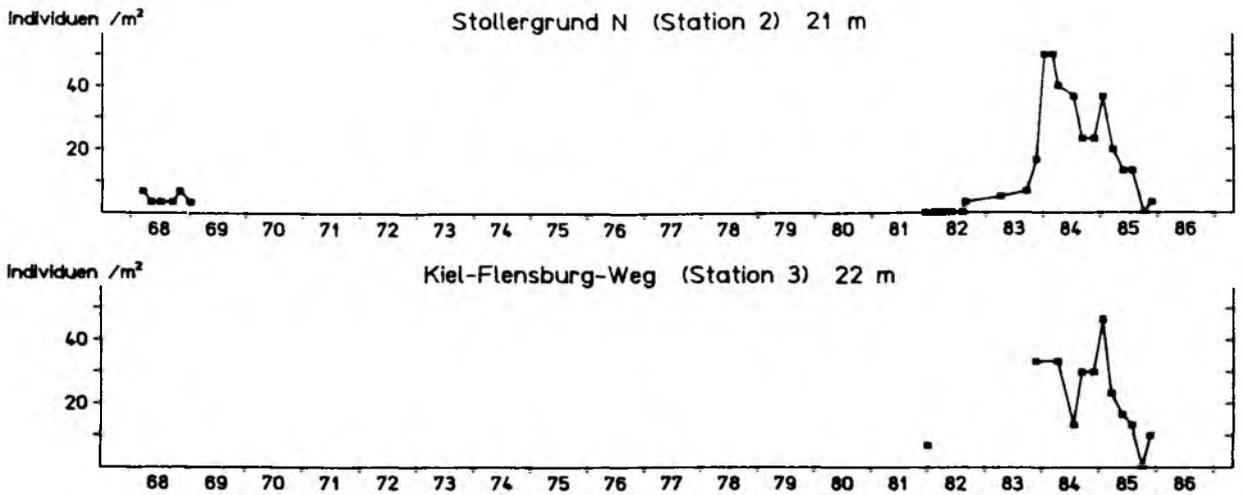


Abb. 132: Abundanz von Nephtys spp. im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

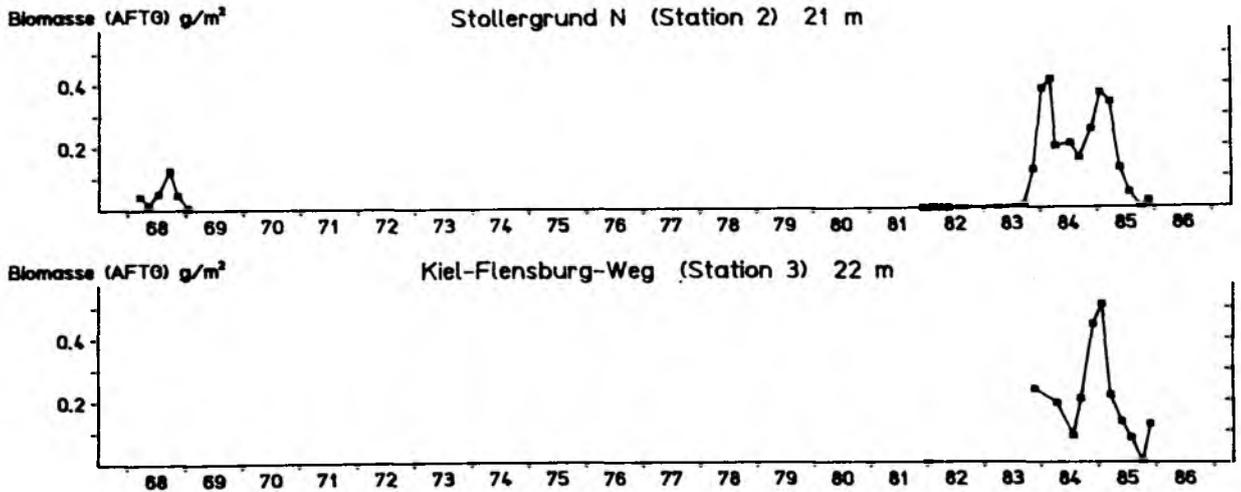


Abb. 133: Biomasse von Nephtys spp. im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

wie auch auf Station 3 hatte Nephtys spp. seit 1983 im Jahresmittel die höchste Biomasse von allen Polychaeten. Die ersten Funde nach 1981 gab es bereits im Januar 1982 auf Station 3. Häufig wurde Nephtys spp. jedoch erst Ende 1983, mit höchstens 50 Ind./m<sup>2</sup> und 0,51 g/m<sup>2</sup> im Januar 1985 auf Station 3. Danach gingen die Werte steil zurück, und im Oktober 1985 wurde kein Nephtys spp. mehr gefunden. Jedoch bereits im November kehrte Nephtys spp. wieder zurück. Die Tiere maßen von 1983 bis 1985 überwiegend 30 bis 40 mm, einige erreichten 50 mm, nur drei waren noch größer. Der längste maß 78 mm. Das mittlere Gewicht pro Tier ging nie über 15 mg hinaus. Nur 1968/69 auf Station 2 hatte

es größere Tiere gegeben, als das mittlere Gewicht an 40 mg heranreichte.

Harmothoe sarsi (Abb. 134 und 135, Tab. 16 und 17) war im westlichen Tiefengebiet häufiger als in den anderen Gebieten, vor allem auf Station 1. Dafür gab es hier nicht den überall woanders deutlich ausgeprägten Jahresgang. Er war auf Station 1 überhaupt nicht und auf den Stationen 2 und 3 nur undeutlich zu erkennen. 1968/69 war das Vorkommen noch relativ gering, maximal 30 Ind./m<sup>2</sup> und 0,25 g/m<sup>2</sup> auf Station 1. Nach der Katastrophe von 1981 war H. sarsi schon in den ersten Proben aus dem Dezember auf Station 2 zu finden. Auf Station 1 dagegen gab es den ersten Fund erst im April 1982. In der einzelnen Probennahme auf Station 3 im Januar 1982 war noch kein Exemplar zu finden. Die Abundanz stieg im Frühjahr 1982 steil an und gipfelte im Mai 1982 mit 97 bzw. 83 Ind./m<sup>2</sup> auf den Stationen 1 und 2. Die Biomasse dagegen erreichte erst im August 1982 ihr Maximum bei 0,49 bzw. 0,37 g/m<sup>2</sup>. Der Bestand ging danach bis September 1983 auf Null zurück. Einen erneuten Anstieg gab es im Juli 1984 auf allen drei Stationen. Im August 1984 war auch bei der Fischerei das Grundschieppnetz dicht mit H. sarsi besetzt (siehe 3.4.3). Während auf den Stationen 2 und 3, dem Jahresgang folgend, das nächste Maximum erst im Sommer 1985 erreicht wurde, kam es auf Station 1 bereits im Januar 1985 zu dem Spitzenwert von 110 Ind./m<sup>2</sup>. Im Juli 1985, als H. sarsi neben D. rathkei und Polydora spp. die einzige vorkommende Art war, erreichte sie mit 1,07 g/m<sup>2</sup> die höchste im Untersuchungsgebiet je gefundene Biomasse. Im Oktober 1985 war Station 1 gänzlich ausgestorben, und im November 1985 wurde nur auf Station 3 noch ein einzelnes Tier gefunden.

Die Wiederbesiedelungsphasen nach den Zusammenbrüchen 1981, 1983 und auch 1985 sind deutlich markiert durch das massenhafte Auftreten der beiden Opportunisten Capitella capitata und Polydora spp. (Abb. 136 und 137, Tab. 16 und 17). 1968/69 war nur C. capitata vereinzelt aufgetreten, Polydora spp. überhaupt nicht. Besonders das Vorkommen von C. capitata war in den o.g. Jahren zeitlich scharf begrenzt: auf den Stationen 1 und 2 auf wenige Monate, und auf Station 3 kam sie nur je einmal vor. Die höchste Abundanz wurde im Dezember 1983 auf Station 1 mit 1887 Ind./m<sup>2</sup> erreicht. Am geringsten waren die Zahlen auf Station 2 (maximal 373 Ind./m<sup>2</sup>). Das Auftreten von Polydora spp. deckte sich weitgehend mit dem von C. capitata, allerdings waren die Maxima

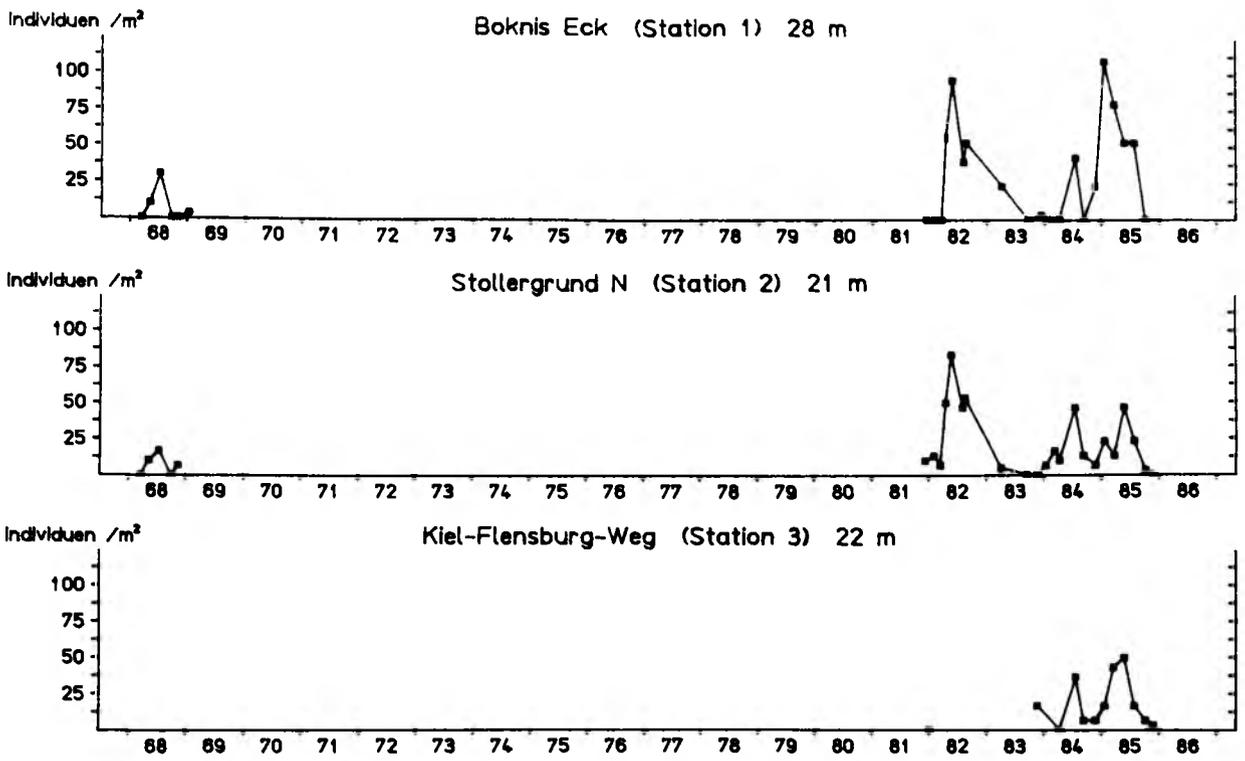


Abb. 134: Abundanz von Harmothoe sarsi im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

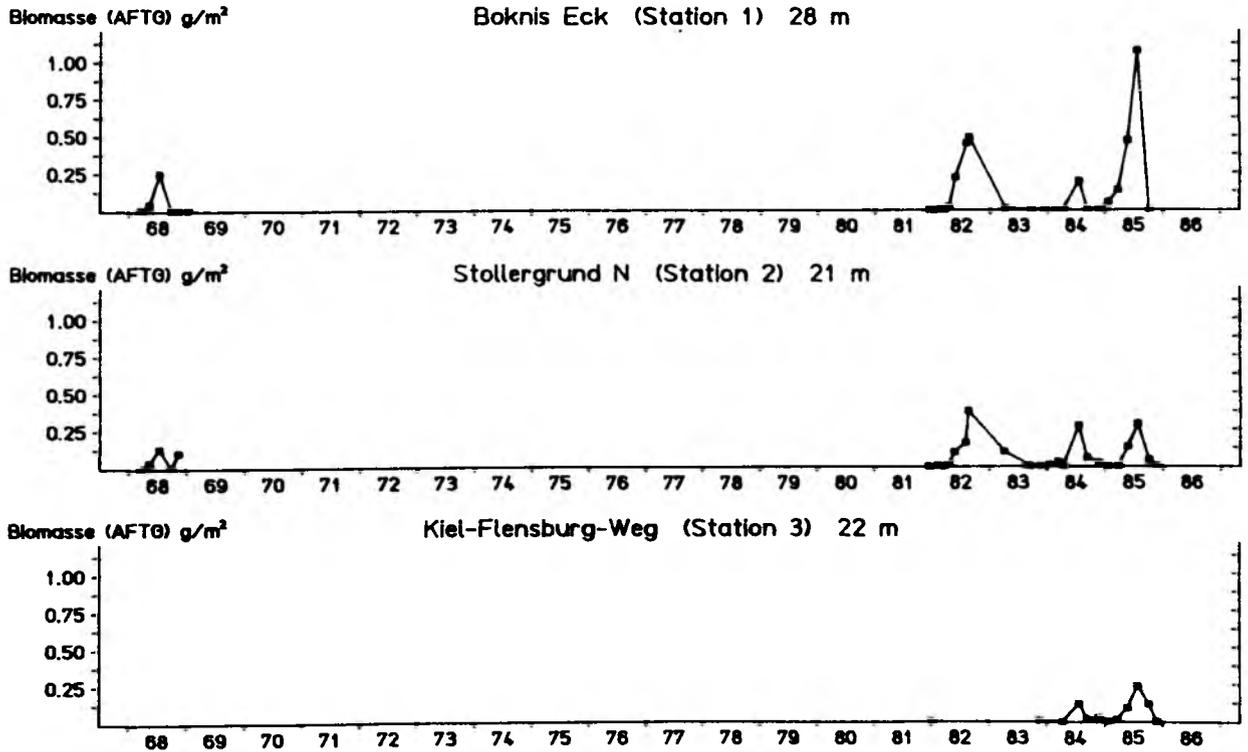
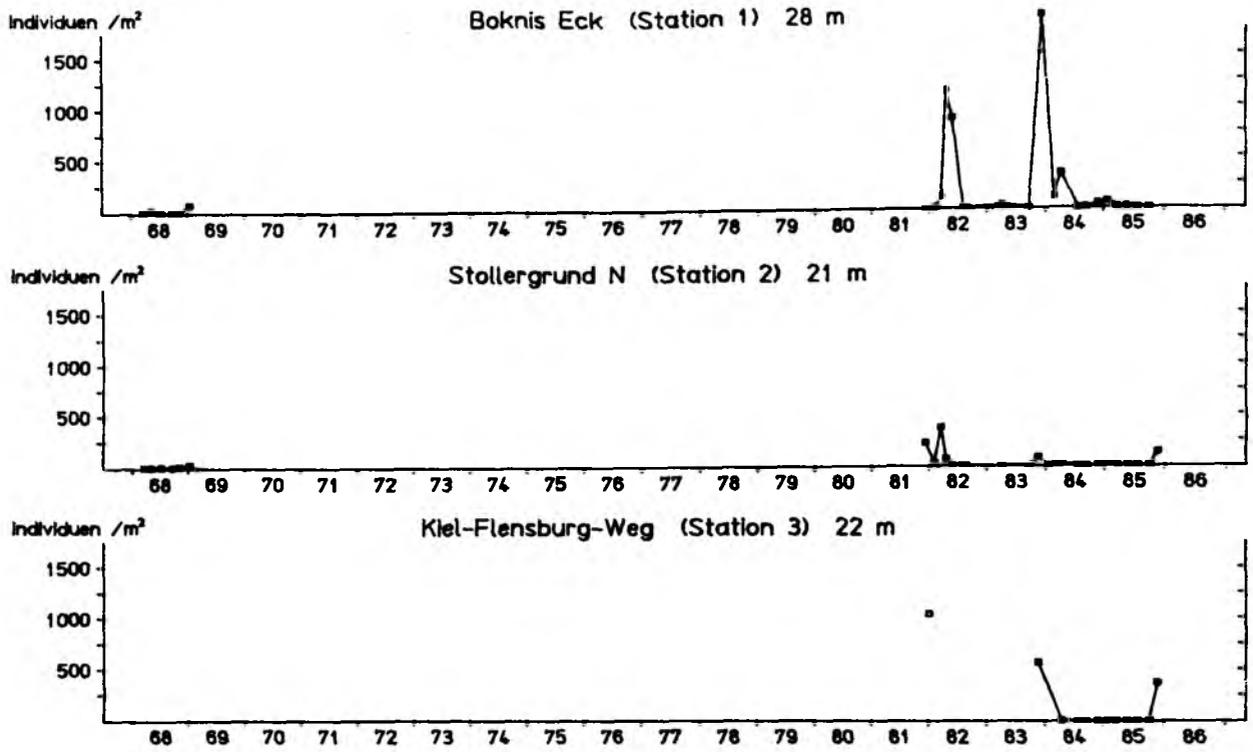
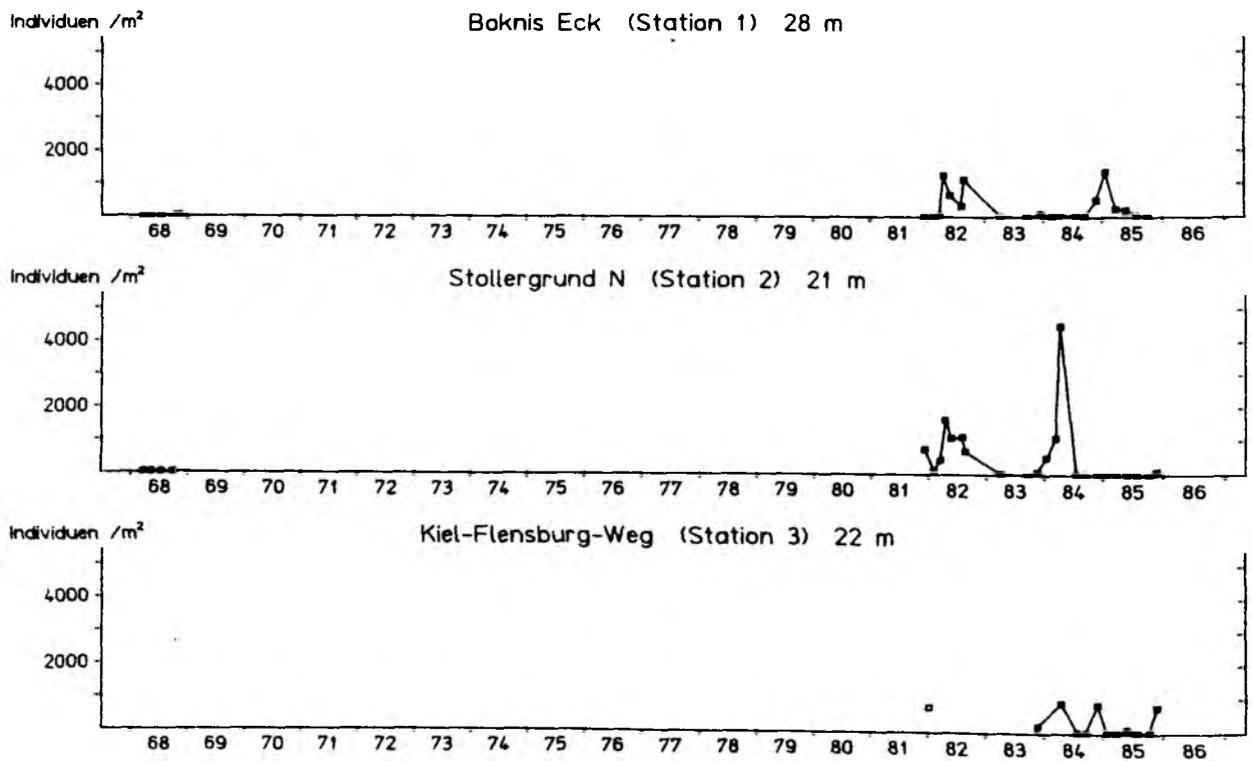


Abb. 135: Biomasse von Harmothoe sarsi im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985



**Abb. 136:** Abundanz von Capitella capitata im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985



**Abb. 137:** Abundanz von Polydora spp. im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

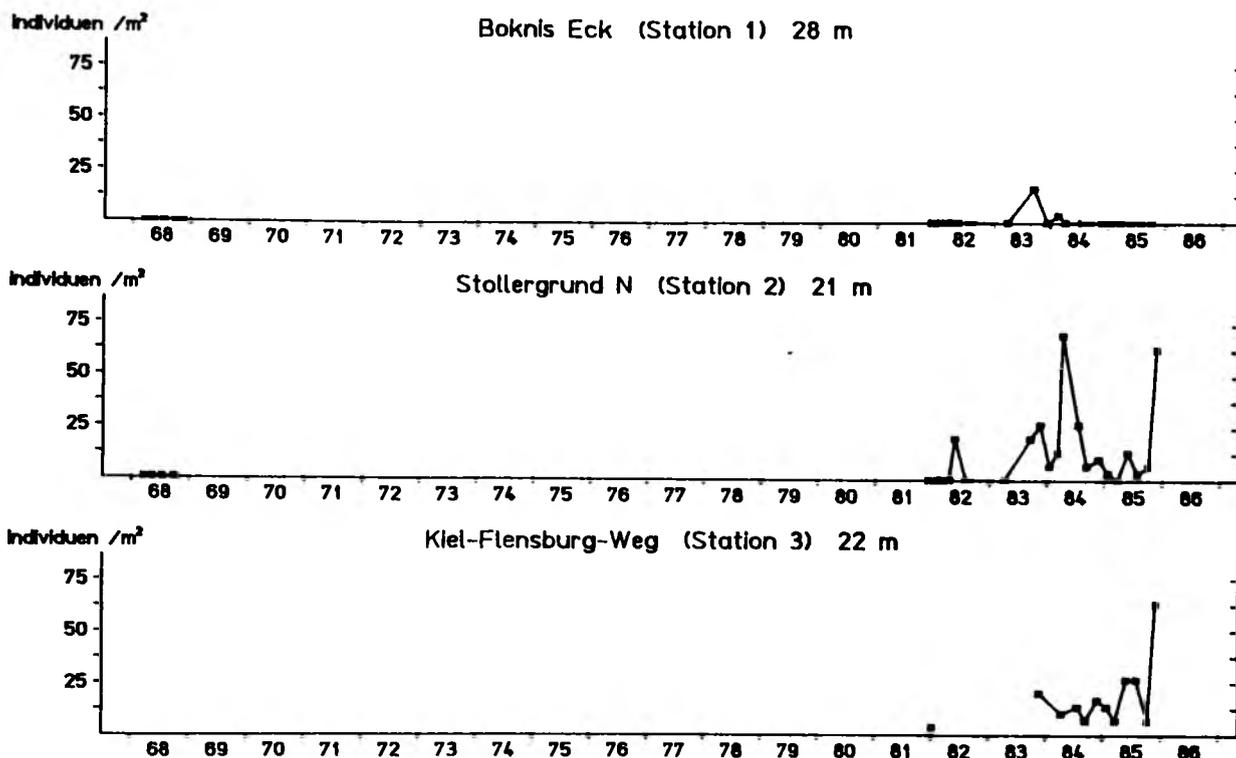


Abb. 138: Abundanz von Heteromastus filiformis im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

bei Polydora spp. um einige Monate versetzt und das Vorkommen hielt länger an. Dieser Polychaet war auf Station 2 am häufigsten, mit einem Höchstwert von 4490 Ind./m<sup>2</sup> im April 1984. Erst im Januar 1985 wurde mit 1360 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 1 der Höchstwert erreicht, wohl als Folge des Sauerstoffmangels 1984 (siehe 3.2.2).

Heteromastus filiformis (Abb. 138, Tab. 16 und 17) war 1968/69 nicht gefunden worden und tauchte auf Station 1 auch nur im September 1983 und im Februar 1984 mit wenigen Exemplaren auf. Dagegen war die Art auf den Stationen 2 und 3 schon 1982 zu je einem Termin gefunden worden und war seit Herbst 1983 in fast allen Proben vertreten. Besonders häufig war sie im April 1984 auf Station 2 mit 70 Ind./m<sup>2</sup> und auf beiden Stationen im November 1985 mit je 63 Ind./m<sup>2</sup>.

Paraonis fulgens und P. gracilis (Abb. 139 und 140, Tab. 16) waren ebenfalls 1968/69 nicht gefunden worden. P. gracilis war seit Anfang 1982, P. fulgens seit 1983 auf den Stationen 2 und 3 regelmäßig zu finden. Beide waren am häufigsten auf Station 3, wo P. gracilis im Januar 1982 mit 87 Ind./m<sup>2</sup>, im Mai 1985 mit 93 Ind./m<sup>2</sup> und P. fulgens im Juli 1985 mit 63 Ind./m<sup>2</sup> vertreten waren.

Von Anaitides maculata (Abb. 141, Tab. 16 und 17) hatte es nur im Januar 1969 einige Tiere gegeben. Seit 1982 trat diese Art regelmäßig

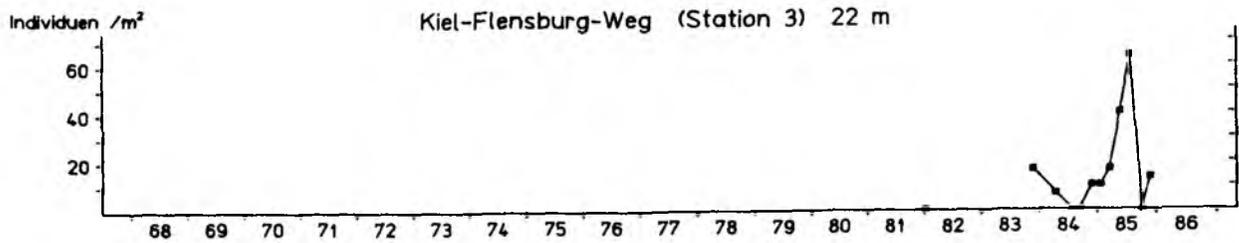
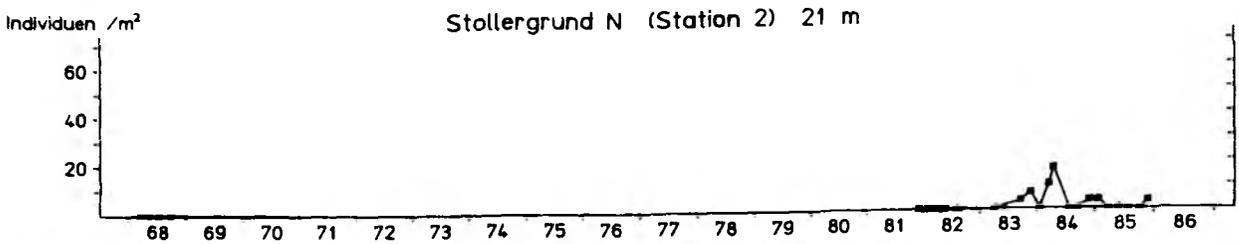


Abb. 139: Abundanz von Paraonis fulgens im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

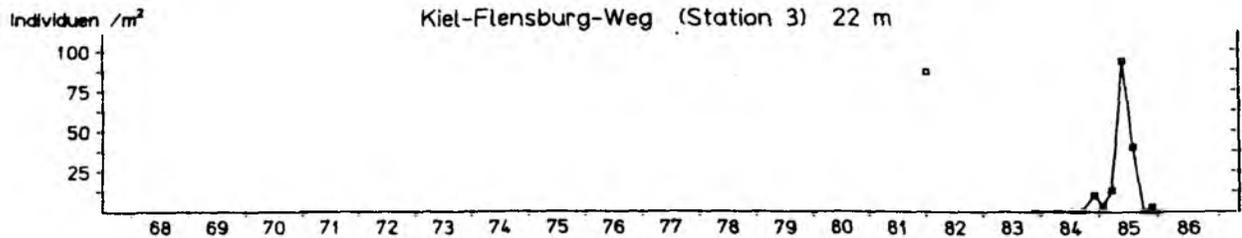
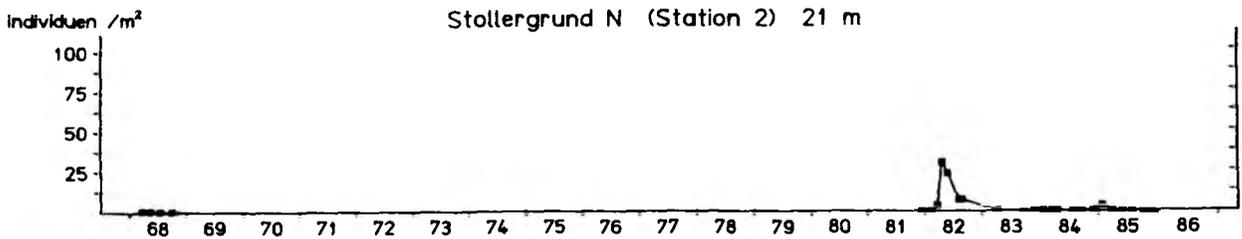


Abb. 140: Abundanz von Paraonis gracilis im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

auf und war am häufigsten im April 1984 mit maximal 87 Ind./m<sup>2</sup> (Station 2).

Pectinaria koreni (Tab. 16 und 17) kam auf Station 1 1968/69 überhaupt nicht vor und war erst 1984/85 ein seltener Gast. Auf den Stationen 2 und 3 war die Art regelmäßig zu finden. Häufig wurde sie jedoch erst im November 1985 nach dem vorherigen weitgehenden Absterben der Bodenfauna, als sie plötzlich mit 130 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 2 und 690 Ind./m<sup>2</sup> auf Station 3 siedelte.

Nur auf den Stationen 2 und 3 und auf die Zeit von November 1984 bis Juli 1985 beschränkt tauchte Ampharete acutifrons (Tab. 16) auf.

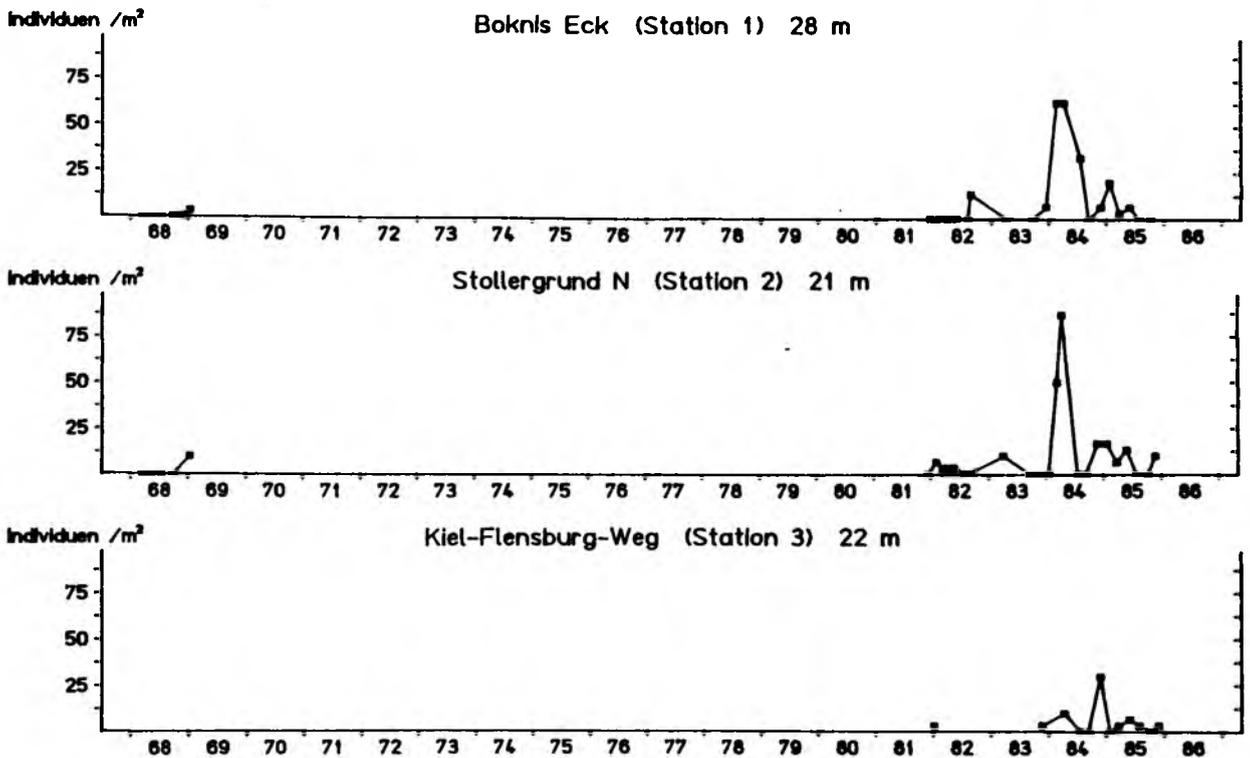


Abb. 141: Abundanz von Anaitides maculata im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

Höchstwert: 30 Ind./m<sup>2</sup> im Januar 1985 auf Station 2.

Terebellides stroemi (Tab. 16 und 17) kam nur auf Station 2 vor. Von September 1968 bis Januar 1969 stieg die Abundanz auf 40 Ind./m<sup>2</sup>. Später wurde die Art überhaupt nicht mehr gefunden.

#### SONSTIGE:

Halicryptus spinulosus (Abb. 142 und 143, Tab. 16 und 17) gilt als typischer Vertreter der Faulschlammgebiete hier im Westen der Kieler Bucht (z.B. REMANE, 1940). Auch 1968/69 war diese Art im Westgebiet regelmäßig gefunden worden, auf Station 1 (maximal 77 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 0,46 g/m<sup>2</sup>) zahlreicher als auf Station 2. Auch nach 1981 kam H. spinulosus ziemlich regelmäßig vor, und auf Station 3 fehlte die Art bei keiner Probennahme. Am zahlreichsten war sie Anfang 1982, mit einem Höchstwert von 210 Ind./m<sup>2</sup> im Januar auf Station 3. Die Biomasse war zu dieser Zeit noch gering, da es sich um kleine, frisch gesiedelte Tiere handelte. Sie erreichte im April 1982 auf Station 2 mit 0,63 g/m<sup>2</sup> ihr erstes Maximum. Von Station 3 gibt es aus dieser Zeit keine Daten, aber nach dem Auftakt im Januar (s.o.) war die Biomasse hier womöglich noch höher. Die höchste Biomasse gab es mit 0,87 g/m<sup>2</sup> im September 1984 auf Station 1, zu einem Zeitpunkt, als hier außer

H. spinulosus nur noch C. capitata zu finden war. Sonst war hier die Biomasse geringer als auf den beiden anderen Stationen. Aber hier wie dort hatten Abundanz und Biomasse bis Ende 1985 fallende Tendenz. Bemerkenswert ist, daß auf allen Stationen zwar jederzeit neben vielen jungen auch alte Exemplare bis über 20 mm Länge und 50 mg Gewicht vorkamen, die also sicherlich den Sauerstoffmangel überlebt hatten. Andererseits tauchte H. spinulosus nach der Katastrophe des Sommers 1981 auf Station 1 erst im April 1982 wieder auf, so daß fraglich ist, ob die zu dieser Zeit gefundenen großen Tiere tatsächlich an Ort und Stelle überlebt hatten. Im Herbst 1983 verschwand die Art für kurze Zeit auf den Stationen 1 und 2. Im Sommer 1985 verschwand die Art auf Station 1 bereits im Juli, früher als in den anderen Jahren. Vielleicht überforderten die verschärften anoxischen Bedingungen (siehe 3.1 und 3.2.2) die Toleranz von H. spinulosus. Immerhin starb um diese Zeit auch Arctica islandica hier aus. Auf Station 2 fiel die Art in den Sommern 1984 und 1985 für kurze Zeit aus.

Interessant ist, daß auf Station 1 die Maxima der Biomasse 1983 und 1984 zu einer Zeit auftraten, als die Sauerstoffwerte besonders niedrig (siehe 3.2.2) und die meisten anderen Arten bereits ausgestorben waren. Da H. spinulosus tiefer im Sediment lebt als die meisten anderen Arten (ROMERO, 1983), ist die Art vielleicht erst dann mit dem Bodengreifer quantitativ erfaßbar, wenn der Schwefelwasserstoff die Tiere zur Sedimentoberfläche treibt.

Neu gegenüber den alten Daten von 1968/69, wo kein Schlangensterne gefunden wurde, war das Auftreten von Ophiura albida seit Anfang 1983. Es waren zwar nur wenige geringe Funde, aber immerhin kam O. albida sogar auf Station 1 vereinzelt vor.

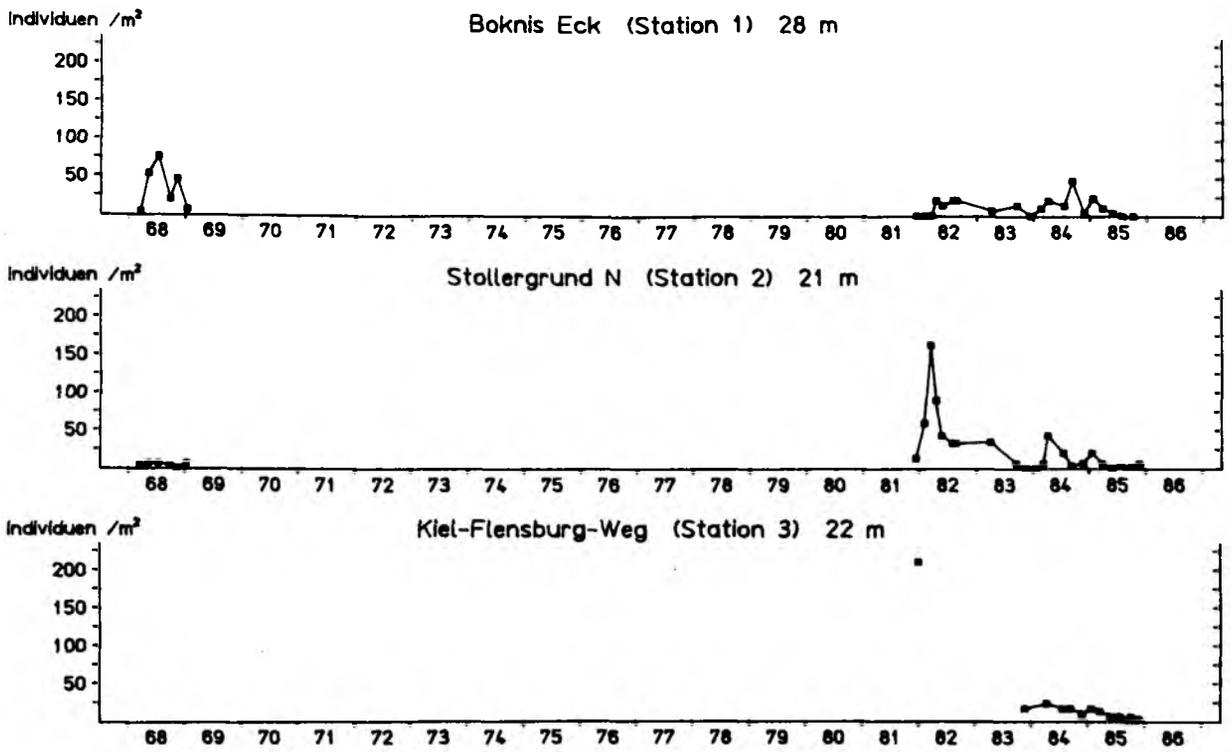


Abb. 142: Abundanz von *Halicryptus spinulosus* im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

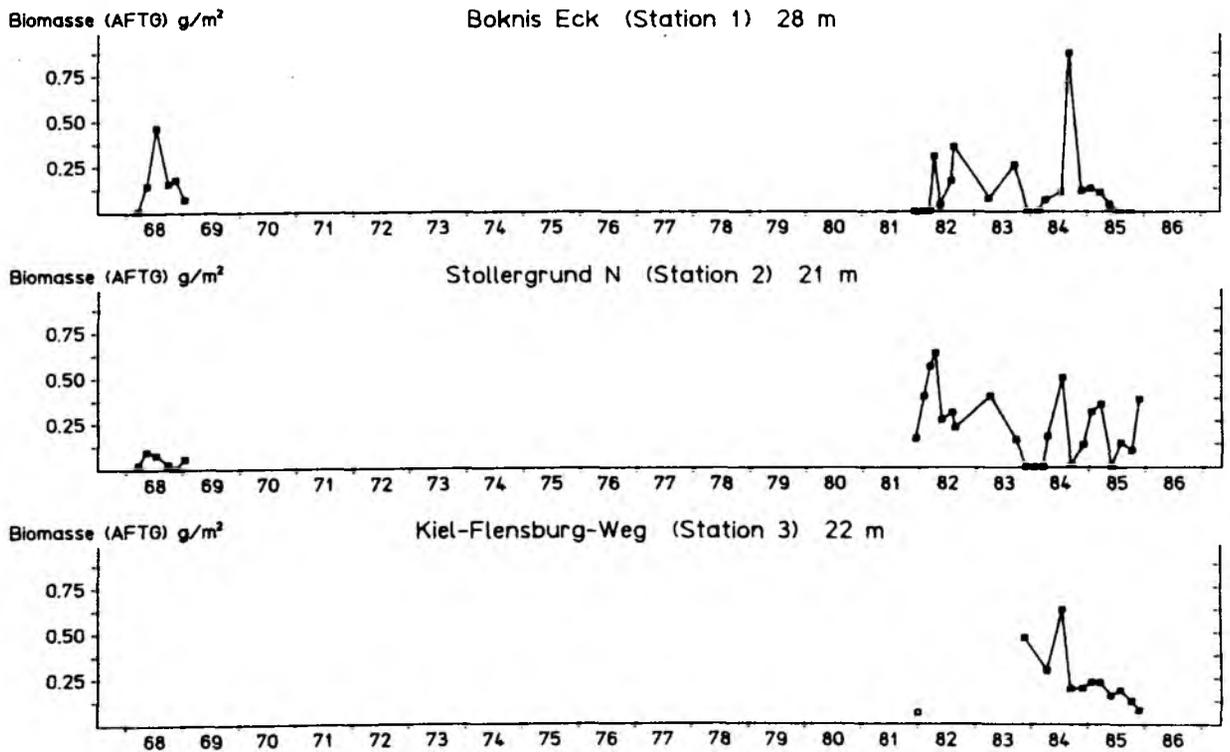


Abb. 143: Biomasse von *Halicryptus spinulosus* im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

### 3.3.7 Boknis Eck, Station 10 (1977/78 und 1980 - 1985)

Abgesehen von einer Unterbrechung von eineinhalb Jahren (1979/80) wurde Station 10 von 1977 bis 1985 durchgehend untersucht und ist damit nach Süderfahrt und Millionenviertel die am häufigsten untersuchte Station in der Kieler Bucht (Tab. A2 im Anhang). Zudem weist sie auch die höchste Artenzahl von allen auf. Sie liegt auf feinsandigem Grund am Steilhang, so daß schon bei geringer Verdriftung des Schiffes während der Probennahme Positionsfehler möglich sind, die infolge der Hanglage sehr verschiedene Benthosgemeinschaften ergeben, die hier auf engen Raum nebeneinander leben. Diese artenreichste aller Stationen (wenn auch der Artenreichtum zum Teil infolge Verdriftung auf der Addition mehrerer Artenspektren beruht) liegt nur 1 Seemeile entfernt von der artenärmsten, der Faulschlammstation 1. Dort, auf 28 m Tiefe, werden stets die geringsten Sauerstoffwerte der Kieler Bucht gemessen (siehe 3.2.2); es ist daher von besonderem Interesse zu beobachten, wann die Sauerstoffarmut bis zur 20 m-Linie (Station 10) hinaufreicht.

In Tab. A10 (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die seit 1977 auf Station 10 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in Tab. 18 zusammengefaßt.

Abb. 144 zeigt die Fluktuation der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) über den gesamten Untersuchungszeitraum. 1977 war die Biomasse relativ niedrig, steigerte sich aber deutlich, um im August 1980 mit  $12,02 \text{ g/m}^2$  auf den höchsten je erreichten Wert zu kommen. Die Auswirkungen des Sauerstoffmangels 1981 sind offensichtlich. Arctica islandica und Astarte spp. waren die einzigen Überlebenden. 1983 jedoch waren hier keine Auswirkungen feststellbar. Erst 1984 ging die Biomasse auf Werte zurück, die den Jahren 1977 und 1978 vergleichbar sind.

#### MOLLUSKEN:

Die Bedeutung von Abra alba (Abb. 145, Tab. 18) war bis 1981 relativ gering. Das größte Vorkommen im Juni 1977 bestand aus  $481 \text{ Ind./m}^2$  mit  $0,91 \text{ g/m}^2$ . Im September 1981 fiel diese Art völlig aus und kehrte erst im Juli 1982 zurück. Danach ging die Abundanz sprunghaft in die Höhe,

Tab. 18:

Dominante Arten bei Boknis Eck (Station 10, 20 m) 1977 - 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtabundanz und an der Gesamtbiomasse (Gewichte als APTG; Arctica und Astarte sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Individuenzahlen und Gewichte sind über den jeweiligen Zeitraum gemittelt.

Zeitraum	Abundanz		Biomasse		
	Art	n/m <sup>2</sup> %	Art	g/m <sup>2</sup> %	
1977 - Aug.81	Diastylis rathkei	576 39	Pectinaria koreni	1,87 36	
	Pectinaria koreni	193 13	Nephtys spp.	1,62 31	
	Scoloplos armiger	170 12	Macoma calcarea	0,35 7	
	Nephtys spp.	164 11	Diastylis rathkei	0,35 7	
	Abra alba	138 9	Abra alba	0,27 5	
	Mysella bidentata	73 5	Scoloplos armiger	0,15 3	
	Harmothoe sarsi	29 2	Mya truncata	0,14 3	
	Corbula gibba	25 2	Asterias rubens	0,09 2	
	Terebellides stroemi	24 2	Terebellides stroemi	0,05 1	
	<u>Summe</u>	1476 100	<u>Summe</u>	5,14 100	
	1982	Abra alba	548 27	Abra alba	0,48 27
		Diastylis rathkei	537 26	Pectinaria koreni	0,38 22
Polydora spp.		333 16	Diastylis rathkei	0,27 15	
Harmothoe sarsi		158 8	Harmothoe sarsi	0,22 12	
Scoloplos armiger		113 6	Halicryptus spinulosus	0,09 5	
Pectinaria koreni		87 4	Mya truncata	0,07 4	
Halicryptus spinulosus		58 3	Corbula gibba	0,06 3	
Anaitides maculata		43 2	Capitella capitata	0,05 3	
Heteronastus filiformis		38 2	Scoloplos armiger	0,03 1	
Capitella capitata		37 2	Anaitides maculata	0,02 1	
Corbula gibba		34 2	Heteronastus filiformis	0,02 1	
Nephtys spp.		21 1	Polydora spp.	0,02 1	
<u>Summe</u>		2040 100	<u>Summe</u>	1,75 100	
1983		Diastylis rathkei	1643 31	Abra alba	4,15 65
	Abra alba	1259 24	Diastylis rathkei	0,64 10	
	Mysella bidentata	651 12	Nephtys spp.	0,32 5	
	Scoloplos armiger	429 8	Scoloplos armiger	0,29 5	
	Macoma baltica	203 4	Halicryptus spinulosus	0,20 3	
	Corbula gibba	146 3	Terebellides stroemi	0,13 2	
	Pholoe minuta	118 2	Macoma baltica	0,07 1	
	Nephtys spp.	88 2	<u>Summe</u>	6,40 100	
	Ophiura albida	84 2			
	Anaitides maculata	64 1			
	<u>Summe</u>	5237 100			
	1984	Diastylis rathkei	1623 40	Abra alba	2,05 39
Abra alba		635 16	Nephtys spp.	0,90 17	
Mysella bidentata		404 10	Diastylis rathkei	0,71 14	
Pectinaria koreni		219 5	Macoma baltica	0,25 5	
Macoma baltica		183 4	Mya truncata	0,21 4	
Pholoe minuta		134 3	Pherusa plumosa	0,20 4	
Scoloplos armiger		134 3	Pectinaria koreni	0,18 3	
Nephtys spp.		103 3	Ophiura albida	0,16 3	
Polydora spp.		86 2	Halicryptus spinulosus	0,11 2	
Corbula gibba		74 2	Terebellides stroemi	0,08 1	
Ophiura albida		72 2	Scoloplos armiger	0,08 1	
Trochochaeta multisetosa		67 2	Trochochaeta multisetosa	0,05 1	
Hydrobia spp.		61 1	<u>Summe</u>	5,23 100	
Mya truncata		47 1			
<u>Summe</u>		4086 100			
1985		Diastylis rathkei	319 18	Macoma baltica	0,82 21
		Mysella bidentata	247 14	Nephtys spp.	0,64 17
	Polydora spp.	212 12	Mya truncata	0,59 16	
	Pectinaria koreni	201 11	Macoma calcarea	0,56 15	
	Macoma baltica	109 6	Diastylis rathkei	0,26 7	
	Nephtys spp.	94 5	Pectinaria koreni	0,17 4	
	Abra alba	81 5	Nemertini	0,15 4	
	Scoloplos armiger	77 4	Harmothoe sarsi	0,10 3	
	Harmothoe sarsi	61 3	Pherusa plumosa	0,10 3	
	Macoma calcarea	49 3	Modiolaria nigra	0,07 2	
	Hydrobia spp.	31 2	Halicryptus spinulosus	0,07 2	
	Mya truncata	29 2	Abra alba	0,06 2	
	Terebellides stroemi	27 1	Scoloplos armiger	0,05 1	
	Modiolaria nigra	25 1	<u>Summe</u>	3,81 100	
	Ampharete acutifrons	23 1			
	Euchone papillosa	19 1			
	<u>Summe</u>	1784 100			

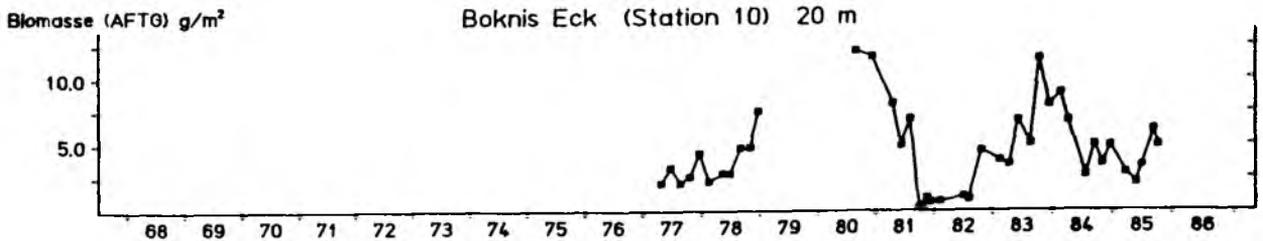


Abb. 144: Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

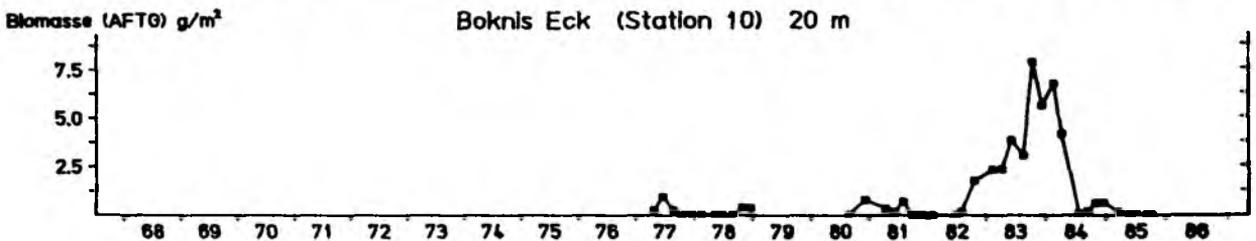
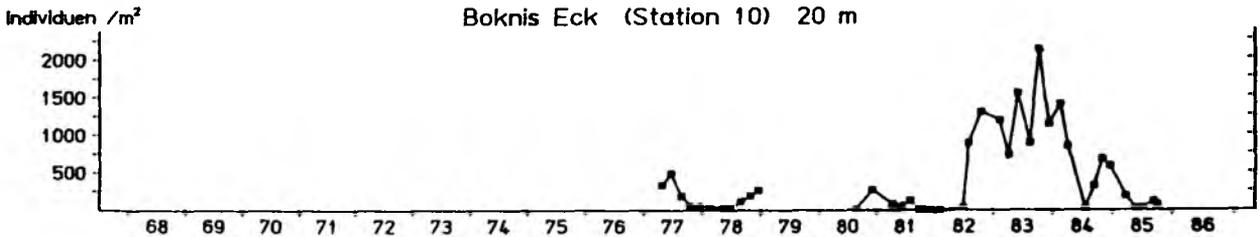


Abb. 145: Abundanz und Biomasse von Abra alba bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

die Biomasse mit einiger Verzögerung ebenfalls, um im Oktober 1983 in den Höchstwerten von 2110 Ind./m<sup>2</sup> und 7,83 g/m<sup>2</sup> zu gipfeln. A. alba stellte 1983 im Jahresdurchschnitt 65 % der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte). Bis zum Juli 1984 ging der Bestand dann fast auf Null zurück, baute sich ab September sogleich wieder auf, wurde aber im Sommer 1985 wieder sehr gering.

Von Macoma calcarea (Abb. 146, Tab. 18) gab es 1977/78 nur zwei Funde mit wenigen Individuen. Von August 1980 bis August 1981 jedoch war die Art regelmäßig zu finden. Der Höchstwert von 110 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 3,60 g/m<sup>2</sup> im August 1980 stellte jedoch eine Ausnahme dar. Nach dem Zusammenbruch 1981 fiel M. calcarea zunächst völlig aus. Nach geringen Einzelfunden 1983 und 1984 war die Art erst ab März 1985 in allen Proben zu finden. Bis Oktober 1985 wuchs der Bestand deutlich an, bis auf 133 Ind./m<sup>2</sup> und 0,84 g/m<sup>2</sup>.

Macoma baltica (Abb. 147, Tab. 18) wurde bis 1981 oft, aber nur in

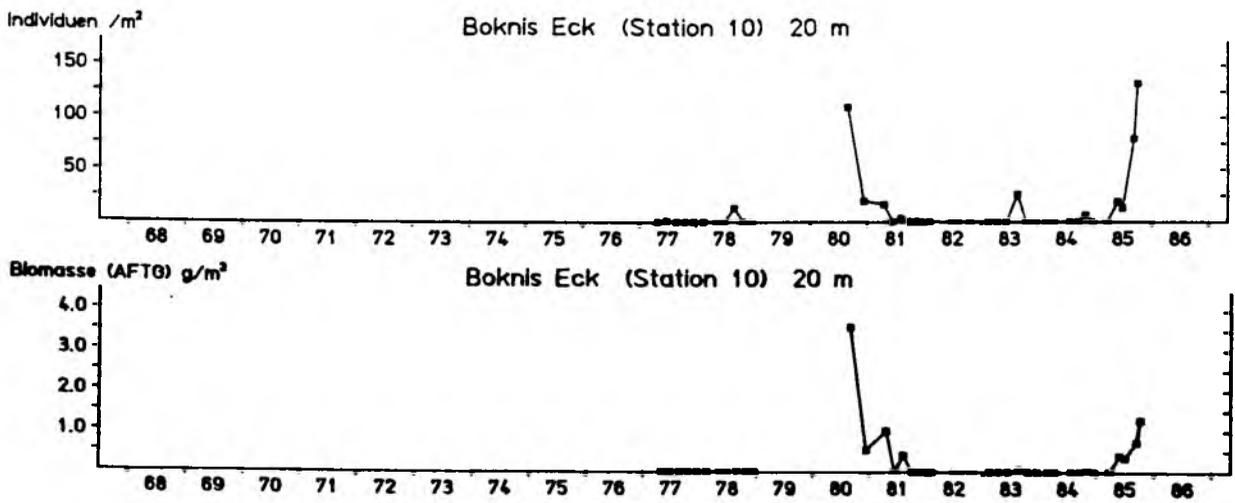


Abb. 146: Abundanz und Biomasse von Macoma calcarea bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

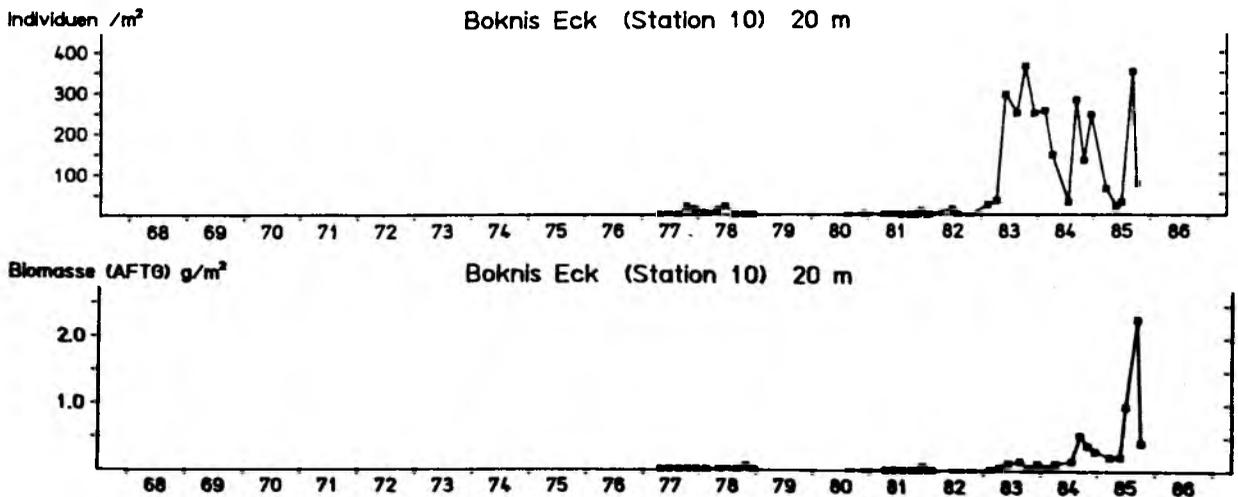


Abb. 147: Abundanz und Biomasse von Macoma baltica bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

kleiner Zahl und mit sehr geringer Biomasse gefunden. Nach Einzelfunden schon ab Dezember 1981 war die Art seit Februar 1983 regelmäßig vertreten.

Der Bestand von Corbula gibba (Abb. 148, Tab. 18) ging von Anfang 1977 bis Ende 1978 von 162 Ind./m<sup>2</sup> auf wenige Tiere zurück. Auch 1980/81 war diese Art nicht häufig, trat aber im Oktober 1981 plötzlich mit 73 Ind./m<sup>2</sup> auf. Nach einem kurzen Einbruch im Sommer 1982 erreichte C. gibba 1983 und 1984 Spitzenwerte bis zu 297 Ind./m<sup>2</sup> (Dezember 1983). Bis Ende 1984 jedoch ging der Bestand erheblich zurück und war 1985 wieder sehr klein.

Die Fluktuation von Mysella bidentata (Abb. 149, Tab. 18) war der von C. gibba sehr ähnlich, allerdings war M. bidentata erheblich zahlreicher. Nach zunächst hoher Abundanz im April 1977 mit 712 Ind./m<sup>2</sup> war die Art anschließend relativ selten. Erst 1983 stieg die Abundanz steil an und erreichte im Oktober 1983 den Höchstwert von 1257 Ind./m<sup>2</sup>. Nach einem kurzen Einbruch im Sommer 1984 pendelte sich 1985 die Abundanz auf einen mittleren Wert von rund 250 Ind./m<sup>2</sup> ein, und M. bidentata war nun, nach dem Rückgang von A. alba, die häufigste Muschel.

Trotz erheblich geringerer Häufigkeit hatte Mya truncata (Abb. 150, Tab. 18) aufgrund ihrer Größe stets einen hohen Anteil an der Gesamtbiomasse. Obwohl diese Muschel so tief im Boden lebt, daß sie mit dem Van-Veen-Greifer kaum quantitativ zu erfassen ist, trat sie regelmäßig in den Proben auf und war vermutlich noch häufiger, als aus den Daten ersichtlich. Nur in der Zeit von Juni 1981 bis Oktober 1982 war sie selten, sonst fehlte sie bei keiner Probennahme. Besonders häufig war M. truncata 1984 und 1985. Die höchsten Werte erreichte sie mit 100 Ind./m<sup>2</sup> im Dezember 1984 und mit 1,77 g/m<sup>2</sup> im Oktober 1985. Im Jahresdurchschnitt nahm die Abundanz bis 1985 ab, die Biomasse dagegen deutlich zu.

#### CRUSTACEEN:

Diastylis rathkei (Abb. 151, Tab. 18) war die einzige Art des Makrozoobenthos, die während des gesamten Zeitraums zu keinem Datum fehlte und zugleich fast jedes Jahr von allen Arten die zahlreichste war. Nur 1982 war A. alba häufiger. Der Jahresgang war stets deutlich ausgeprägt, allerdings waren die Jahrgänge unterschiedlich stark. Die höchsten Individuenzahlen gab es 1983 mit 6373 Ind./m<sup>2</sup> und 1984 mit 4857 Ind./m<sup>2</sup>, die höchsten Biomassen 1978 mit 1,85 g/m<sup>2</sup> und 1984 mit 2,05 g/m<sup>2</sup>. Die schwächsten Jahrgänge waren 1977 und 1985.

#### POLYCHAETEN:

Nephtys spp. (Abb. 152, Tab. 18) war von der Biomasse her der wichtigste Polychaet. Auch war Nephtys spp. auf keiner anderen Station so häufig wie hier. 1977/78 war es ein junger Bestand, dessen Biomasse trotz sehr hoher Individuenzahlen bis zu 241 Ind./m<sup>2</sup> über 1,07 g/m<sup>2</sup> nicht hinauskam. Das mittlere Individualgewicht betrug nur 3,7 ( $\pm$  1,0)

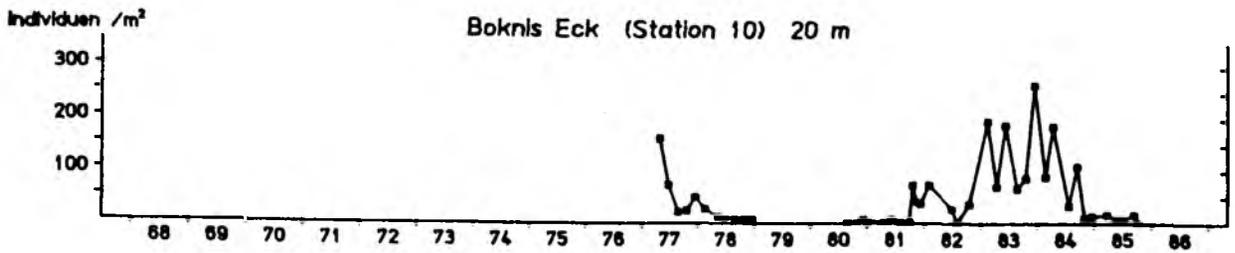


Abb. 148: Abundanz von *Corbula gibba* bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

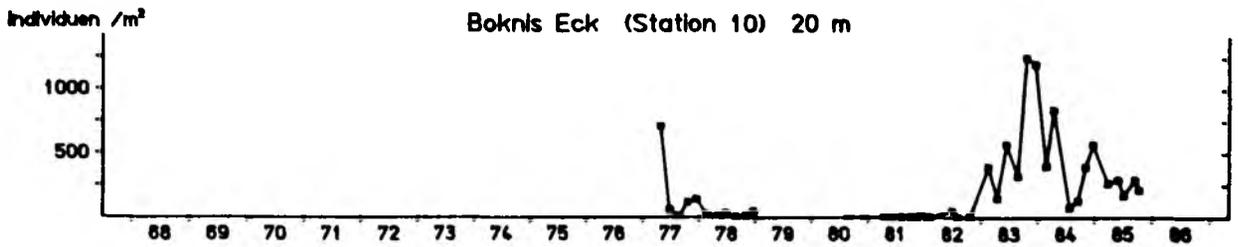


Abb. 149: Abundanz von *Mysella bidentata* bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

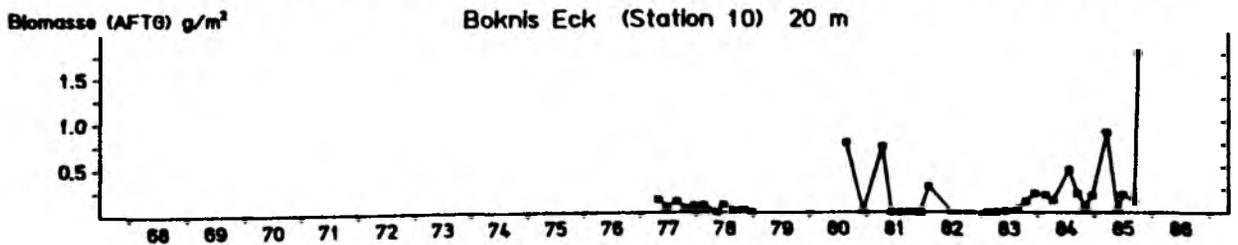
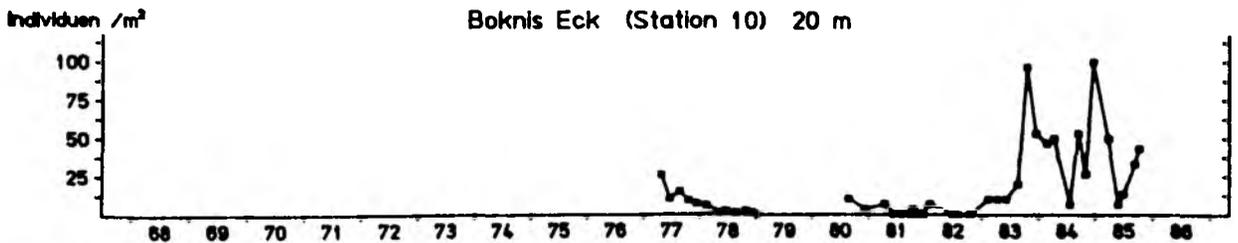


Abb. 150: Abundanz und Biomasse von *Mya truncata* bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

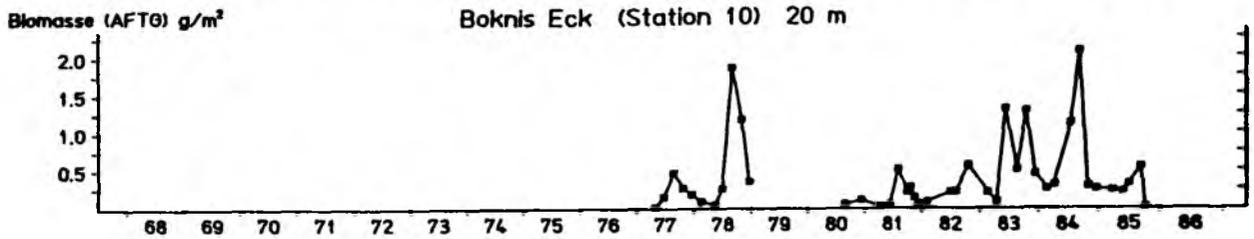
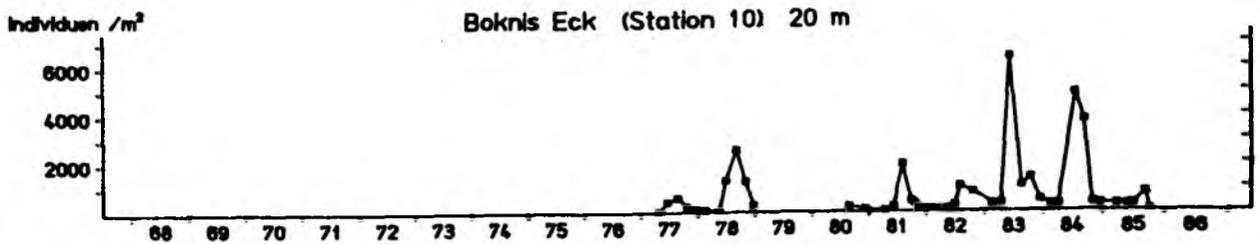


Abb. 151: Abundanz und Biomasse von Diastylis rathkei bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

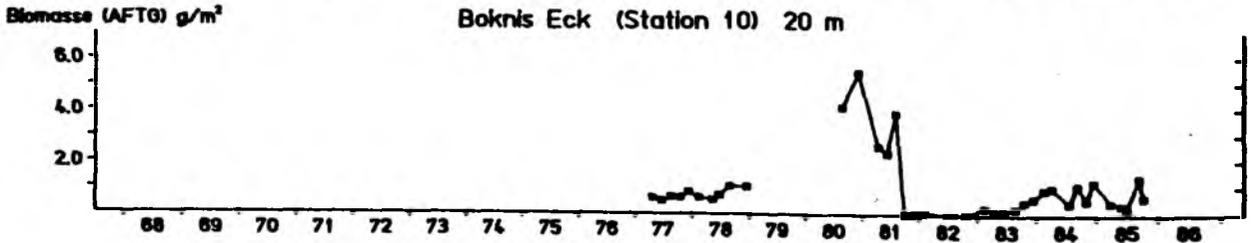
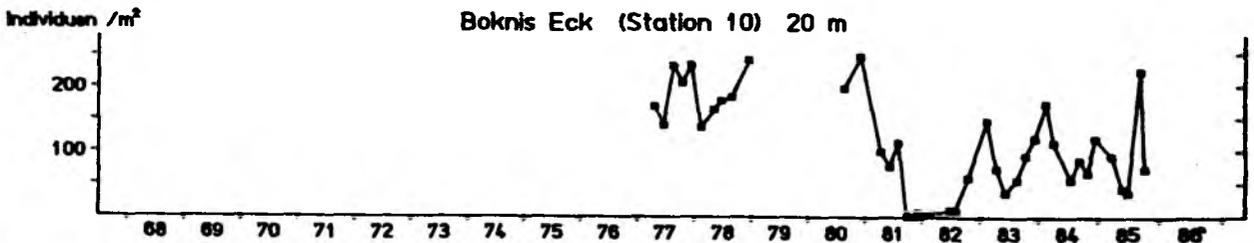


Abb. 152: Abundanz und Biomasse von Nephtys spp. bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

mg und nahm von 1977 bis 1978 kaum zu. Die höchste Abundanz wurde im Dezember 1980 mit 247 Ind./m<sup>2</sup> erreicht. Diesmal kam auch die Biomasse mit 5,50 g/m<sup>2</sup> auf einen herausragenden Spitzenwert, und das mittlere Individualgewicht betrug zwischen August 1980 und August 1981 26,9 ( $\pm$  5,6) mg. Danach gingen die Werte steil zurück, und im September 1981 war Nephtys spp. ausgestorben. Aber schon im Dezember 1981 siedelten wieder einige Tiere, und seitdem fehlte Nephtys spp. zu keinem Datum mehr. Bis 1985 wuchs der Bestand stark schwankend, aber stetig an. Die höchsten Werte gab es mit 223 Ind./m<sup>2</sup> und 1,41 g/m<sup>2</sup> im September 1985, noch weit unter der Biomasse von 1980/81. Das mittlere Gewicht pro

Tier ging über 10 mg nicht hinaus. Exemplare bis 50 mm Länge gab es seit Dezember 1983, solche von 100 bis 110 mm Länge seit Sommer 1985. Stets kamen viele Tiere vor, die kleiner als 20 mm waren.

Im Mittel war bis August 1981 Pectinaria koreni (Abb. 153, Tab. 18) der häufigste Polychaet und an Biomasse die bedeutendste Art. 1977/78 wuchs der Bestand stetig an und gipfelte im Dezember 1978 mit 544 Ind./m<sup>2</sup> und 4,84 g/m<sup>2</sup>. 1980 war, trotz geringerer Abundanz, die Biomasse immer noch in vergleichbarer Höhe. Es handelte sich jetzt also um einen alten Bestand, der allerdings gleichmäßig und drastisch abnahm und im September 1981 ausgestorben war. Jedoch war auf Station 10 P. koreni der erste Polychaet, der nach der Katastrophe siedelte, und zwar bereits im Oktober 1981. Schon im November waren es 193 Ind./m<sup>2</sup>. Von nun an aber war P. koreni nur noch vereinzelt häufig, im Oktober 1982 und im Winter 1984/85. Im März 1985 wurde die höchste je erreichte Individuenzahl von 580 Ind./m<sup>2</sup> beobachtet. Aber die Biomasse blieb stets gering. Es waren also stets neue Generationen, die 1981 bis 1985 auftraten, denen es aber nicht gelang, dauerhaft Fuß zu fassen.

Scoloplos armiger (Abb. 154, Tab. 18) war bis August 1980 nach P. koreni der häufigste Polychaet. Nach dem Aussterben im September 1981 wurde diese Art im Sommer 1982 wieder häufig und war 1983 mit bis zu 750 Ind./m<sup>2</sup> zahlreicher als sonst. Bis zum Sommer 1984 wurde die Abundanz wieder gering und war 1985 niedriger als in den anderen Jahren.

Harmothoe sarsi (Tab. 18) zeigte in allen Jahren eine deutlich ausgeprägte Saisonalität mit sommerlichen Höchstwerten zwischen 50 und 100 Ind./m<sup>2</sup>. Eine Ausnahme bildet nur der Sommer 1982, wo im Juli ein Höchstwert von 387 Ind./m<sup>2</sup> erreicht wurde.

Von Pherusa plumosa (Tab. 18) gab es bis 1981 nur drei unbedeutende Funde. Erst seit 1983 war dieser Polychaet zu jedem Termin vertreten. Während die Abundanz ungeachtet starker Schwankungen ungefähr gleich blieb, wuchs die Biomasse sehr allmählich bis auf 0,14 g/m<sup>2</sup> bei 33 Ind./m<sup>2</sup> an. Die Höchstwerte von 87 Ind./m<sup>2</sup> und 0,77 g/m<sup>2</sup> im Dezember 1984 sind eine Ausnahme.

Die im Folgenden beschriebenen Arten kamen bis 1981 entweder überhaupt nicht vor, oder traten nur als unbedeutende Einzelfunde auf.

Polydora spp. (Tab. 18) trat erstmals im Dezember 1981 auf, mit der

Höchstzahl von 1190 Ind./m<sup>2</sup>. Sie wurde danach zu allen Terminen gefunden, war aber nur zu bestimmten Zeiten häufig, nämlich jeweils im Spätsommer 1982, 1984 und 1985.

Noch vor Polydora spp., bereits im November 1981, erschien Heteromastus filiformis (Tab. 18). Mit 170 Ind./m<sup>2</sup> war dieser Polychaet nun auch gleich häufiger als in allen anderen Jahren, hatte ähnlich wie Polydora spp. ein zweites Maximum im August 1982 und wurde danach zwar oft, aber nur noch in geringer Zahl gefunden.

Capitella capitata (Tab. 18) tauchte erst im Oktober 1982 auf, hatte im Februar 1983 mit 197 Ind./m<sup>2</sup> ihren Höhepunkt, war nochmals im Dezember 1983 häufig und wurde sonst nur selten gefunden.

Anaitides maculata (Tab. 18) war schon seit November 1981 bei jeder Probennahme vertreten. Am zahlreichsten war diese Art im Februar 1983 mit 180 Ind./m<sup>2</sup>. Danach schien ihr Bestand allmählich abzunehmen.

Erst seit Februar 1983 war Pholoe minuta (Abb. 155, Tab. 18) stets und zahlreich zu finden, allerdings mit sehr hohen Schwankungen. Die Abundanz hatte im Februar 1984 mit 397 Ind./m<sup>2</sup> und im Dezember 1984 mit 347 Ind./m<sup>2</sup> ihre Höhepunkte. Im Sommer 1984 und seit März 1985 waren die Zahlen sehr gering.

Von Ampharete acutifrons (Tab. 18) hatte es bereits 1977/78 geringe Funde gegeben. Seit 1983 fehlte diese Art nur an zwei Terminen, und trotz starker Schwankungen scheint die Tendenz steigend zu sein. Mit 57 Ind./m<sup>2</sup> erreichte sie im Oktober 1985 die höchste Individuenzahl.

Ebenfalls seit 1983 wurde Aricidea jeffreysii regelmäßig gefunden, allerdings nicht häufig, und 50 Ind./m<sup>2</sup> waren eine Ausnahme.

#### SONSTIGE:

Halicryptus spinulosus (Abb. 156, Tab. 18) erschien im Juli 1982 zum ersten Mal. Die Abundanz war mit 153 Ind./m<sup>2</sup> die höchste, die diese Art hier je hatte, und nahm seitdem stetig ab. Allerdings war H. spinulosus noch bis Juli 1985 zu finden. Die Biomasse erreichte erst im August 1983 mit 0,49 g/m<sup>2</sup> ihren höchsten Wert. Danach nahm sie ebenfalls, wenn auch stark schwankend, allmählich ab.

Ophiura albida (Abb. 157, Tab. 18) war 1977/78 regelmäßig, aber nur in geringer Zahl gefunden worden. Die Art wurde vermutlich auch hier ein Opfer des Eiswinters 1978/79, denn erst seit Februar 1983 trat sie hier wieder auf. Indessen waren Abundanz und Biomasse nun deutlich

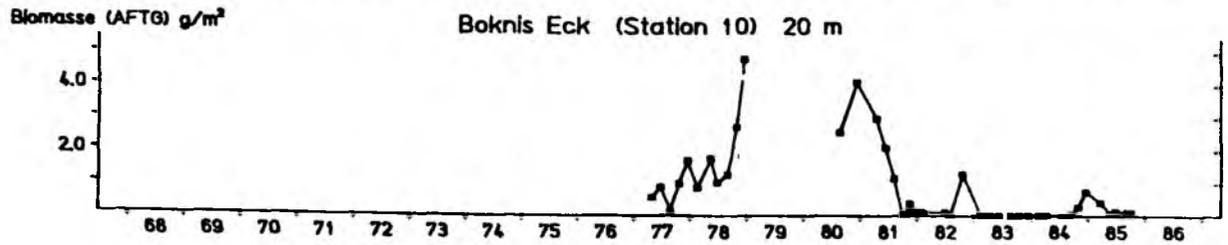
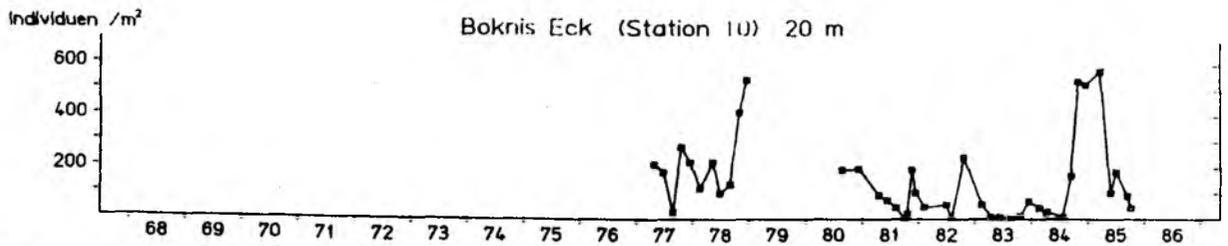


Abb. 153: Abundanz und Biomasse von Pectinaria koreni bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

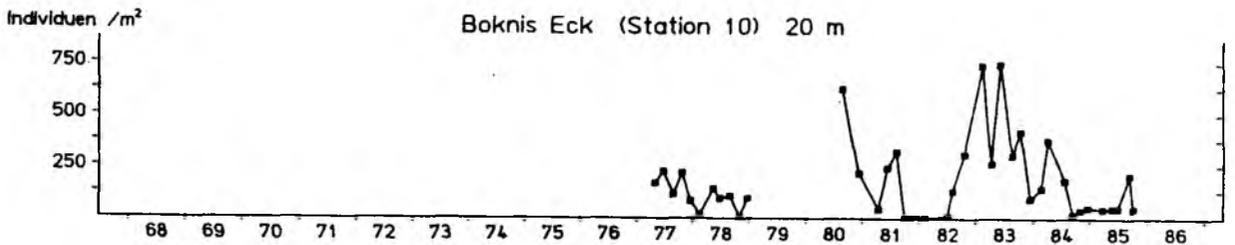


Abb. 154: Abundanz von Scoloplos armiger bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

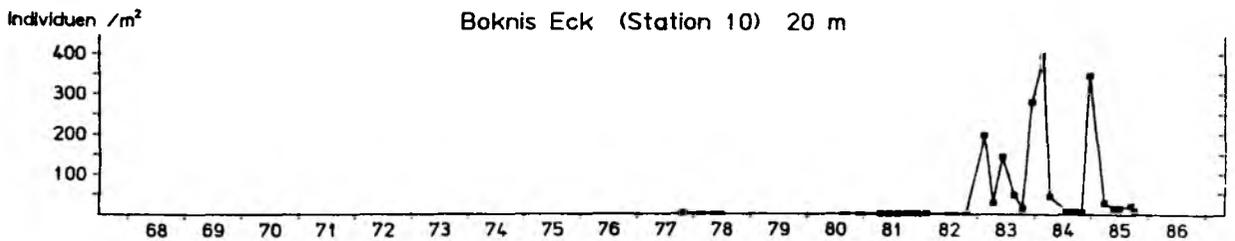


Abb. 155: Abundanz von Pholoe minuta bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

höher als zuvor. Die höchste Abundanz wurde bereits im Februar 1983 mit 143 Ind./m<sup>2</sup>, die höchste Biomasse erst im Dezember 1984 mit 0,34 g/m<sup>2</sup> erreicht. Den letzten Fund (nur ein Einzeltier) gab es im Mai 1985, danach trat O. albida nicht mehr auf.

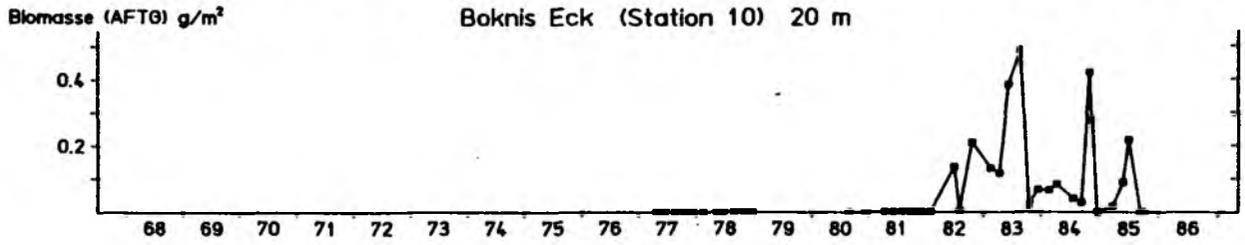
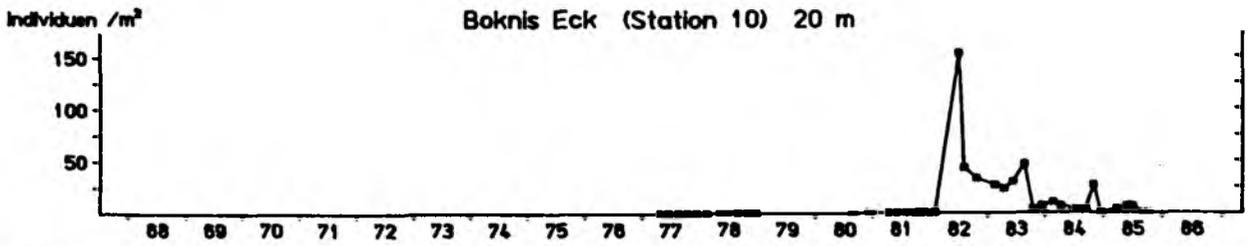


Abb. 156: Abundanz und Biomasse von Halicryptus spinulosus bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

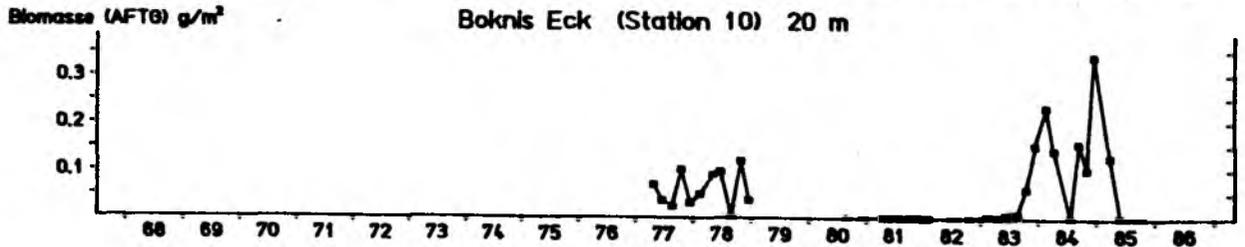
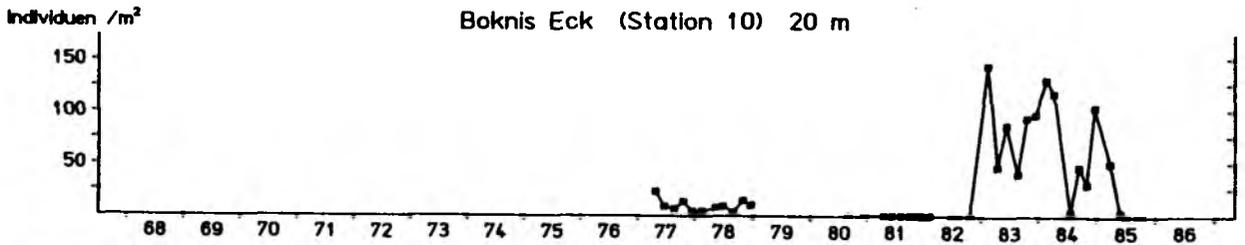


Abb. 157: Abundanz und Biomasse von Ophiura albida bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

Tab. 19:

Dominante Arten in der Wattenbergrinne (Station 7, 24 m) 1984 und 1985, geordnet nach Anteil an der Gesamtabundanz und an der Gesamtbioasse (Gewichte als AFTG; Arctica und Astarte sind ausgenommen). Aufgeführt sind nur die Arten, die einen Mindestanteil von 1 % haben. Individuenzahlen und Gewichte sind über das jeweilige Jahr gemittelt.

Jahr	Abundanz		Biomasse			
	Art	n/m <sup>2</sup>	%	Art	g/m <sup>2</sup>	%
1984	Diastylis rathkei	1606	42	Pherusa plumosa	2,08	30
	Abra alba	732	19	Abra alba	1,50	22
	Polydora spp.	494	13	Mya truncata	1,42	20
	Mysella bidentata	373	10	Diastylis rathkei	1,04	15
	Pherusa plumosa	229	6	Nephtys spp.	0,24	3
	Scoloplos armiger	123	3	Scoloplos armiger	0,20	3
				Halicryptus spinulosus	0,15	2
	<u>Summe</u>	3680	100	<u>Summe</u>	6,95	100
1985	Diastylis rathkei	298	20	Pherusa plumosa	2,60	52
	Abra alba	237	16	Mya truncata	0,81	16
	Mysella bidentata	231	16	Abra alba	0,48	10
	Pherusa plumosa	202	14	Nephtys spp.	0,28	6
	Polydora spp.	147	10	Diastylis rathkei	0,21	4
	Scoloplos armiger	117	8	Scoloplos armiger	0,11	2
	Gastrosaccus spinifer	21	1	Priapulus caudatus	0,10	2
	Anaitides maculata	20	1	Halicryptus spinulosus	0,06	1
	Terebellides stroemi	19	1	Terebellides stroemi	0,05	1
	Nephtys spp.	15	1	<u>Summe</u>	4,96	100
	<u>Summe</u>	1466	100			

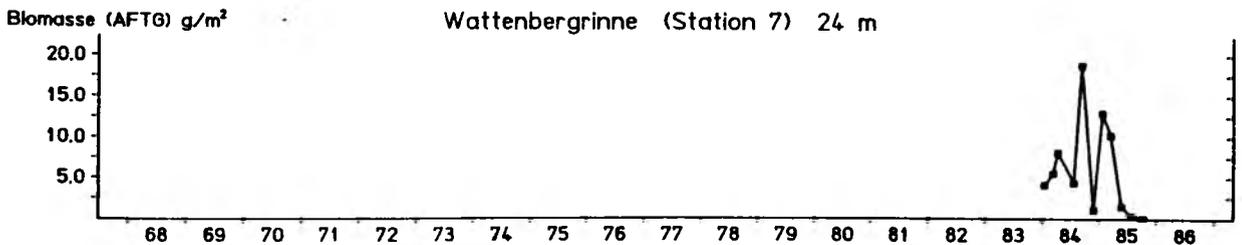


Abb. 158: Gesamtbioasse (ohne Arctica und Astarte) in der Wattenbergrinne, 1984/85

### 3.3.8 Wattenbergrinne, Station 7 (1984 und 1985)

In Tab. All (Anhang) sind alle Arten aufgeführt, die 1984 und 1985 auf Station 7 gefunden wurden. Die dominanten unter ihnen sind in Tab. 19 zusammengefaßt. Abb. 158 zeigt die Fluktuation der Gesamtbioasse. Charakteristikum dieser Station ist die deutliche Dominanz von Pherusa plumosa und Mya truncata. Beide waren nirgendwo so häufig wie hier. Möglicherweise gräbt sich M. truncata in grobsandigem Boden nicht so tief ein, so daß sie hier für den Bodengreifer besser erfaßbar ist.

Die Arten sollen hier nicht im Einzelnen betrachtet werden, denn die Ereignisse auf dieser Station sind nicht einfach als Folge von Sauerstoffmangel zu erklären, auch wenn es zunächst den Anschein hatte. Im Sommer 1985 starb hier die Fauna fast vollständig aus, einschließlich Astarte spp. Aber nicht die auch hier gemessenen geringen Sauerstoffwerte (siehe 3.2.2) waren die Ursache dafür. Mir fiel auf, daß das an sich grobsandige Sediment immer schlickiger wurde. In Tab. 20 ist dargestellt, wie bei rapide zurückgehender Fauna zugleich der organische Gehalt des Sediments anstieg. Diese Entwicklung war zu gleichmäßig, als daß Ungenauigkeit bei der Navigation in Betracht käme. Offenbar waren von der Strömung große Mengen organischen Materials, vor allem Reste von Großalgen, abgelagert worden, die die Tiere als dicke Schicht überdeckten und so nach und nach erstickten. Wiederum wohl durch die Strömung wurde die Station im Winter 1985/86 wieder "gereinigt", denn als sie im April 1986 im Rahmen des biologischen Monitorings wieder aufgesucht wurde, entsprachen Sediment und Fauna dem Augenschein nach völlig den Verhältnissen von 1984. Alle wichtigen Arten waren durch große Exemplare vertreten, die zu alt waren, als daß sie erst kurz zuvor gesiedelt haben könnten. Sie müssen also aus benachbarten Regionen eingewandert sein. Hier am Steilhang sind auch keine großen Distanzen zu überbrücken.

Tab. 20:

Wattenberggrinne, Station 7 (24 m):  
 Fluktuation von Artenzahl, Gesamtbioasse (ohne *Arctica* und *Astarte*) und Gesamtindividuenzahl im Vergleich zur Veränderung des organischen Gehalts im Sediment (= % APTG vom TG).  
 Angaben für April 1986 nach Daten des Biologischen Monitorings (RUMOHR, unveröff.)

<u>Datum</u>	<u>org. Gehalt</u>	<u>Artenzahl</u>	<u>gAPTG/m<sup>2</sup></u>	<u>Ind./m<sup>2</sup></u>
26. 7.84		30	4,325	3240
14. 9.84		31	18,777	5943
29.11.84	1,72 %	18	0,971	677
25. 1.85		38	12,906	3030
20. 3.85		38	10,194	3153
28. 5.85	9,06 %	18	1,426	1040
30. 7.85		15	0,252	90
8.10.85		3	0,026	17
24.10.85	7,25 %		keine Proben	
16. 4.86	1,22 %	40	16,553	3940

### 3.3.9 Arctica islandica

#### 3.3.9.1 Vorkommen auf den Stationen

In den Abb. 159 - 171 sind Abundanz und Biomasse von Arctica islandica auf den einzelnen Stationen dargestellt. Die Größenverteilung in den Jahren 1984 und 1985 zeigt Abb. 172.

Westgebiet (Abb. 159 - 162 und 172): Im Faulschlamm auf Station 1 (Boknis Eck, 28 m) hatte ARNTZ (unpubl.) 1968/69 an 6 Terminen (je 3 Greiferproben) insgesamt nur 2 Exemplare von je 2 mm Länge gefunden. Andererseits förderten 1971 verschiedene Probennahmen bei Boknis in 25 und 27 m Tiefe einige große Exemplare von 30 - 60 mm Länge zutage, schätzungsweise 5 - 10 Ind./m<sup>2</sup> (ARNTZ et al., 1976; unveröff. Fahrtprotokolle von ARNTZ). Am 18.3.82 wurde 1 Individuum von 32 mm, am 6.4.83 eines von 4 mm Länge gefunden. Später kam die Art in keiner Probe mehr vor. Bei der Fischerei am 7.10.85 vor Boknis Eck kamen im Grundschleppnetz ein paar Dutzend große Muscheln an Bord. Ungefähr ein Viertel davon war vor kurzer Zeit erst gestorben: Die Schalen standen offen, enthielten aber noch den Weichkörper, der bereits angefault war und entsprechend roch. Rund ein Drittel der Tiere stand offenbar kurz vor dem Exitus: Zwar waren die Schalen noch geschlossen und die Weichkörper unversehrt, aber die Muscheln waren bereits derart geschwächt, daß man die Schalen leicht zwischen Daumen und Zeigefinger auseinanderschoben konnte. Bei einer gesunden Muschel ist das nicht möglich, ohne die Schale zu zerbrechen. Alle übrigen Muscheln schienen noch unversehrt zu sein. Es war dies der Tag, an dem im Bodengreifer kein einziges Tier mehr zu finden war (siehe 3.3.6), und an dem sich die zum Spülen der Greiferproben verwendeten weißen Plastikwannen infolge der hohen Konzentrationen von Schwefelwasserstoff im Sediment schwarz verfärbten (siehe 3.1). Die Schleppestrecke führt von 28 auf 24 m Tiefe hinauf, und in diesem Tiefenbereich schien der Bestand von A. islandica nun auszusterben. Um dies zu überprüfen, führte ich am 16.4.86 bei Boknis Eck mit der Kastendredge 5-Minuten-Hols auf 28, 26, 24 und 22 m

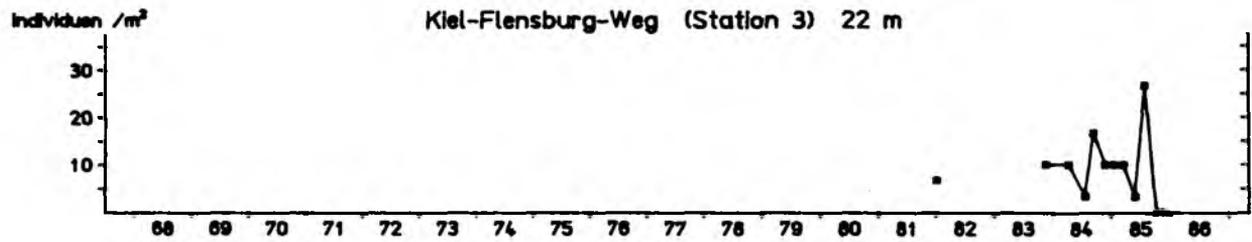
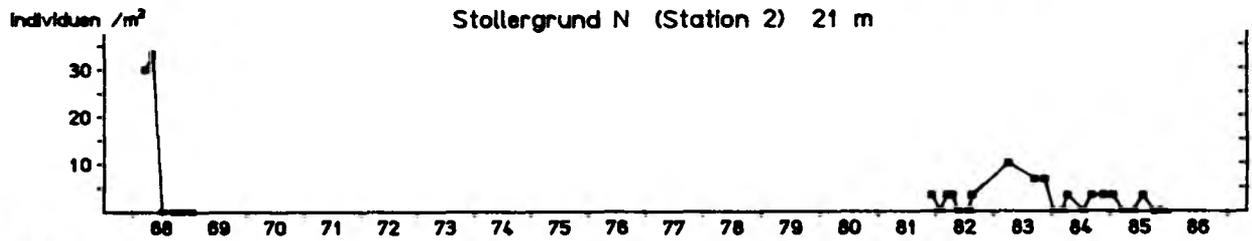
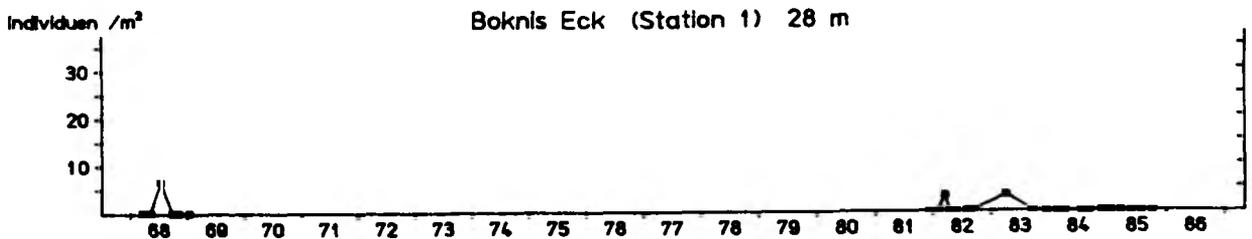


Abb. 159: Abundanz von Arctica islandica im Westgebiet, 1968/69 und 1981 - 1985

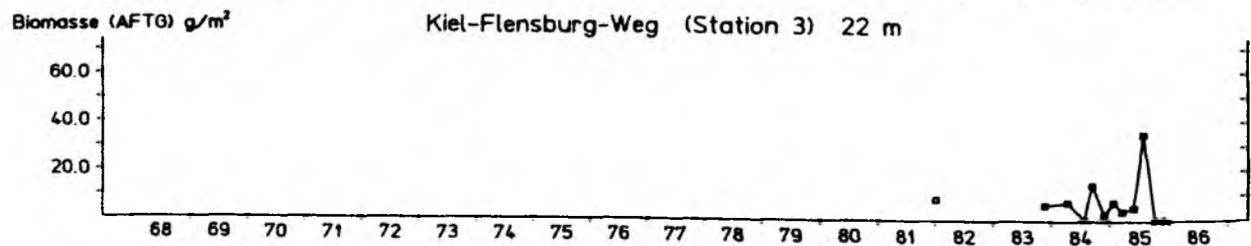
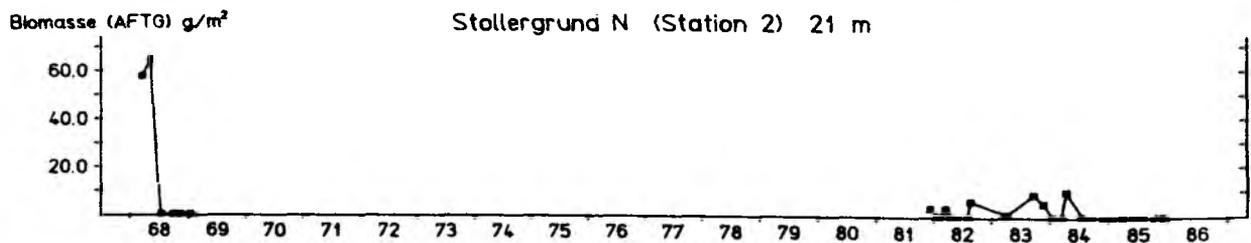
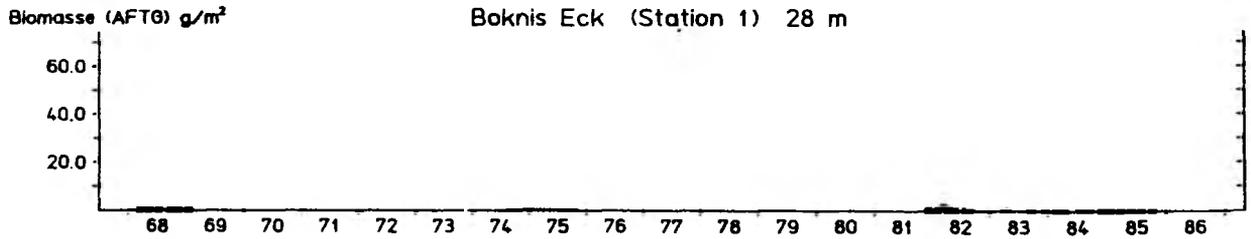


Abb. 160: Biomasse von Arctica islandica im Westgebiet, 1968/69 und 1981 -1985

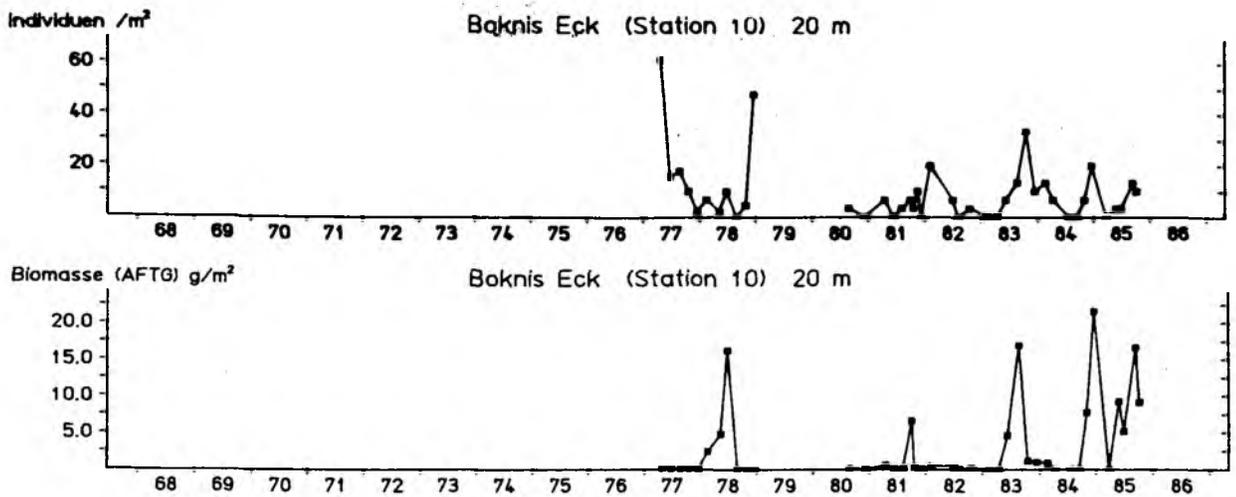


Abb. 161: Abundanz und Biomasse von Arctica islandica bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

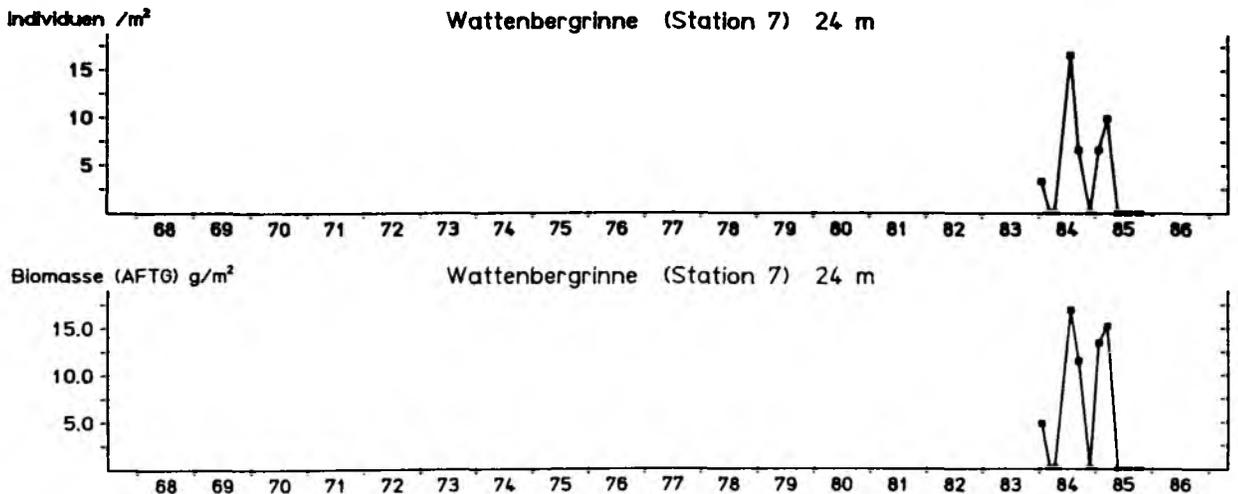


Abb. 162: Abundanz und Biomasse von Arctica islandica in der Wattenbergrinne, 1984/85

Tiefe durch. Diese Hols förderten nicht ein einziges Exemplar von A. islandica zutage.

Von Station 1 nur rund eine Seemeile entfernt, aber auf 20 m Tiefe liegt Station 10. Hier ist eine Beeinträchtigung des Bestandes nicht zu erkennen. 1977 handelte es sich offenbar um einen Bestand überwiegend junger Tiere, dessen Biomasse im Laufe der Jahre stark schwankte. Es deutet also alles darauf hin, daß 1986 wenigstens in der Südhälfte des Westgebiets die untere Verbreitungsgrenze für A. islandica zwischen 20 und 22 m Tiefe lag, während darunter die Art ausgestorben zu sein scheint. Darauf deutet auch der Bestandsrückgang auf Station 2

(Stollergrund, 21 m) nach 1983 hin.

Häufiger ist die Art auf Station 3. Allerdings gibt es hier keine Vergleichsmöglichkeiten zu früheren Jahren. Das gleiche gilt auch für Station 7 (Wattenbergrinne, 24 m).

Dorschmulde (Abb. 163 und 172): Auf Station 4 (21 m) ist ein deutlicher Bestandsrückgang (Abundanz ebenso wie Biomasse) seit 1983 festzustellen. 1984 wurden in 21 Einzelproben 6 Exemplare, 1985 in 15 Einzelproben nur noch 2 Exemplare gefunden.

Vejsnäs-Rinne (Abb. 164, 165 und 172): Auf den Stationen 8 und 9 (30 und 24 m) scheint sich an Größe und Alterszusammensetzung des Bestandes nichts verändert zu haben. 1968/69 waren es ganz überwiegend kleine und mittelgroße Tiere bis 55 mm Länge (ARNTZ, 1972), und auch 1984/85 maß die größte Muschel nur 57 mm. Die Frage bleibt offen, ob und warum größere Individuen hier immer so selten sind.

Millionenviertel (Abb. 166, 167 und 172): Das Vorkommen von A. islandica auf Station 14 (23 m) ist mit erheblichem Abstand das größte von allen Stationen, rund ein Drittel des Gesamtvorkommens. Nur hier ist, wenn man Jahresmittelwerte bildet, die Streuung der Werte stets erheblich kleiner als der Mittelwert, ein Zeichen dafür, daß nur hier die Tiere dicht genug beieinander leben, um mit drei Greiferproben pro Termin einigermaßen repräsentativ erfaßt zu werden. Wesentlich geringer ist das Vorkommen auf Station 16 (23 m). Auf beiden Stationen ist keinerlei Trend erkennbar.

Süderfahrt (Abb. 168, 169 und 172): Auch auf den Stationen 18, 19 und 20 (22, 22 und 21 m) lassen die unregelmäßigen Schwankungen der Werte keinerlei Trend erkennen. Die Stationen 19 und 20 weisen nach Station 14 das größte Vorkommen auf.

Hohwachter Bucht (Abb. 170 - 172): Auf den Stationen 5 und 6 wurden 1968/69 ausschließlich kleine Muscheln von wenigen mm Länge, 1984/85 nur wenige, überwiegend große Exemplare gefunden.

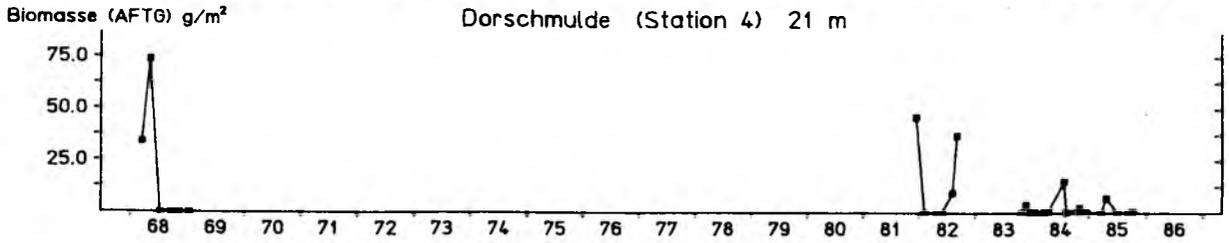
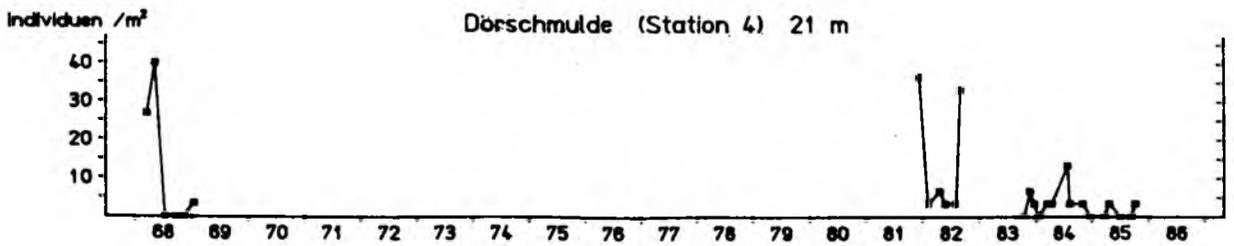


Abb. 163: Abundanz und Biomasse von Arctica islandica in der Dorschmulde, 1968/69 und 1981 - 1985

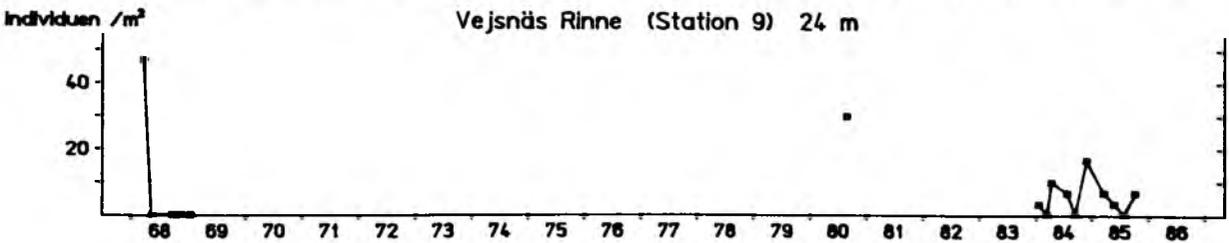
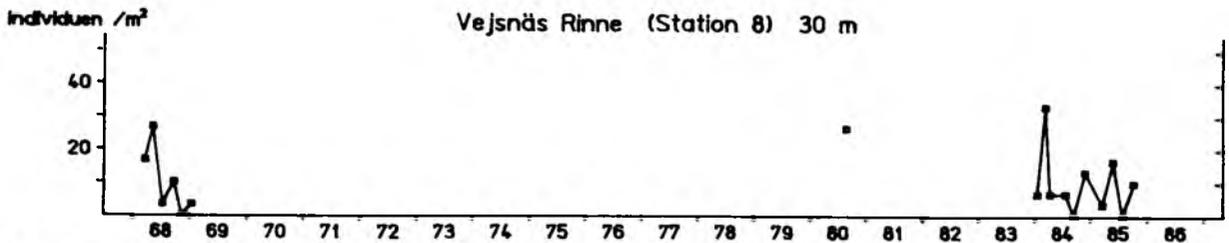


Abb. 164: Abundanz von Arctica islandica in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69, 1980 und 1984/85

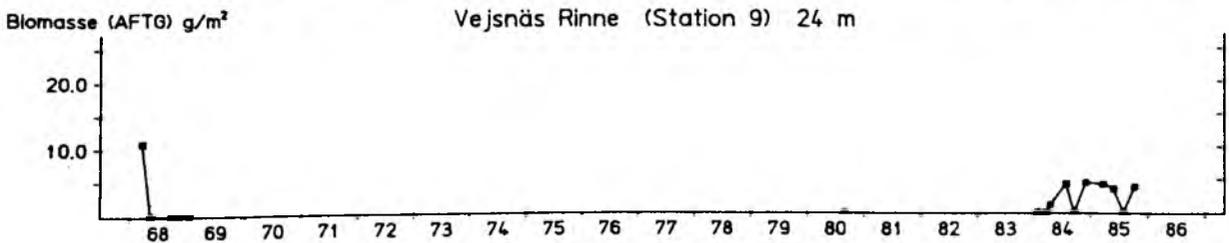
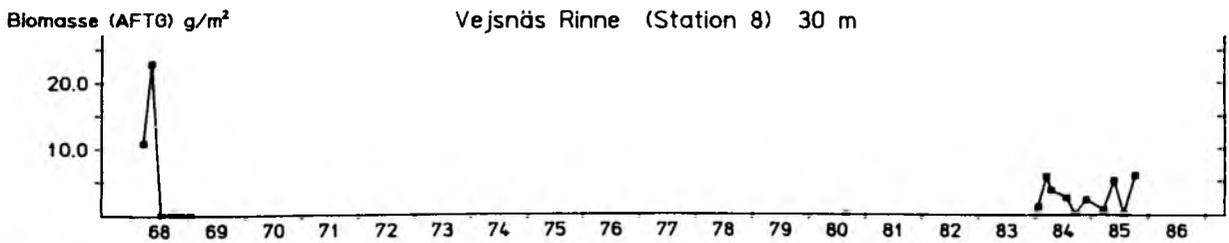


Abb. 165: Biomasse von Arctica islandica in der Vejsnäs-Rinne, 1968/69, 1980 und 1984/85

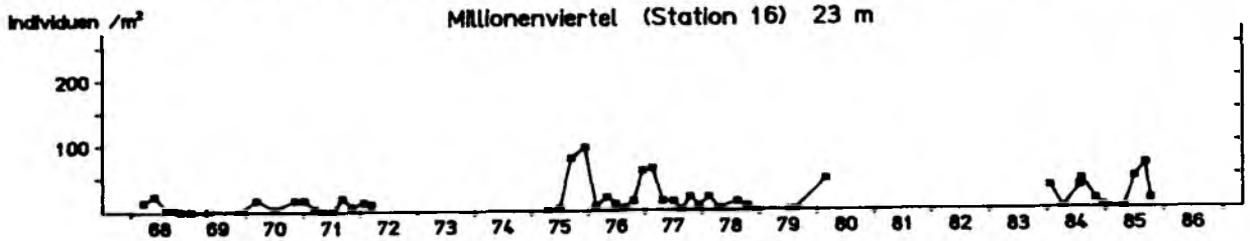
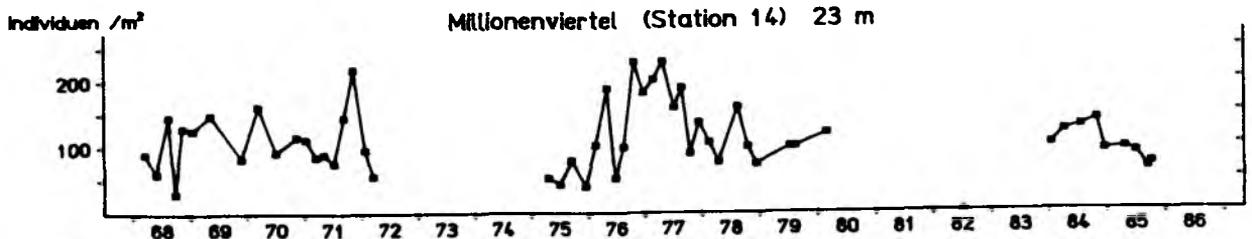


Abb. 166: Abundanz von Arctica islandica im Millionenviertel, 1968 - 1972, 1975 - 1980, 1982 und 1984/85

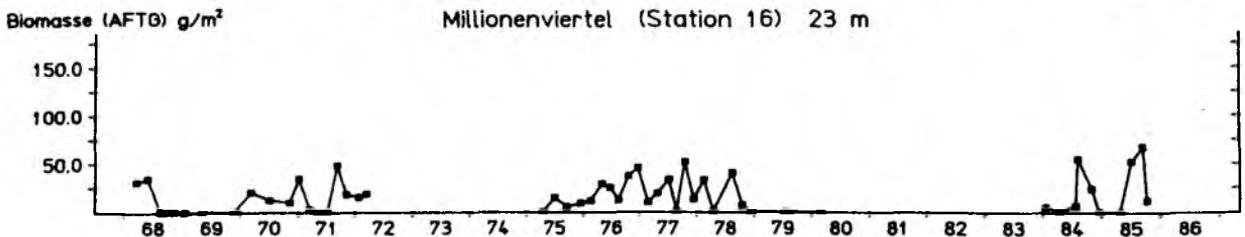
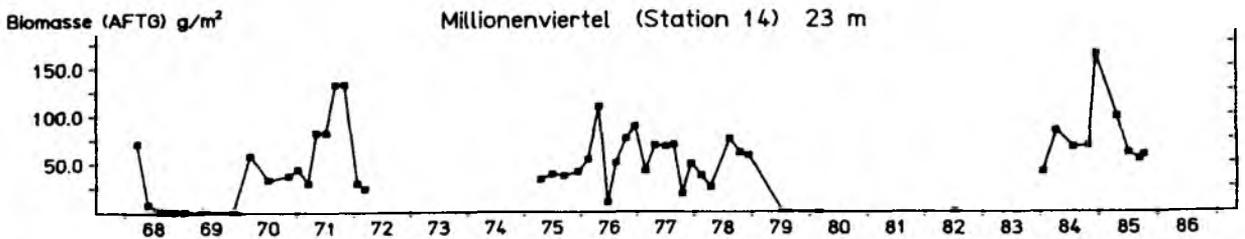


Abb. 167: Biomasse von Arctica islandica im Millionenviertel, 1968 - 1972, 1975 - 1980, 1982 und 1984/85

### 3.3.9.2 Rekrutierung

Das verfügbare Material erlaubt keine Unterscheidung einzelner Jahrgänge. Bei einer so langlebigen Art ist die Altersbestimmung ohnehin sehr schwierig. Die in Abb. 172 dargestellte Größenverteilung aus den Jahren 1984 und 1985 zeigt jedoch, daß die Rekrutierung auf den einzelnen Stationen sehr unterschiedlich ist. Nur im Millionenviertel und auf der Süderfahrt scheint es regelmäßig Nachwuchs zu geben, besonders auf den Stationen 14 und 20, wo das gesamte Größenspektrum von 1 - 72

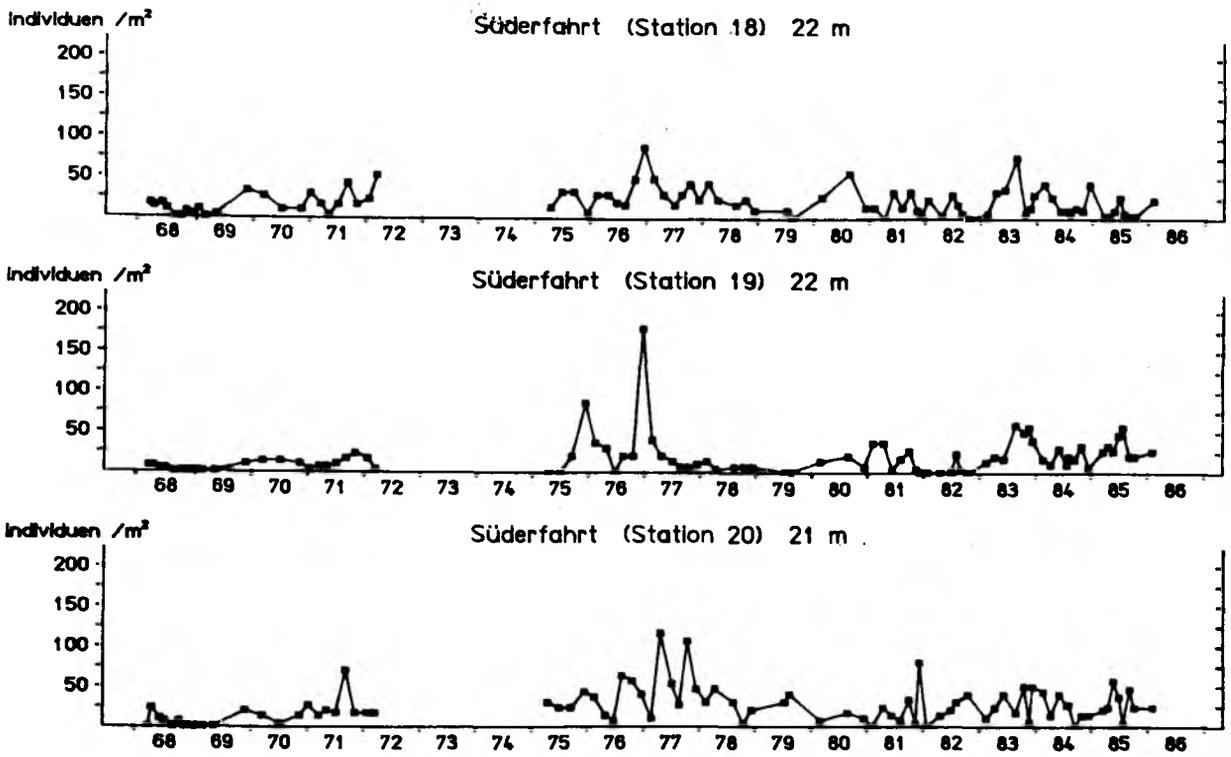


Abb. 168: Abundanz von *Arctica islandica* auf der Süderfahrt, 1968 - 1972 und 1975 - 1986

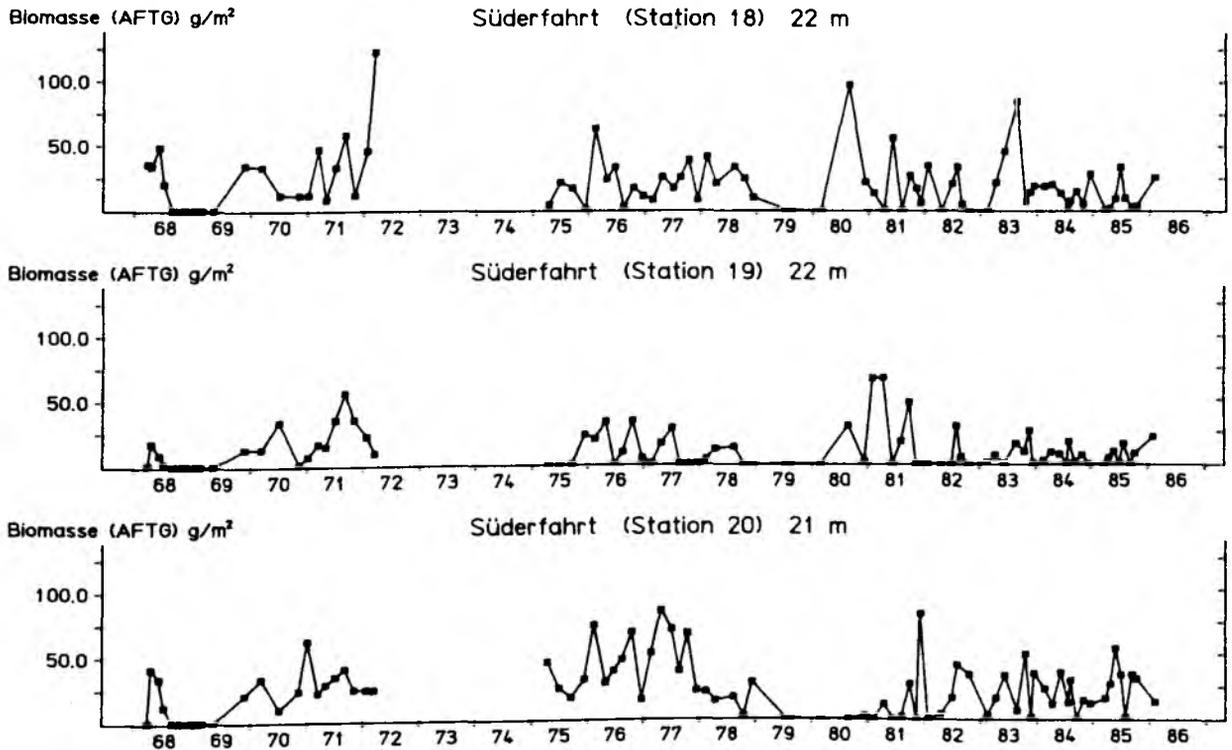


Abb. 169: Biomasse von *Arctica islandica* auf der Süderfahrt, 1968 - 1972 und 1975 - 1986

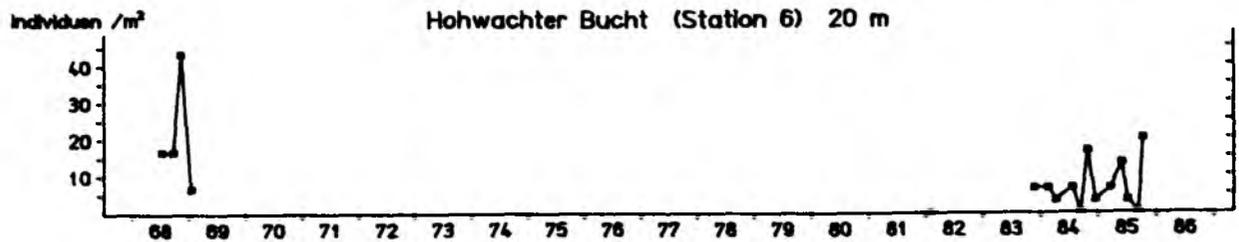
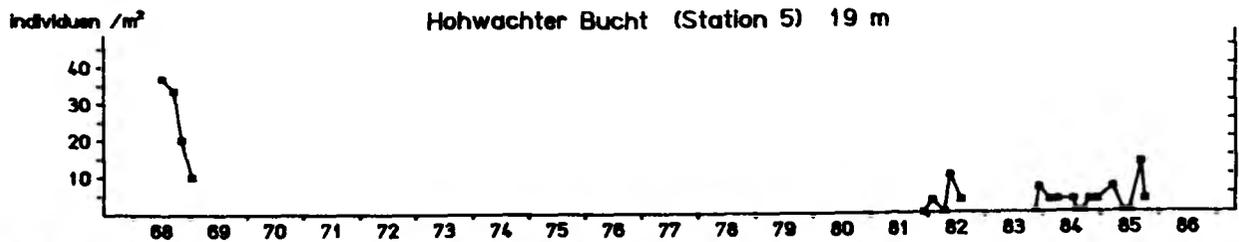


Abb. 170: Abundanz von Arctica islandica in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

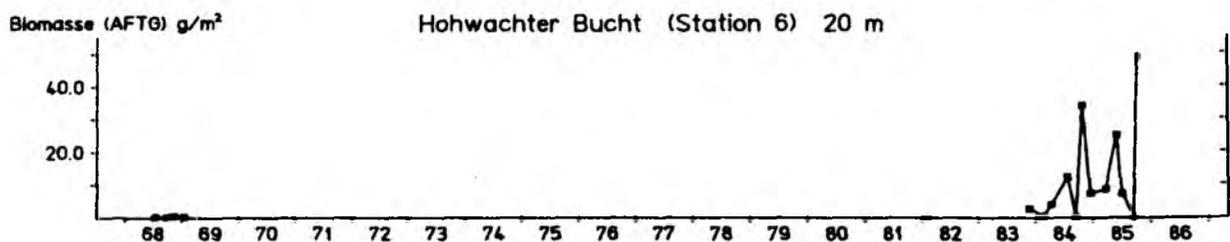
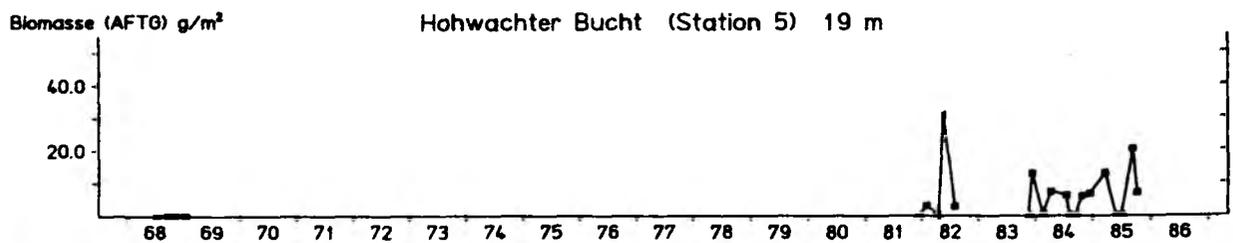
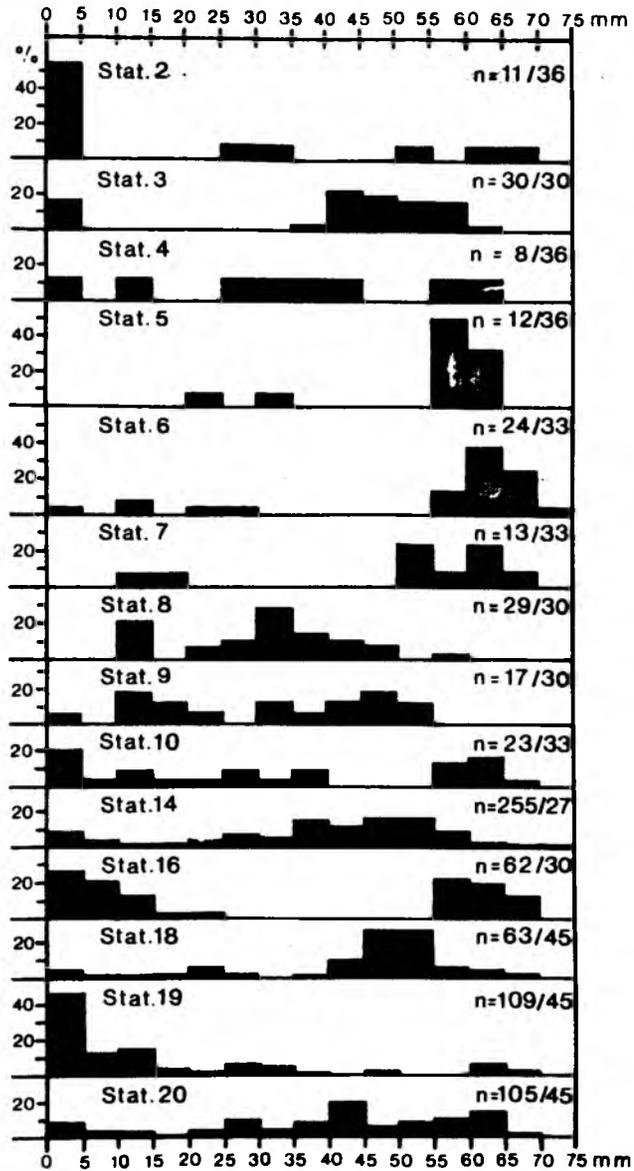


Abb. 171: Biomasse von Arctica islandica in der Hohwachter Bucht, 1968/69 und 1981 - 1985

mm Länge fast lückenlos vertreten ist. Den meisten Nachwuchs gab es 1984/85 auf Station 19, wo die Exemplare von 1 - 5 mm Länge 46 % aller dort gefundenen Tiere ausmachten.

In den übrigen Gebieten ist das Größenspektrum mehr oder weniger lückenhaft abgedeckt, besonders in der Hohwachter Bucht. Hier waren 1984/85 von insgesamt 36 Individuen 7 kleiner als 30 mm, alle anderen waren 57 - 69 mm lang. ARNTZ (unpubl.) hatte hier 1968/69 ausschließlich Exemplare von höchstens 10 mm Länge gefunden. Nach Untersuchungen von RUMOHR (1980) erreicht A. islandica im ersten Lebensjahr eine Länge von durchschnittlich 3, höchstens aber 7 mm. Demzufolge hatten



**Abb. 172:** Größenverteilung aller 1984/85 in den Greiferproben gefundenen Exemplare von *Arctica islandica*. Angegeben sind die Gesamtindividuenzahl (= 100 %) und die Zahl der Proben.

die 1984/85 gefundenen Tiere frühestens 1967 gesiedelt und waren nun 17 bis 18 Jahre alt.

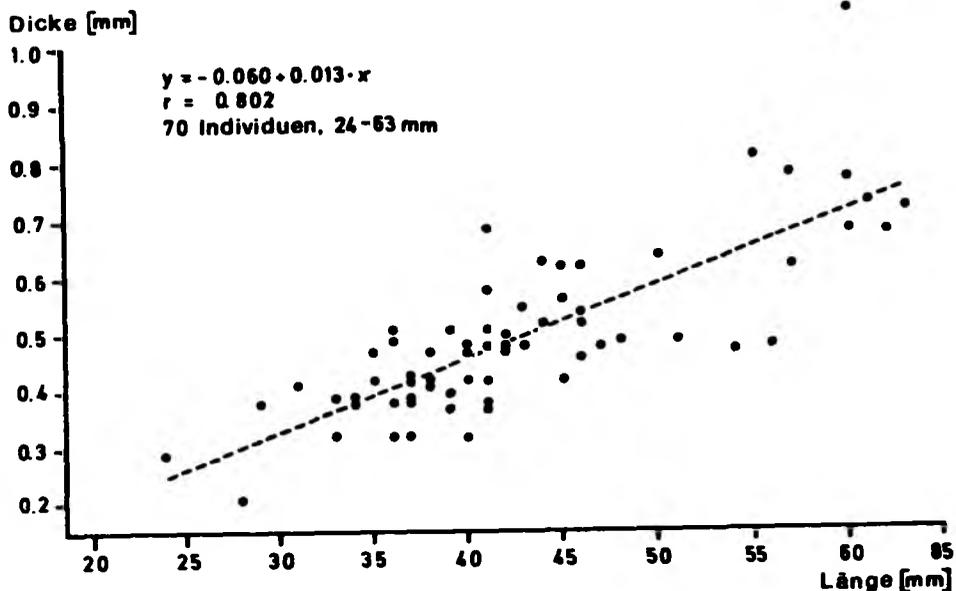


Abb. 173: Korrelation zwischen Länge und geringster Dicke der Schalen von *Arctica islandica* am Beispiel von Station 18, Süderfahrt, 26.8.83. 95%-Vertrauensgrenzen:  $a = -0,060 \pm 0,180$   
 $b = 0,013 \pm 0,002$   
 $r = 0,802; 0,699 - 0,873$

### 3.3.9.3 Veränderung der Schalendicke

Auf den Gedanken, die Schalendicke von *A. islandica* zu untersuchen, kam ich im August 1983, als ich beim Sammeln größerer Mengen dieser Art auf Station 18 (Süderfahrt) den Eindruck hatte, als seien die Schalen weniger robust als in den Jahren zuvor. Sie zerbrachen bei der Handhabung an Bord (Spülen im Sieb, Umfüllen in andere Gefäße) leichter als sonst. Es genügte schon der Fall aus wenigen Zentimetern Höhe auf harten Untergrund, bei manchen auch schon der Druck zwischen Daumen und Zeigefinger einer Hand, daß sie zerbrachen.

Um die Schalendicke unterschiedlich großer Muscheln räumlich und zeitlich unterscheiden zu können, ist ein Maß notwendig, das von der Länge der Tiere unabhängig ist. Man erhält es, wenn man die Länge eines Individuums durch die Dicke seiner Schale dividiert. Der Quotient von Länge/Dicke ist umso höher, je dünner die Schale ist. Die Dicke wurde stets dort gemessen, wo die Schale am dünnsten ist, nämlich kurz unterhalb des Schlosses. Verwendet wurden hierfür nur Muscheln von mindestens 20 mm Länge, da bei kleineren der Meßfehler zu hoch ist.

Abb. 173 zeigt, daß Länge und Dicke positiv miteinander korreliert sind (signifikant auf dem 99,9 %-Niveau), sofern alle untersuchten Muscheln zur gleichen Zeit auf derselben Station gesammelt wurden.

Das verfügbare Datenmaterial ist entsprechend dem Vorkommen von A. islandica in den einzelnen Regionen der Kieler Bucht (siehe 3.3.9.1) von sehr unterschiedlichem Umfang. Ein Überblick über einen längeren Zeitraum ist nur im Millionenviertel (Station 14, 23 m), auf der Süderfahrt (Stationen 18 und 20, 22 und 21 m) und in der Hohwachter Bucht (Stationen 5 und 6, 19 und 20 m) möglich.

Auf Station 14 (Millionenviertel) schwankte von Januar 1984 bis Oktober 1985 der Quotient aus Länge und Dicke zwischen Mittelwerten von 92 und 98. Nur einmal, im Juli 1985, lag er bei 85. Eine Veränderung der Schalendicke hat es hier also 1984/85 nicht gegeben. Bei einer Stichprobe vom August 1978 (10 Individuen, 32 - 50 mm) lag der Quotient allerdings mit 78 ( $\pm 9$ ) deutlich niedriger, so daß es hier möglicherweise doch langfristige Veränderungen gibt.

Auf Station 20 (Süderfahrt) waren die Schalen etwas dicker. Der Längen-Dicken-Quotient lag von Dezember 1983 bis Oktober 1985 im Mittel zwischen 80 und 89. Ein Trend ist nicht zu erkennen.

Anders jedoch auf Station 18 (Süderfahrt). Abb. 174 zeigt, daß der Quotient aus Länge und Dicke von August 1983 bis Februar 1986 allmählich zugenommen hat (signifikant auf dem 99,9 %-Niveau), die Schalen also dünner geworden sind. Da mit Länge und Dicke zwei Variablen in die Rechnung eingehen, deren Verhältnis zueinander individuell sehr verschieden ist, da außerdem besonders bei der Messung der Schalendicke Fehler möglich sind, ist auch die Streuung der Werte sehr groß. Plausibel wird das Ergebnis jedoch dadurch, daß die Vertrauensgrenzen für  $b$  (Steigung der Geraden) sehr klein sind.

In der Hohwachter Bucht (Stationen 5 und 6) ist der Trend zur Verringerung der Schalendicke noch deutlicher (signifikant auf dem 99,9 %-Niveau), wie Abb. 175 zeigt. Die Vertrauensgrenzen entsprechen in der Größenordnung denen auf Station 18 (s.o.).

Auf allen übrigen Stationen reichen die Daten nicht aus, um Veränderungen über die Zeit zu erkennen. In der Dorschmulde (Station 4, 21 m) waren im Oktober 1985 die Schalen mit einem Längen-Dicken-Quotienten von 113 ( $\pm 15$ ; 18 Individuen, 35 - 59 mm) ebenso dünn wie zur gleichen Zeit auf den Stationen 5, 6 und 18 (s.o.). Auch die Schalen auf Station 3 (Kiel-Flensburg-Weg, 22 m) lagen im Juli 1985 mit einem Quotienten von 112 ( $\pm 28$ ; 8 Individuen, 45 - 61 mm) in dieser Größenordnung.

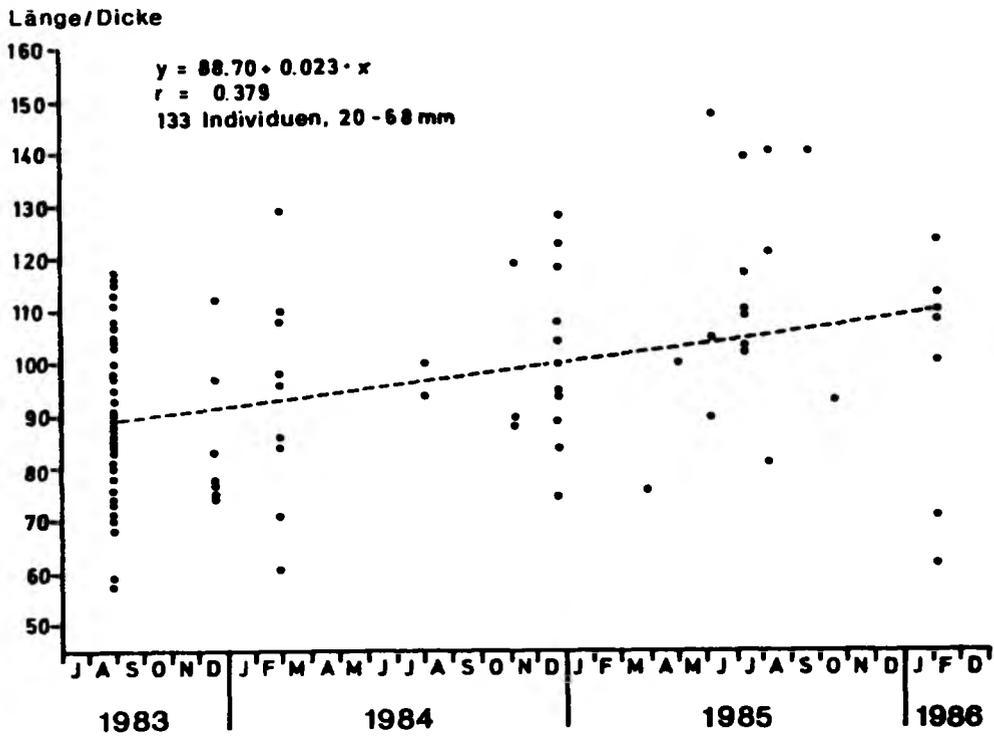


Abb. 174: Veränderung von Länge/Dicke der Schalen von *Arctica islandica* von 1983 bis 1986 auf Station 18, Südferahrt.  
 95%-Vertrauensgrenzen:  $a \pm 83,731$ ;  $b \pm 0,01$ ;  $r 0,223 - 0,516$

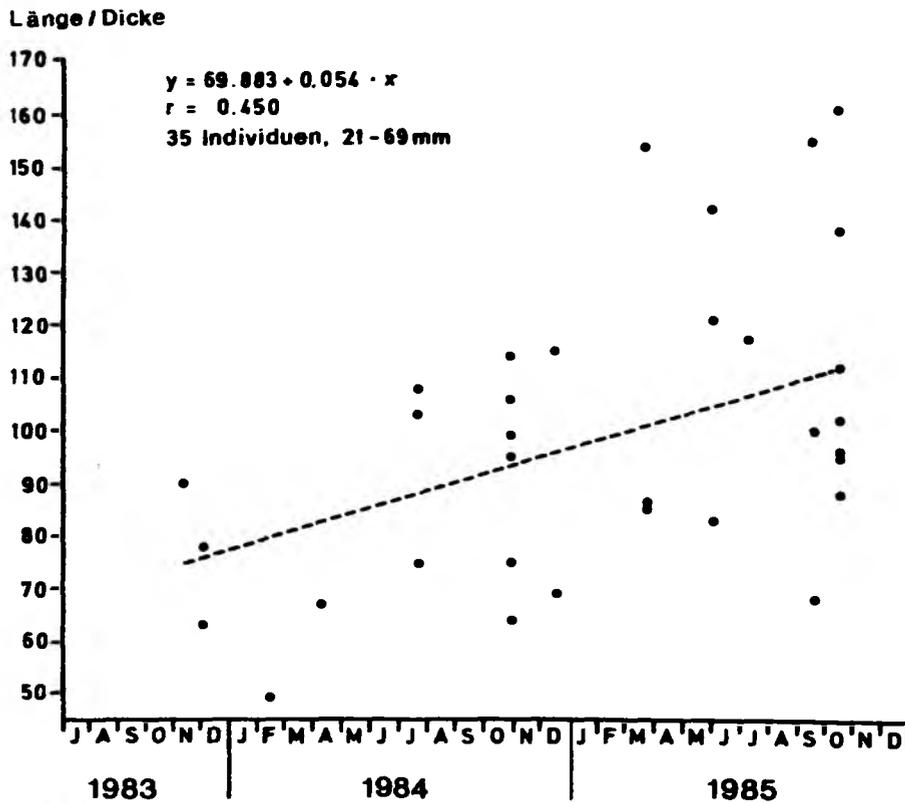


Abb. 175: Veränderung von Länge/Dicke der Schalen von *Arctica islandica* von 1983 bis 1985 in der Høhwachter Bucht (Stationen 5 und 6).  
 95%-Vertrauensgrenzen:  $a \pm 196,263$ ;  $b \pm 0,038$ ;  $r 0,134 - 0,668$

Wesentlich dicker waren dagegen die Schalen der Muscheln, die am 7.10.85 bei Boknis Eck (Station 1) in 24 bis 28 m Tiefe mit dem Grundschleppnetz gefangen worden waren (siehe auch 3.3.7.1). Der Quotient aus Länge und Dicke betrug hier 76 ( $\pm$  11; 25 Individuen, 32 - 50 mm). Es wird zu diskutieren sein, warum am unwirtlichsten aller Standorte in der Kieler Bucht die Schalen von A. islandica besonders dick sind.

Ganz ähnlich beschaffen waren die Schalen ganz in der Nähe, bei Boknis Eck auf 20 m Tiefe (Station 10). Hier betrug am 13.9./7.10.85 der Längen-Dicken-Quotient 70 ( $\pm$  19), allerdings waren es nur 5 Individuen (29 - 59 mm).

#### 3.3.9.4 Befall mit dem Nemertinen Malacobdella grossa

Für die Ermittlung der Befallsraten habe ich von den insgesamt 583 einzeln untersuchten Individuen von A. islandica nur diejenigen berücksichtigt, deren Schalen unversehrt waren, um Fehler auszuschließen. Die kleinste Muschel, die einen Nemertinen enthielt, war 35 mm lang. Im Folgenden geht es daher nur um Muscheln, die mindestens diese Größe haben, insgesamt 385 Individuen.

Von der Darstellung der Befallsraten ist Station 1 ausgenommen. Von dieser Station gab es nur die Muscheln, die am 7.10.85 im Grundschleppnetz gefangen worden waren (siehe 3.3.9.1). Bei einigen Exemplaren, die bereits tot waren, standen die Schalen schon offen, bei den anderen wurden sie an Bord geöffnet, um die Schwächung durch die anoxischen Bedingungen festzustellen. Der Befall mit M. grossa ist daher bei diesen Tieren nicht quantifizierbar.

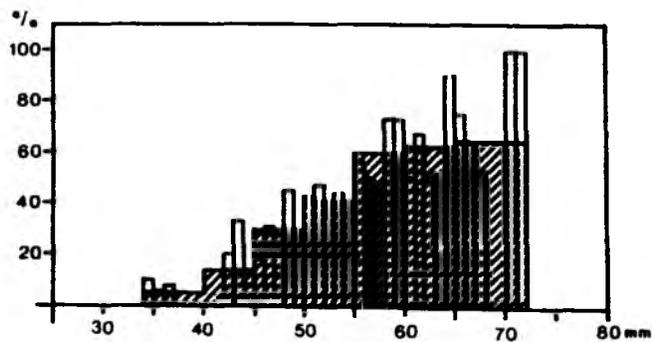
In Abb. 176 ist in der Zusammenfassung aller übrigen Stationen zu sehen, daß der Befall mit Nemertinen umso höher ist, je größer die Muscheln sind. Es gibt jedoch auch regionale Unterschiede in den Befallsraten, wie aus Tab. 21 hervorgeht. Am höchsten ist der Befall im Westgebiet. Auf Station 10 (Boknis Eck, 20 m) enthielten alle untersuchten Muscheln einen Nemertinen. In der Dorschmulde scheint der Befall ebenso hoch zu sein wie im Westgebiet, allerdings gab es hier

**Tab. 21:**

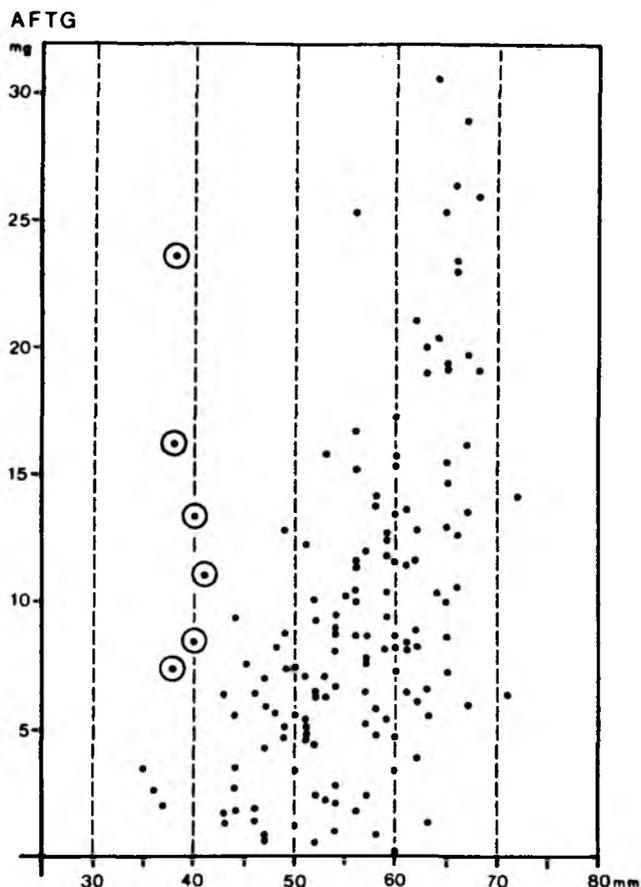
**Befall von *Arctica islandica* mit *Malacobdella grossa* in der Kieler Bucht von August 1983 bis Februar 1986.**

**Gebiete: WG = Westgebiet: Stationen 2, 3, 7 und 10  
 DM = Dorschmulde: Station 4  
 VR = Vejsnäs-Rinne: Stationen 8 und 9  
 MV = Millionenviertel: Stationen 14 und 16  
 SF = Süderfahrt: Stationen 18, 19 und 20  
 HB = Hohwachter Bucht: Stationen 5 und 6**

<u>Länge</u>		<u>Gebiet</u>					
		WG	DM	VR	MV	SF	HB
35 - 40 mm	untersucht	2	2	7	17	37	1
	befallen	2	0	1	0	0	0
	% befallen	100	0	14	0	0	0
41 - 45 mm	untersucht	4	2	3	12	41	1
	befallen	4	0	0	2	3	0
	% befallen	100	0	0	14	7	0
46 - 50 mm	untersucht	6	9	3	29	28	0
	befallen	3	5	1	3	5	0
	% befallen	50	56	33	10	18	0
51 - 55 mm	untersucht	7	5	2	28	24	0
	befallen	3	4	1	6	13	0
	% befallen	43	80	50	21	54	0
56 - 60 mm	untersucht	12	1	1	22	28	3
	befallen	11	1	0	14	11	1
	% befallen	92	100	0	64	39	33
61 - 65 mm	untersucht	5	0	0	14	20	9
	befallen	5	0	0	6	11	8
	% befallen	100	0	0	43	55	89
66 - 72 mm	untersucht	2	0	0	7	7	8
	befallen	2	0	0	4	3	7
	% befallen	100	0	0	57	43	88



**Abb. 176:** Längenabhängigkeit des Befalls von *Arctica islandica* mit *Malacobdella grossa* in 1mm- und 5mm-Klassen. Zusammenfassung aller 1983 - 1986 gesammelten Muscheln von allen Stationen außer Station 1.



**Abb. 177:** Gewicht von Malacobdella grossa im Verhältnis zur Länge der jeweiligen Wirtsmuschel Arctica islandica. Die auf Station 1 (Boknis Eck, 28 m) gefundenen Nemertinen sind hervorgehoben.

nur wenige große Muscheln. Das gleiche gilt für die Vejsnäs-Rinne. In der Hohwachter Bucht gab es hingegen kaum kleine Muscheln von 35 – 55 mm Länge. Von den größeren enthielt jedoch fast jede einen Nemertinen. Um einiges geringer als in den anderen Gebieten ist der Befall im Millionenviertel und auf der Süderfahrt.

In keiner Wirtsmuschel wurde mehr als 1 Nemertine gefunden. Abb. 177 zeigt, daß M. grossa umso größer werden kann, je größer die Wirtsmuschel ist. Allerdings kamen in Muscheln bis zu 63 mm Länge auch sehr kleine Nemertinen vor, so daß offenbar grundsätzlich jede A. islandica zwischen 35 und 63 mm Länge für eine Besiedelung in Frage kommt.

Besonderes Augenmerk verdienen wiederum die Muscheln, die am 7.10.85 bei Boknis Eck (Station 1) im Grundschleppnetz gefangen worden waren (siehe 3.3.9.1), und die bereits durch ihre relativ dicken Schalen auffielen (siehe 3.3.9.3). Die in diesen Muscheln gefundenen Nemerti-

nen sind in Abb. 177 besonders gekennzeichnet. Sie sind im Verhältnis zur Wirtsmuschel deutlich größer als die auf allen anderen Stationen. Sie lebten in Muscheln von 38 - 41 mm Länge, entsprechen in ihrem Gewicht aber solchen, die auf den anderen Stationen in Muscheln von 50 - 70 mm Länge vorkamen. Ohne Altersbestimmung läßt sich das nicht erklären. Zwei dieser großen Nemertinen wurden in Muscheln gefunden, deren Schalen aufklappten und die, dem Geruch zufolge, bereits tot waren. Ob die Nemertinen zur Zeit des Fanges noch lebten, ist unbekannt, da sie erst im Labor entdeckt wurden. Jedenfalls deuten diese beiden Funde darauf hin, daß die Toleranz von M. grossa gegenüber Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff ebenso hoch ist wie die von A. islandica.

### 3.3.10 Vorkommen von Astarte spp.

Die drei Astarte-Arten A. borealis, A. elliptica und A. montagui wurden auf fast allen Stationen gefunden, allerdings in sehr unterschiedlicher Häufigkeit. Auf den Stationen 2, 3, 6 und 8 kamen sehr selten wenige kleine Exemplare vor, die möglicherweise nur hierher verdriftet worden waren. Auf den Stationen 16 und 19 sind die vereinzelt Funde durch die Nähe zu Stationen mit hohem Astarte-Vorkommen (Stationen 14 und 20) zu erklären. Auf den Stationen 4 und 9 wurde Astarte spp. nur dann gefunden, wenn offenbar die Position nicht genau angesteuert worden war, so daß sandiges Sediment erfaßt wurde. Auf den Stationen 1, 5 und 18 gab es überhaupt keine Funde.

Da die drei Arten typische Bewohner sandiger Böden sind, waren sie folglich nur auf den Stationen 7, 10, 14 und 20 (Sedimente siehe 3.1, Tab. 3 und 4) regelmäßig vertreten und von hoher Abundanz. Die Abb. 178 - 184 geben einen Überblick über das Vorkommen der drei Arten auf den genannten vier Stationen. In Abb. 185 ist die Größenverteilung der drei Arten auf den Stationen 7, 10, 14 und 20 dargestellt. Von Station 20 habe ich keine regelmäßigen Längenmessungen. Dafür sind über das Vorkommen von A. elliptica und A. montagui auf dieser Station sehr detaillierte Informationen bei TRUTSCHLER (1986) zu finden, die Paral-

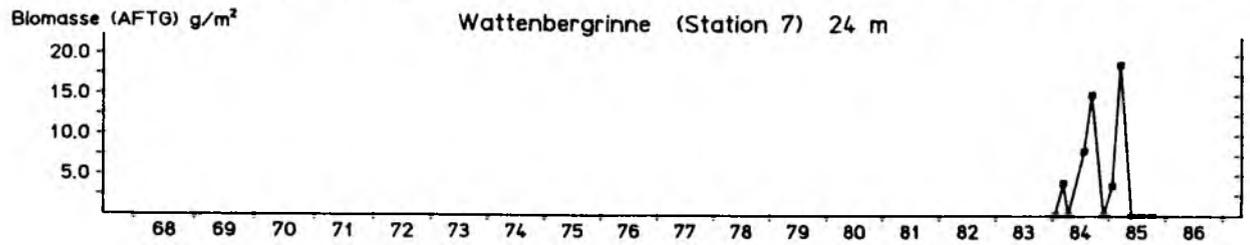
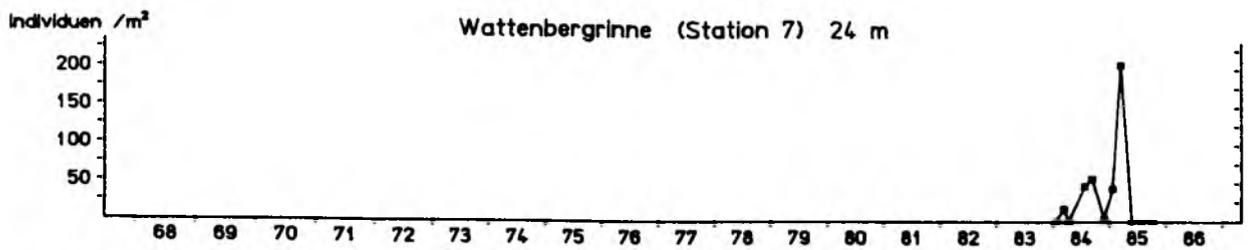


Abb. 178: Abundanz und Biomasse von Astarte borealis in der Wattenbergrinne, 1984/85

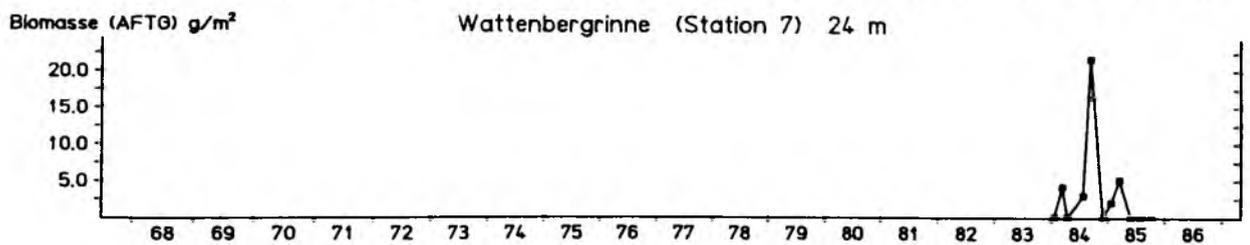
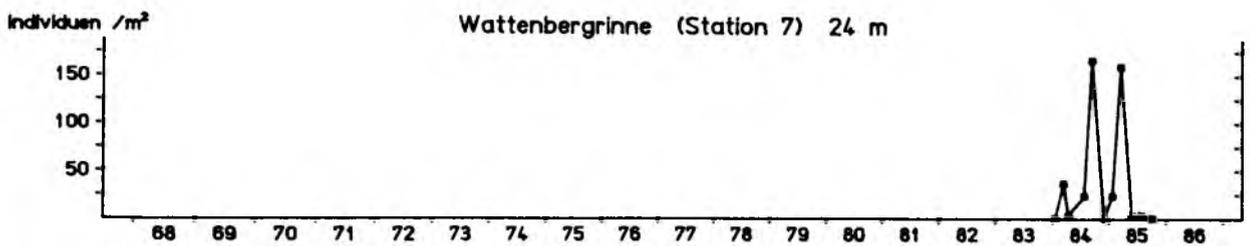


Abb. 179: Abundanz und Biomasse von Astarte elliptica in der Wattenbergrinne, 1984/85

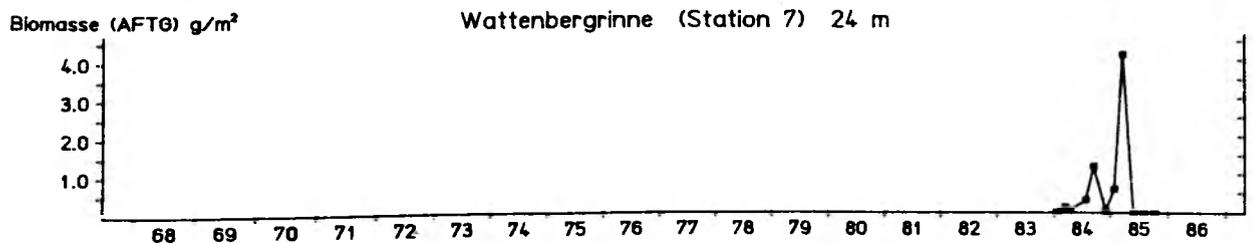
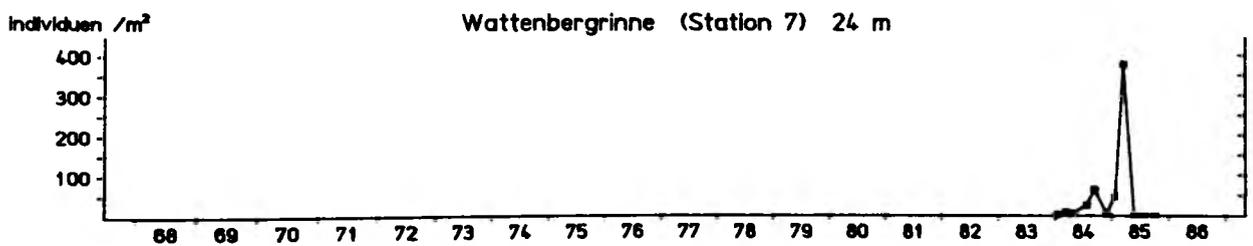
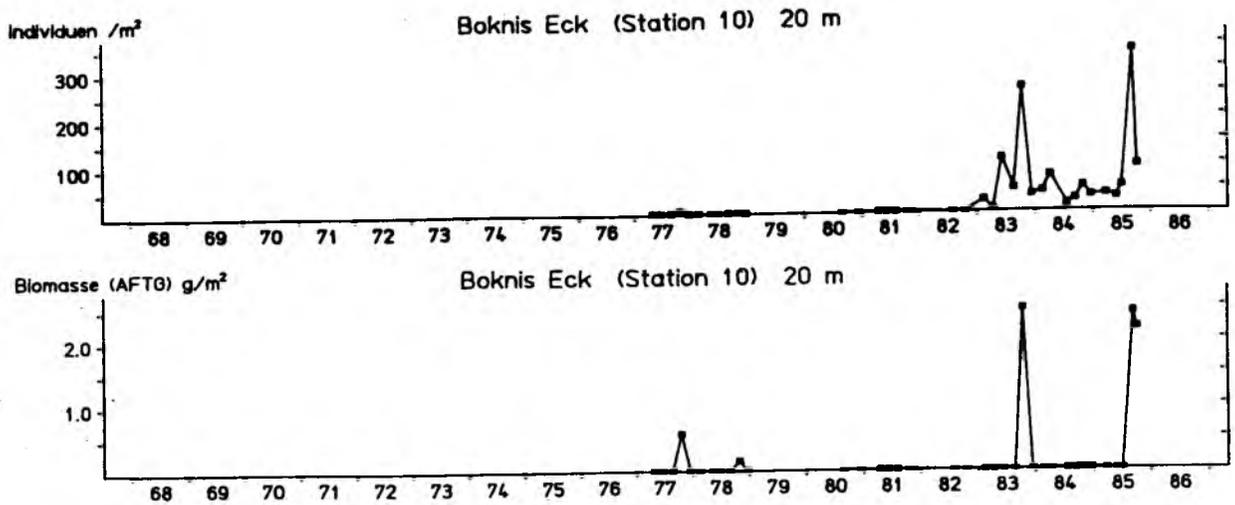
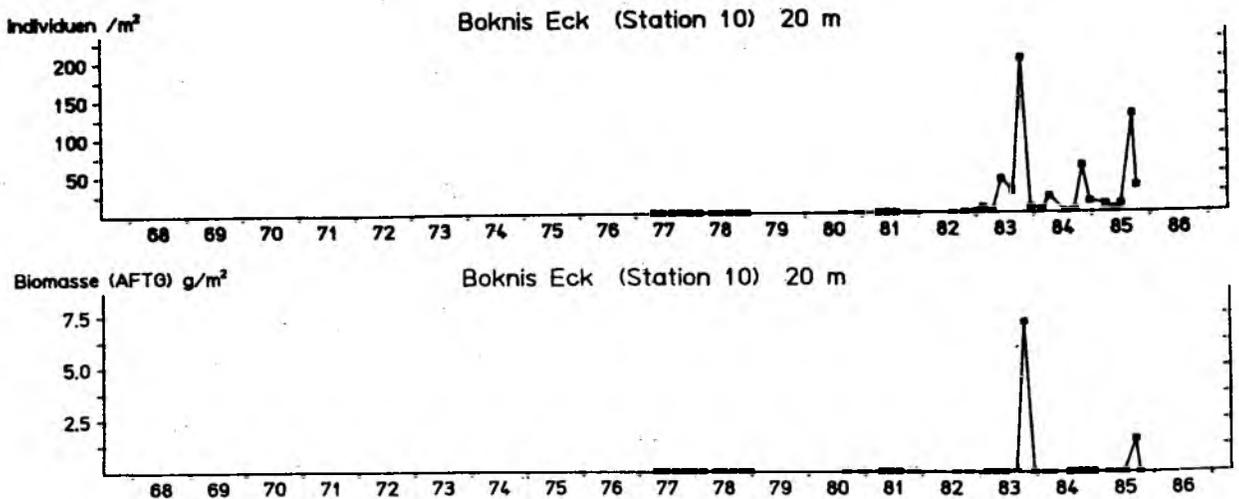


Abb. 180: Abundanz und Biomasse von Astarte montaguui in der Wattenbergrinne, 1984/85



**Abb. 181:** Abundanz und Biomasse von Astarte borealis bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

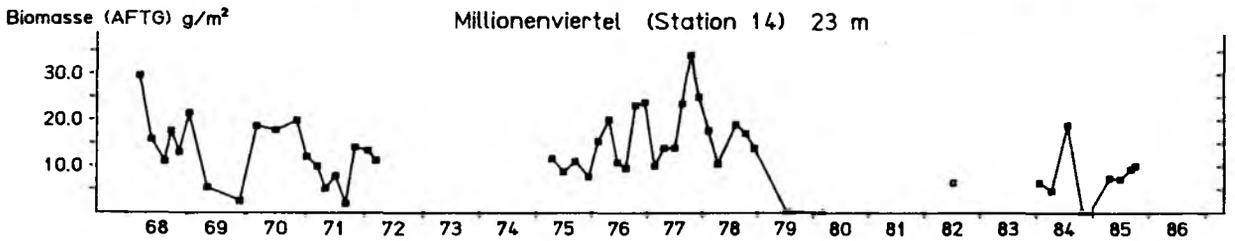
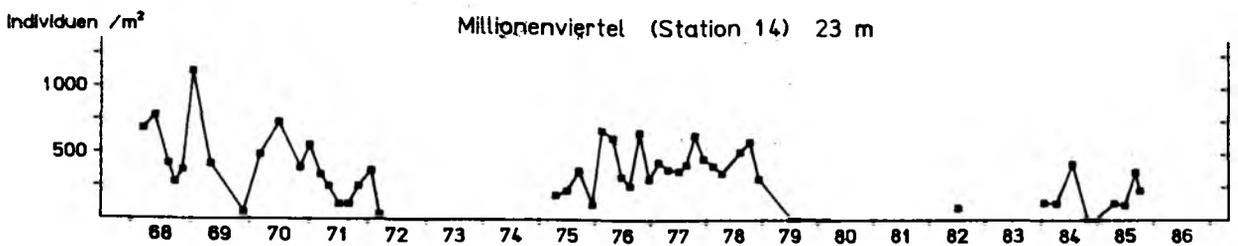


**Abb. 182:** Abundanz und Biomasse von Astarte elliptica bei Boknis Eck, 1977/78 und 1980 - 1985

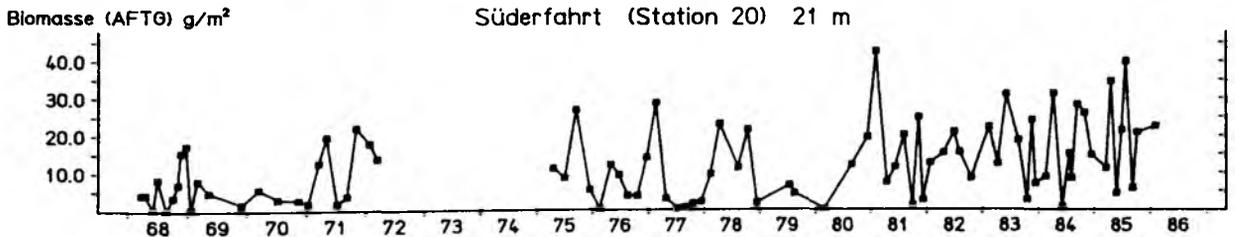
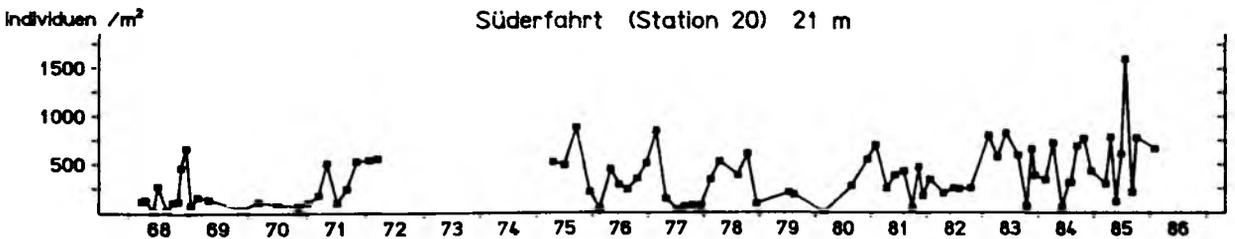
lelproben zu dieser Arbeit gesammelt und ausgewertet hat.

Auf Station 7 (Abb. 178 - 180 und 185) gab es 1984/84 von allen drei Arten ganz überwiegend große, alte Tiere. Die Rekrutierung muß in den letzten Jahren hier sehr gering gewesen sein.

Auf Station 14 (Abb. 183 und 185) waren 1984/85 bei allen drei Arten die mittleren Längensklassen am häufigsten vertreten. Besonders viele kleine Exemplare gab es von A. elliptica. Aus früheren Jahren liegen keine Größenangaben vor. Abundanz und Biomasse lassen jedoch darauf schließen, daß die Zusammensetzung des Bestands hier keinen großen Schwankungen unterliegt.



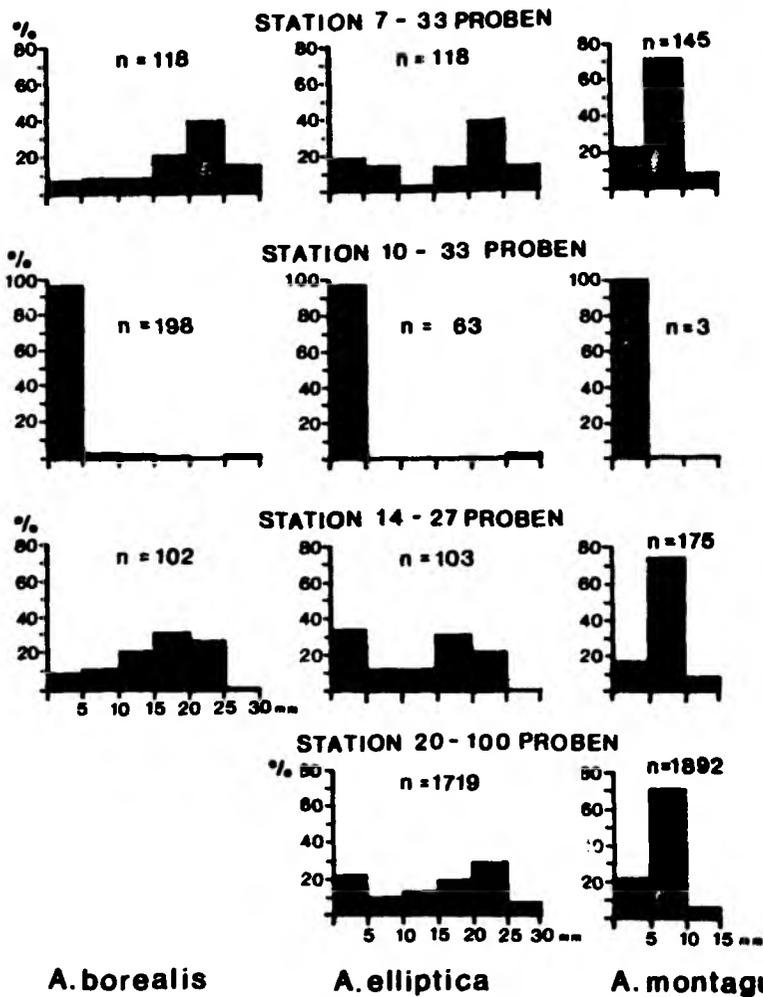
**Abb. 183:** Abundanz und Biomasse von Astarte spp. (= Summe von A. borealis, A. elliptica und A. montagui) im Millionenviertel, 1968 - 1972, 1975 - 1980, 1982 und 1984/85



**Abb. 184:** Abundanz und Biomasse von Astarte spp. (= Summe von A. borealis, A. elliptica und A. montagui) auf der Süderfahrt, Station 20, 1968 - 1972 und 1975 - 1986

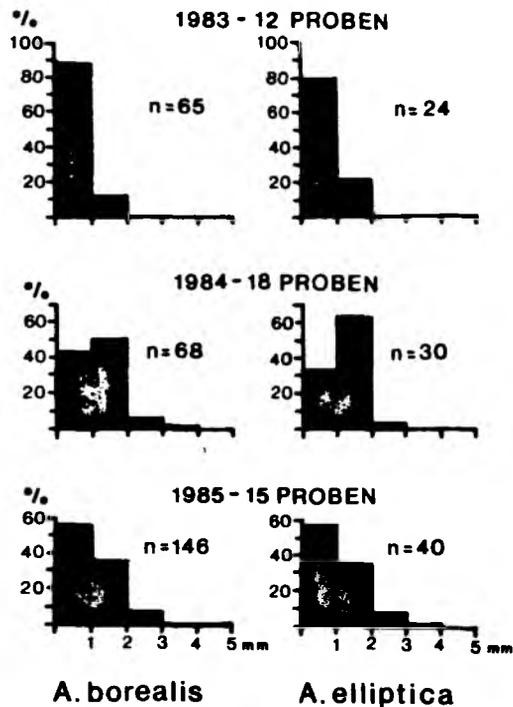
Für Station 20 (Abb. 184 und 185) gilt das gleiche wie für Station 14. Hier ist hervorzuheben, daß diese Station von allen untersuchten Stationen das weitaus größte Vorkommen aller drei Arten aufweist. Auch waren sie nur hier in fast allen Einzelproben zu finden und fehlten 1984/85 in keiner einzigen Probe.

Ganz anders war die Größenzusammensetzung auf Station 10 (Abb. 181, 182 und 185). Schon 1977 und 1978 hatte es hier nur kleine Tiere gegeben (siehe Tab. 24). A. montagui kam überhaupt nicht vor, die beiden anderen Arten waren sehr selten. Bis einschließlich 1982 wurde dann kein einziges Exemplar mehr gefunden. Seit 1983 jedoch waren alle



**Abb. 185:** Prozentuale Längenverteilung aller 1984/85 in den Greiferproben auf den Stationen 7, 10, 14 und 20 gefundenen Astarte spp. Angaben für Station 20 aus TRUTSCHLER (1986).

drei Arten regelmäßig zu finden und von hoher Abundanz. Es waren fast ausschließlich sehr kleine Tiere, deren Biomasse entsprechend gering war. Das sehr geringe Vorkommen von A. montagui ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß man diese Art in diesem Größenbereich kaum von A. borealis unterscheiden kann. Aus der Abb. 186, in der, nach Jahren und einzelnen Millimetern getrennt, A. borealis und A. elliptica bis 5 mm Größe dargestellt sind, wird deutlich, daß diese Muscheln sehr langsam wachsen (siehe auch TRUTSCHLER, 1986).



**Abb. 186:** Prozentuale Längenverteilung von *Astarte borealis* und *A. elliptica* auf Station 10, Boknis Eck (20 m), 1983, 1984 und 1985. Tiere von mehr als 5 mm Länge sind nicht berücksichtigt.

### 3.4 Fischerei

#### 3.4.1 Reaktion der Fische auf Sauerstoffmangel

Fast alle Schlepptrecken in der Kieler Bucht (siehe Abb. 1) liegen unterhalb von 20 m Tiefe bzw. in der Hohwachter Bucht unterhalb von 18 m Tiefe, also unterhalb der sommerlichen Sprungschicht. Die einzige Ausnahme ist die Schlepptrecke am Stollergrund, die bis in 16 m Tiefe und damit über den Bereich der Sprungschicht hinaufreicht. Die einzige Fischart, von der zur Zeit Fangdaten für die Jahre 1983 bis 1985 durchgehend verfügbar sind, ist der Dorsch (*Gadus morhua* L.). Von den Schlepptrecken Boknis Eck, Stollergrund und Dorschmulde liegen außerdem publizierte Daten in FIEDLER et al. (1984) vor, die ich für die

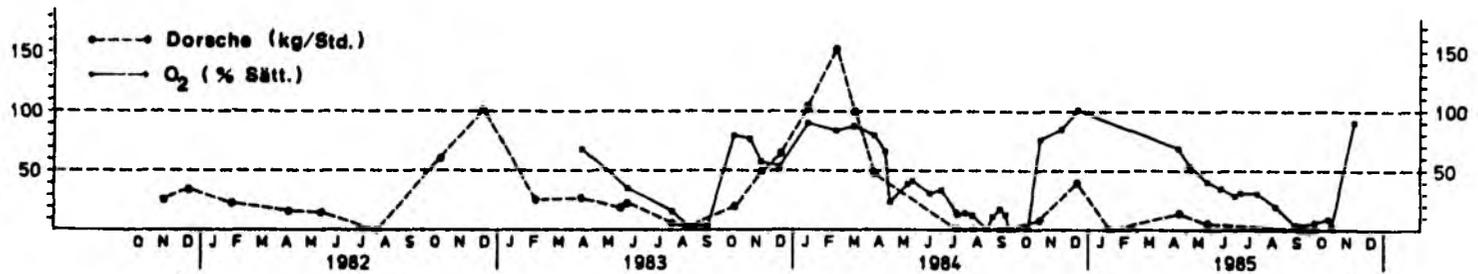


Abb. 187: Dorschfänge bei Boknis Eck im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 1 (28 m)

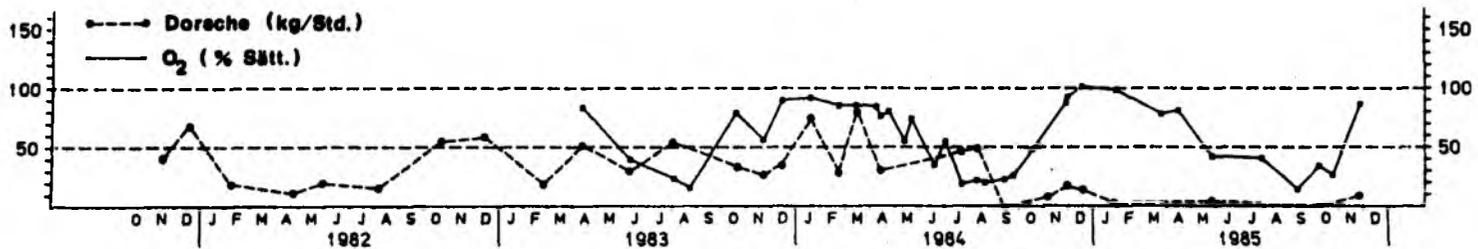


Abb. 188: Dorschfänge am Stollergrund im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 2 (21 m)

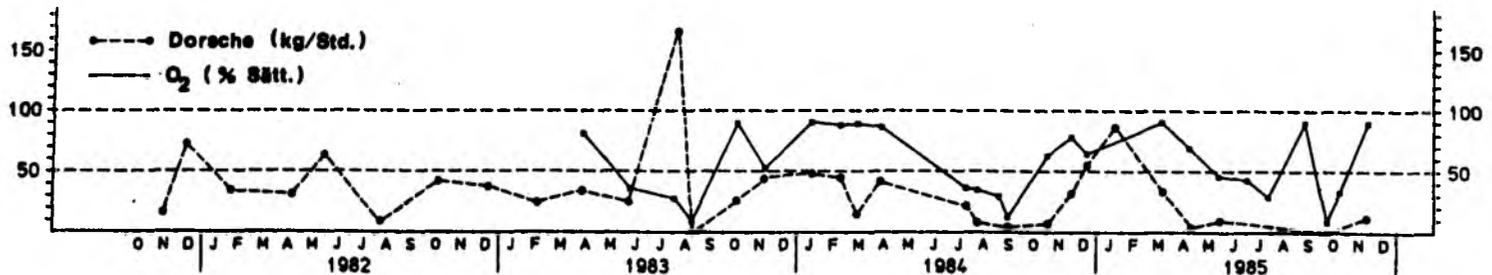


Abb. 189: Dorschfänge in der Dorschmulde im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 4 (21 m)

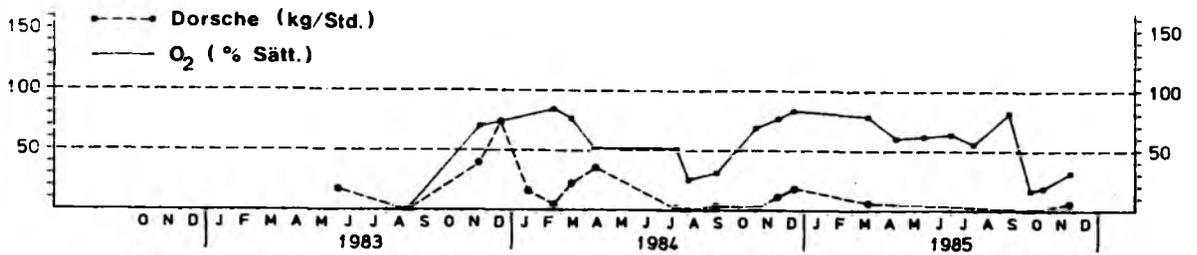


Abb. 190: Dorschfänge in der Vejsnäs-Rinne im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 8 (30 m)

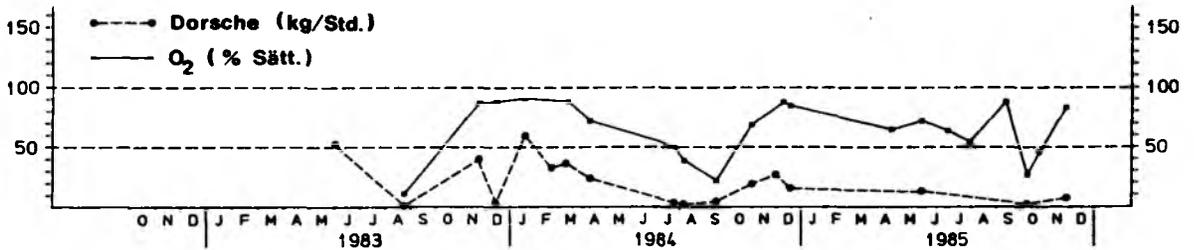


Abb. 191: Dorschfänge im Millionenviertel im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 14 (23 m)

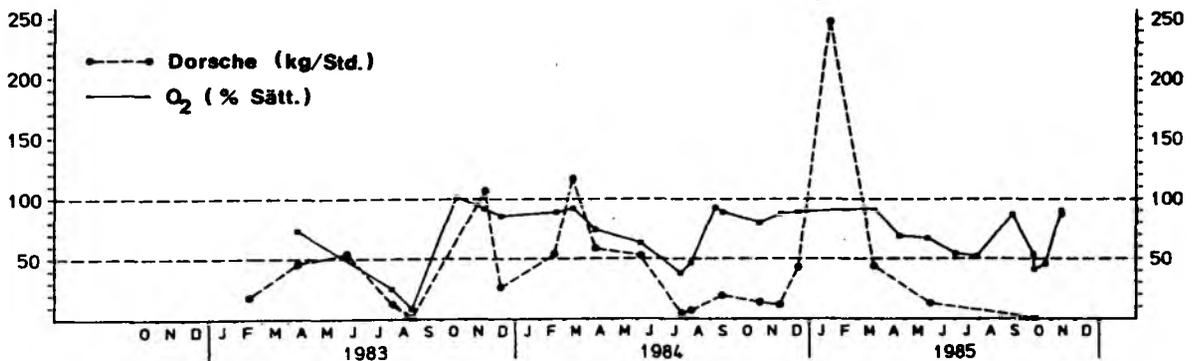


Abb. 192: Dorschfänge auf der Süderfahrt im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 20 (22 m)

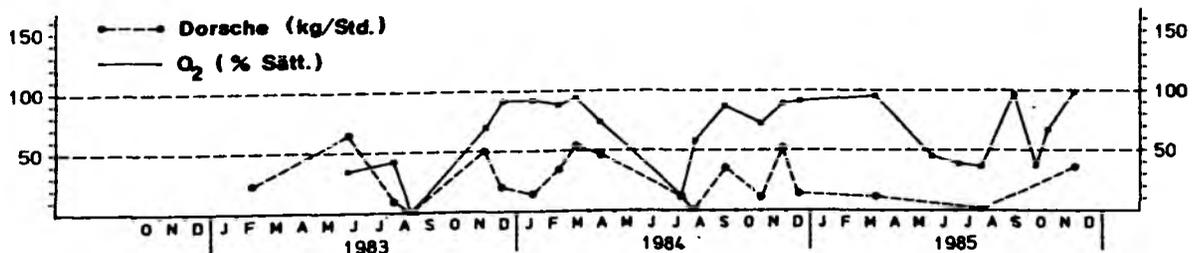


Abb. 193: Dorschfänge in der Hohwachter Bucht im Vergleich zum Sauerstoff am Grund von Station 5 (18 m)

Zeit von November 1981 bis Ende 1982 verwendet habe.

In den Abb. 187 - 193 sind die Dorschfänge auf allen Schlepptrecken im Vergleich zu den gleichzeitig am Grund gemessenen Sauerstoffwerten dargestellt. Daß die grundsätzliche Übereinstimmung im Verlauf beider Kurven auf einem ursächlichen Zusammenhang beruht, geht daraus hervor, daß diese Übereinstimmung am Stollergrund, der flachsten aller Schlepptrecken, nicht besteht.

Für das Jahr 1981 habe ich die Flucht der Fische vor dem Sauerstoffmangel in flachere Regionen bereits in WEIGELT (1985) und WEIGELT & RUMOHR (1986) anhand der Auskünfte der Berufsfischer darstellen können.

Aus dem Sommer 1982 gibt es nur sehr wenige Sauerstoffmessungen (siehe 3.2.2). Aber die geringen Fänge im August und September bei Boknis Eck (Abb. 187) und in der Dorschmulde (Abb. 189), die außer Dorsch auch kaum andere Arten enthielten, deuten auf ungünstige Sauerstoffverhältnisse hin.

Ein besonders gutes Beispiel für den Zusammenhang zwischen Sauerstoffmangel und geringer Fangmenge bietet die Fahrt vom 23. bis 26. August 1983, in der Zeit starken Sauerstoffmangels (siehe 3.2.2). Nur am Stollergrund (Abb. 188) gab es nennenswerte Fänge, in 2 Hols insgesamt 287 Dorsche mit 80 kg Gewicht. Bei Boknis Eck, in der Dorschmulde und in der Vejsnäs-Rinne (Abb. 187, 189 und 190) waren in keinem Hol mehr als 10 kg Dorsch enthalten, und auch der Beifang war äußerst gering. Im Millionenviertel, auf der Süderfahrt und in der Hohwachter Bucht (Abb. 191, 192 und 193) wurde überhaupt kein Fisch gefangen. Dem entsprechen auch die Fänge auf drei Schlepptrecken in der Mecklenburger Bucht zur gleichen Zeit. Nur auf einer dieser Strecken gab es reichliche Fänge, und die liegt ebenso wie die am Stollergrund oberhalb von 20 m Tiefe. Der besonders gute Fang Anfang August in der Dorschmulde (Abb. 189) bestand möglicherweise aus Dorschen, die zuvor aus der bis zu 30 m tiefen Vejsnäs-Rinne ausgewichen waren, wo der Sauerstoffmangel sich wahrscheinlich früher bemerkbar machte als in der nur 21 m tiefen Dorschmulde.

Ähnlich wie 1983, wenn auch nicht so kraß, waren die Verhältnisse im Sommer 1984. Im Juli und August gingen bei Boknis Eck (Abb. 187) bei 3 Hols insgesamt nur 7 Dorsche ins Netz, während es gleichzeitig am Stollergrund (Abb. 188), also ganz in der Nähe, reichliche Fänge gab.

Erst im September, als hier bereits unterhalb von 14 m Tiefe die Sauerstoffsättigung unter 40 % lag (siehe 3.2.2, Abb. 23), wurde auch am Stollergrund kein Dorsch mehr und auch sonst fast nichts gefangen. Im Juli und August 1984 waren auch auf den übrigen Schlepptrecken Dorsche selten und die Gesamtfänge sehr gering. Im September wurden bei Boknis Eck (Abb. 187) überhaupt keine, in der Dorschmulde und in der Vejsnäs-Rinne (Abb. 189 und 190) nur sehr wenige Fische gefangen. Im Millionenviertel und auf der Süderfahrt (Abb. 191 und 192) waren zwar die Dorschfänge sehr gering, aber andere Arten, besonders Plattfische waren wieder häufig. Nur in der Hohwachter Bucht (Abb. 193) wurden im September wieder viele Dorsche gefangen.

Auch 1985 gab es immer dann sehr geringe Fänge, wenn der Sauerstoff im Bodenwasser knapp wurde. Allerdings sind die Fangdaten für dieses Jahr weniger repräsentativ, da im Sommer die Fahrten zum Teil für andere Zwecke genutzt wurden. Bei der Fahrt vom 7. bis 10. Oktober 1985, zu der Zeit also, als auf allen Stationen die Sauerstoffwerte am niedrigsten waren (siehe 3.2.2), wurde auf allen Schlepptrecken kaum ein Dorsch gefangen. Auch andere Arten waren selten, nur im Millionenviertel und auf der Süderfahrt wurden sehr viele kleine Klieschen (Limanda limanda L.) gefangen. Bei Boknis Eck ging überhaupt kein Fisch ins Netz.

#### 3.4.2 Arten, die in der Kieler Bucht nicht heimisch sind

Wenn sich im Herbst die Schichtung des Wassers auflöst, wenn die Herbststürme salzreiches Mischwasser aus dem Kattegat in die Ostsee treiben und auch durch den Kleinen Belt solches Mischwasser in die Kieler Bucht einströmt, gelangen oft Arten hierher, die in der Nordsee heimisch sind und deren Verbreitungsgrenze normalerweise im Kattegat oder Skagerrak liegt. Im Untersuchungszeitraum, also von 1981 bis 1985 konzentrierte sich ihr Auftreten in der Kieler Bucht im wesentlichen auf die Monate November und Dezember. Von April bis August traten sie nie auf. Sie stellen also vor allem Indikatoren für herbstliche Einstromlagen dar.

Tab. 22:

Arten, die in der Kieler Bucht nicht heimisch sind, aus Grundschieppnetzfangen in der Zeit von November 1981 bis November 1985. Angegeben ist, an wie vielen Terminen die Arten gefunden wurden. Vejsnäs-Rinne und Millionenviertel wurden erst seit Juni 1983 befischt. Es bedeuten: BE = Boknis Eck, SG = Stollergrund, DM = Dorschmulde, VR = Vejsnäs-Rinne, MV = Millionenviertel, SF = Süderfahrt, HB = Hohwachter Bucht.

Art		Schleppstrecke							Länge (cm)
		BE	SG	DM	VR	MV	SF	HB	
Stöcker	<i>Trachurus trachurus</i> (L.)	5	7	9	6	6	8	5	7-14;34,36
Schellfisch	<i>Melanogrammus aeglefinus</i> L.	4	1	2		2			15-23;37,58
Rotzunge	<i>Microstomus kitt</i> (Walb.)	4			1	3	1	1	21-39
Seehecht	<i>Merluccius merluccius</i> (L.)	1	1	1				1	31-48;63
Makrele	<i>Scomber scombrus</i> L.	3	1						22-26
Roter Knurrhahn	<i>Trigla lucerna</i> L.	2					1		14,27,29
Petermännchen	<i>Trachurus draco</i> (L.)						2	1	20,24,24
Pollack	<i>Pollachius pollachius</i> L.	2							37,58
Zwergdorsch	<i>Trisopterus minutus</i> L.				1		1		8,16
Stintdorsch	<i>Trisopterus esmarki</i> (Niss.)	1			1				13,14
Franzosendorsch	<i>Trisopterus luscus</i> (L.)				1				15
Grauer Knurrhahn	<i>Eutrigla gurnardus</i> L.							1	11,15
Kalmar	<i>Loligo</i> spp.	1	1	1			1	1	ca. 8-12

In Tab. 22 sind die Arten aufgeführt, die von November 1981 bis November 1985 in der Kieler Bucht gefangen wurden. Zu beachten ist, daß Vejsnäs-Rinne und Millionenviertel erst seit Juni 1983 befischt wurden. Der regelmäßigste und weitaus zahlreichste Gast war der Stöcker. Er war jeden Herbst fast auf jeder Schleppstrecke zu finden. Es waren fast ausnahmslos Jungfische von 7 - 14 cm Länge, die oft zu Hunderten gefangen wurden. Alle anderen Arten kamen immer nur mit wenigen Exemplaren vor, meistens waren es Einzeltiere.

Im November 1981 wurden bei Boknis Eck und in der Dorschmulde sehr viele Stöcker gefangen (maximal 540 bzw. 157 Stück pro Hol), die dort zu dieser Zeit den größten Teil der Dorschnahrung stellten (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986). Darüber hinaus wurden bei Boknis Eck ein Roter Knurrhahn und eine Rotzunge, sowie in der Dorschmulde zwei Schellfische gefangen. Im Dezember 1981 trat keine dieser Arten mehr auf.

Der Salzwassereinbruch im Herbst 1982 (siehe 3.2) führte mehr Arten in die Kieler Bucht als die Einstromlagen aller anderen Jahre. Bereits im Oktober traten am Stollergrund, in der Dorschmulde, auf der Süderfahrt und in der Hohwachter Bucht Stöcker auf, auf den beiden letzteren

Schleppstrecken auch ein Petermännchen und ein großer Seehecht (63 cm). Im Dezember wurden Stöcker (Stollergrund, Dorschmulde, Süderfahrt, Hohwachter Bucht), Schellfisch, Rotzunge und Seehecht (alle bei Boknis Eck), Makrele (Boknis Eck, Stollergrund), Grauer Knurrhahn und Petermännchen (beide in der Hohwachter Bucht) gefangen. Am spektakulärsten jedoch war das Auftreten kleiner Kalmare auf allen Schleppstrecken. Sie waren nur ungefähr 10 cm lang (Gesamtlänge). Da sie schnelle Schwimmer sind, hingen sie auch nicht im Steert, sondern im Tunnel, wo die Netzmaschen viel zu groß sind, um Tiere dieser Größe quantitativ zu erfassen. Kalmare wurden ausschließlich im Dezember 1982 gefangen.

Noch im Februar 1983 gingen ein paar nicht heimische Arten ins Netz: Bei Boknis Eck ein Schellfisch und am Stollergrund und in der Dorschmulde je ein Seehecht.

Auch im Herbst 1983 kamen wieder zahlreiche Gäste in die Kieler Bucht, nur in der Hohwachter Bucht wurden keine gefangen. Die Vorhut bildeten im Oktober die Stöcker (Boknis Eck, Stollergrund, Dorschmulde), die dann im November auf allen Schleppstrecken vorkamen. Außerdem wurden im November bei Boknis Eck Rotzunge, Makrele, Roter Knurrhahn, Pollack und Stintdorsch, auf der Süderfahrt Schellfisch und Zwergdorsch gefangen. Im Dezember beschränkte sich das Vorkommen der Gäste auf die Vejsnäs-Rinne (Stöcker, Stintdorsch), das Millionenviertel (Rotzunge) und die Süderfahrt (Stöcker, Rotzunge). Ein paar Nachzügler gab es noch Anfang 1984: Im Januar Schellfisch und und Pollack bei Boknis Eck und Schellfisch im Millionenviertel und je eine Rotzunge im Februar bei Boknis Eck und im März in der Vejsnäs-Rinne und in der Hohwachter Bucht.

Bereits im September 1984, früher als in den übrigen Jahren, trafen die ersten Stöcker im Millionenviertel und auf der Süderfahrt ein. Im November gab es sie dann auf allen Stationen. Nie wurden so viele Stöcker gefangen wie am 31. Oktober 1984 auf der Süderfahrt: 1106 Stück = 14 kg in einem Hol. Im Dezember fehlten sie nur bei Boknis Eck und am Stollergrund. Zum ersten Mal wurden sogar zwei große Exemplare von 34 und 36 cm Länge (Millionenviertel, Süderfahrt) gefangen. Weitere Fänge im November und Dezember 1984: Bei Boknis Eck Schellfisch und Makrele, am Stollergrund Schellfisch, in der Vejsnäs-Rinne Zwergdorsch und Franzosendorsch, im Millionenviertel Schellfisch und Rot-

zunge und auf der Süderfahrt Roter Knurrhahn und Petermännchen. Das Jahr 1985 ist weniger repräsentativ durch Fänge abgedeckt. Im November, zum Ende der quantitativen Fischerei, traten am Stollergrund, in der Dorschmulde, in der Vejsnäs-Rinne und im Millionenviertel einzelne Stöcker auf.

### 3.4.3 Bodentiere im Grundschieppnetz, Fischnahrung

Bei der Fischerei mit dem Grundschieppnetz kommt kein Hol an Deck, der nicht auch Benthosorganismen in mehr oder weniger großer Zahl enthält. Hier sollen nur die Fälle berücksichtigt werden, in denen bestimmte Arten in außergewöhnlichen Mengen vorkamen.

Quantitative Untersuchungen der Fischnahrung waren aus Zeitgründen nicht möglich. Da aber Dorsche, wenn sie an Deck liegen, oft einen großen Teil der kurz zuvor aufgenommenen Nahrung erbrechen, können sich daraus Erkenntnisse über das Massenvorkommen bestimmter Benthosarten ergeben. In einzelnen solcher Fälle wurde bereits an Bord der Mageninhalt qualitativ untersucht.

Für das Jahr 1982 sind solche Beobachtungen in WEIGELT (1985) dargestellt.

August 1983: Bei der Fahrt vom 23. bis 26. August 1983 zeigten sich deutlich die Folgen des starken Sauerstoffmangels (siehe 3.2.2). Im Millionenviertel waren Steert und Unterblatt des Netzes dicht mit toten Polychaeten der Gattungen Nephtys, Anaitides und Harmothoe besetzt. Sie waren wohl aus dem anoxischen Boden an die Oberfläche geflüchtet (siehe 3.3.2). In der Hohwachter Bucht war der ganze Abra-alba-Bestand ausgestorben (siehe 3.3.3). Das Netz hing voll mit leeren Schalen, die zum größten Teil am Schloß noch zusammenhängen. Die Muscheln mußten also erst vor kurzem gestorben sein. Es waren so viele, daß das Arbeitsdeck nach dem erneuten Aussetzen des Geschirrs weiß von diesen Schalen war. Nur am Stollergrund wurden während dieser Fahrt große Dorsche ( 40 cm) gefangen (siehe 3.4.1). Ihr Mageninhalt bestand ausschließlich aus Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi, etwa

zu gleichen Teilen. Dorsche dieser Größe ernähren sich in der Regel von Fischen und Arctica islandica (siehe z.B. ARNTZ, 1977). Das offensichtliche Massenvorkommen von D. rathkei und H. sarsi im Bereich dieser Schleppstrecke, die in 16 - 21 m Tiefe, also zum Teil im Bereich der thermohalinen Sprungschicht verläuft, deutet darauf hin, daß beide Arten bei Sauerstoffmangel in flachere Gebiete ausweichen. Leider gibt es keine Bodengreiferproben aus diesem Gebiet zur gleichen Zeit.

Auch der Seestern Asterias rubens hielt sich Ende August 1983 in ungewöhnlichen Mengen am Stollergrund auf. Steert und Unterblatt waren so dicht mit Seesternen besetzt, daß kaum noch ein Zwischenraum blieb. Auch diese Art zieht sich demnach bei Sauerstoffmangel in flachere Gebiete zurück.

November 1983: Bei den auf der Süderfahrt gefangenen Klieschen bestand der Mageninhalt ungefähr zur Hälfte aus Phaxas pellucidus. Die Muscheln waren rund 10 mm lang (siehe 3.3.1.1).

April 1984: Auf allen Schleppstrecken außer Millionenviertel kam Polydora spp. in erheblichen Mengen mit dem Netz an Bord. Besonders viele waren es in der Dorschmulde, bei Boknis Eck und am Stollergrund. Am Stollergrund und auf der Süderfahrt hatten Dorsche und Klieschen in großen Mengen Nephtys spp. von ungefähr 50 mm Länge gefressen. Aus den gleichzeitig auf der Süderfahrt genommenen Greiferproben (siehe 3.3.1.2) geht ein Massenvorkommen von Nephtys spp. nicht hervor, so daß diese Würmer vermutlich in flacheren Bereichen gefressen worden waren. Am Stollergrund (Station 2, 21 m, siehe 3.3.6) jedoch hatte die Abundanz von Nephtys spp. zu dieser Zeit ihr Maximum.

August 1984: Harmothoe sarsi hing bei Boknis Eck, am Stollergrund, in der Dorschmulde, auf der Süderfahrt und in der Hohwachter Bucht massenhaft im Netz, ebenso Polydora spp. in der Dorschmulde und in der Hohwachter Bucht. Nur am Stollergrund gab es in diesem Monat nennenswerte Fänge von Dorsch, Kliesche und Flunder (siehe 3.4.1). Der Mageninhalt der Dorsche bestand zu mindestens 90 % aus H. sarsi und Diastylis rathkei, etwa zu gleichen Teilen. Die Plattfische hatten ungefähr zu 70 % D. rathkei gefressen, der Rest bestand aus Abra alba und Macoma baltica.

Im September und Oktober 1984 war Polydora spp. in der Hohwachter Bucht sehr häufig.

Mai 1985: Bei Boknis Eck und in der Dorschmulde gingen zahlreiche Harmothoe sarsi ins Netz. Auf der Süderfahrt hatten Dorsche und Plattfische fast ausschließlich Diastylis rathkei gefressen.

Oktober 1985: Am Stollergrund, in der Dorschmulde und in der Hohwachter Bucht war Harmothoe sarsi derart zahlreich, daß in Steert und Unterblatt des Netzes pro Knoten wenigstens 1 Exemplar hing. Am Stollergrund hingen außerdem viele tote Nephtys spp. im Netz. Bei Boknis Eck kamen ein paar Dutzend große Arctica islandica an Deck, die zum Teil schon verwest rochen (Einzelheiten siehe 3.3.9.1).

## 4 DISKUSSION

### 4.1 Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht

Das Auftreten von Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht ist als Phänomen an sich seit langem bekannt, den Fischern beispielsweise in Gestalt des "angesteckten", "toten" oder "schietigen Grundes". Wenn durch Sauerstoffmangel die Polychaeten an die Sedimentoberfläche getrieben werden und den Fischen plötzlich Nahrung im Überfluß bieten, gibt es für kurze Zeit reichliche Fänge an "Würmerdorsch", eine Erscheinung, auf die die Fischer in jedem Sommer gezielt achten.

Alten Berichten aus der Zeit von 1875 bis 1939 zufolge trat während dieser Zeit siebenmal Sauerstoffmangel auf, und zwar stets beschränkt auf die vom Großen Belt und damit von der Zufuhr neuen Tiefenwassers am weitesten entfernten Gebiete: die Förden, die Eckernförder und die Hohwachter Bucht (RUMOHR, 1986), aber auch den Südteil des Kleinen Belts (JENSEN, 1937). In den nahe am Großen Belt gelegenen Gebieten Vejsnäs-Rinne, Millionenviertel und Süderfahrt hielten alle deutschen Autoren Sauerstoffmangel für nahezu ausgeschlossen (z.B. KÜHLMORGENHILLE, 1965; ARNTZ et al., 1976; ARNTZ, 1981). Offenbar war nur den Dänen bekannt, daß sowohl im Ostteil der Vejsnäs-Rinne als auch im Fehmarnbelt im Sommer und Herbst mancher Jahre wegen Sauerstoffmangels keine Fischerei möglich war (BAGGE, 1964).

Die Katastrophe des Sommers 1981, welche die unterhalb der Sprungschicht gelegenen Gebiete der gesamten westlichen Ostsee traf (EHRHARDT & WENCK, 1984; MILJÖSTYRELSEN, 1984), setzte völlig neue Maßstäbe. Erst seitdem wird in der Kieler Bucht gezielt auf das Auftreten und die Ausbreitung von Sauerstoffmangel geachtet.

#### 4.1.1 Die Sauerstoffbedingungen bei Boknis Eck, 1957 - 1987

Nirgendwo in der Kieler Bucht sind die Sauerstoffbedingungen so ungünstig wie in der tiefen Rinne vor Boknis Eck. Aber es ist der einzige Ort, wo rund 30 Jahre fast lückenlos mit hydrographischen Daten abgedeckt sind. Gegenstand der folgenden Betrachtungen sind ausschließlich die Sauerstoffwerte, die dort am Grund in 26 bis 28 m Tiefe gemessen wurden. Sie stammen für den Zeitraum 1957 - 1975 aus KREY et al. (1978), für den Zeitraum 1979 - 1982 von HEUSER (unveröff.) und sind für den Zeitraum 1983 - 1985 eigene Daten (siehe 3.2.2).

In Tab. 23 ist für jedes Jahr des Beobachtungszeitraums aufgeführt, in wie vielen Monaten welche Grenzwerte der Sauerstoffsättigung unterschritten wurden, und zwar in 10 %-Intervallen von  $< 50\%$  bis  $0\%$ . Dabei sind aber z.B. in der Spalte " $< 50\%$ " alle Monate aufgeführt, in denen die Sättigung unter  $50\%$  lag, d.h. es sind auch Meßwerte  $< 40\%$ ,  $< 30\%$ ,  $< 20\%$ ,  $< 10\%$  und  $0\%$  enthalten. Entsprechendes gilt für die anderen Grenzwerte. Das bedeutet umgekehrt, daß ein Monat, in dem  $0\%$  Sättigung gemessen wurden, in allen Spalten bis einschließlich  $< 50\%$  aufgeführt ist.

Eine Rangfolge des Sauerstoffmangels in den einzelnen Jahren läßt sich dadurch herstellen, daß man für jedes Jahr die Quersumme bildet. Diese Rangfolge wird dadurch erreicht, daß nach dem zuvor beschriebenen Ordnungsprinzip die Sauerstoffwerte mit einem umso höheren Wert in die Quersumme eingehen, je niedriger sie sind. Für 6 Grenzwerte von  $50\%$  bis  $0\%$  und 12 Monate kann die Quersumme maximal 72 betragen, wenn nämlich ein ganzes Jahr lang die Sauerstoffsättigung bei  $0\%$  liegt. Die Quersumme läßt sich also als Ordnungszahl verwenden. In den Jahren, deren Ordnungszahl 20 oder mehr beträgt, lassen sich nicht nur bei Boknis Eck, sondern auch für weite Bereiche der Kieler Bucht Auswirkungen auf die Bodenfauna nachweisen.

Wie Tab. 23 zeigt, tritt Sauerstoffmangel in den letzten Jahren häufiger auf als früher. Die Jahre 1967 und 1975 stehen noch recht isoliert da, während es seit 1980 kaum noch Erholungsphasen gibt. Naturgemäß ist die Streuung der insgesamt nur 25 Ordnungszahlen sehr groß. Auch sind in einigen Jahren nicht alle Monate mit Daten abgedeckt. Die Ordnungszahl für das Jahr 1959 könnte aber kaum höher als 18 sein. Die

Tab. 23:

Sauerstoffmangel im Bodenwasser bei Boknis Eck (26-28 m) von 1957 bis 1985. Angegeben ist für jedes Jahr, in wie vielen Monaten bestimmte Grenzwerte der Sauerstoffsättigung unterschritten wurden. Dabei stehen unter jedem Grenzwert alle Monate, in denen dieser Wert unterschritten wurde, bis zu Meßwerten von 0 %. Da die Meßwerte umso häufiger berücksichtigt sind, je kleiner sie waren, läßt sich die Quersumme als Ordnungszahl für den Sauerstoffmangel jedes Jahres verwenden.

1957 - 1975: nach Daten aus KREY et al. (1978)

1979 - 1981: nach unveröffentlichten Daten von HEUSER

1983 - 1985: nach eigenen Daten

Für 1976 - 1978 und 1982 liegen keine Daten vor. Die mit "?" gekennzeichneten Jahre sind nicht vollständig dokumentiert.

	<50 %	<40 %	<30 %	<20 %	<10 %	0 %	Summe
1957	1	1	1	1			4 ?
1958	2						2
1959	4	3	3	2			12 ?
1960	5	5	4	2	1		17
1961	5	4	3	3			15
1962	5	3	2	1			11
1963	5	3	2				10
1964	3	2	2	2	1		10
1965	5	4	3	2	1		15
1966	3	2					5
1967	6	6	6	4	3		25
1968	3	3	2	1			9
1969	6	5	5	2	1		19
1970	6	5	5	2	1		19
1971	4	4	3	2	1		14
1972	5	4	4	2	1		16
1973	4	4	3	1			12
1974	5	2					7
1975	7	6	5	3	2		23
1979	6	5	4	3	2		20
1980	6	5	5	4	3		22
1981	6	6	5	4	3	2	26
1983	4	4	3	3	2		16 ?
1984	6	5	4	3	2	1	21
1985	6	5	3	3	2		20

Ordnungszahl für 1983 müßte dagegen mehr als 20 betragen, denn der Sauerstoffmangel dieses Jahres übertraf hinsichtlich der Folgen für die Bodenfauna den des Sommers 1967. Ungeachtet dieser Mängel läßt sich jedoch, wie Abb. 194 zeigt, ein Trend nachweisen (Signifikanz: 95 %). Man könnte einwenden, daß bis 1975 Wassers schöpfer verwendet wurden, ab 1979 Sonden, daß also aus methodischen Gründen erst seit 1979 direkt über dem Grund gemessen werden konnte, wo die Sauerstoffwerte oft niedriger sind als einen Meter darüber. Dem ist entgegenzuhalten, daß die verwendeten Sonden bei Sauerstoffsättigungen unter 10 % sehr unzuverlässig sind. Sie zeigen oft auch dann noch geringe Werte an,

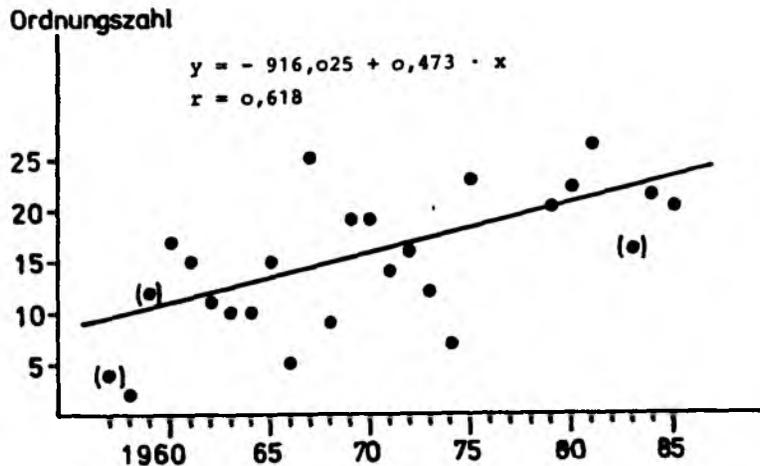


Abb. 194: Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser bei Boknis Eck, dargestellt als Korrelation zwischen der Zeit und den in Tab. 23 hergeleiteten Ordnungszahlen. Die Jahre 1957, 1959 und 1983 sind nicht vollständig dokumentiert.

wenn allem Anschein nach das Bodenwasser keinen Sauerstoff mehr, aber womöglich bereits Schwefelwasserstoff enthält, wie z.B. im Oktober 1985 (siehe 3.1). Aber selbst wenn man nur den Zeitraum von 1957 bis 1975 berücksichtigt, ist der gleiche Trend nachweisbar ( $y = - 924,47 + 0,48 \cdot x$ ;  $r = 0,43$ ; Signifikanz: 90 %), wenn auch natürlich für nur 19 Jahre mit schwächerer Korrelation.

1960 wurden zum ersten Mal weniger als 10 % Sättigung gemessen. Relativ hoch waren dagegen die Werte des Jahres 1964, obwohl KÜHLMORGENHILLE (1965) für den Sommer dieses Jahres das Auftreten starken Sauerstoffmangels im Westteil der Kieler Bucht (Westgebiet und Westteil des Nordgebiets, siehe Abb. 1) angibt.

Zum ersten wirklich schweren Sauerstoffmangel kam es 1967. Während 50 % Sauerstoffsättigung bis dahin frühestens im Juni unterschritten wurden, sank sie nun schon im Mai auf 11 % ab, eine Ausnahme im gesamten Beobachtungszeitraum, mit der allenfalls das Jahr 1975 vergleichbar ist. Dieser ungewöhnlich frühe Sauerstoffmangel hatte sich wahrscheinlich bereits 1966 vorbereitet, als im Dezember nur 39 % Sättigung gemessen wurden, ein Defizit, das dann bis zum Frühjahr 1967

nicht mehr hinreichend ausgeglichen wurde.

Im Oktober 1972 wurde im Fehmarnbelt zum ersten Mal, seit dort je gemessen wurde, Schwefelwasserstoff im Bodenwasser nachgewiesen (FRANCKE et al., 1977; NEHRING & FRANCKE, 1974). Bei der Darstellung der Extremsituation im Sommer 1981 merken letztere Autoren an, es habe vergleichbare Verhältnisse nur 1972 gegeben (NEHRING & FRANCKE, 1983 a). Die Bedingungen in der Kieler Bucht werden schwerlich anders gewesen sein, wie auch die ungewöhnlich starke Sprungschicht, die von Ende Juni bis Mitte Oktober 1972 bei Boknis Eck zu beobachten war (von BODUNGEN, 1986), vermuten läßt. Zumindest im Ostteil der Vejsnäs-Rinne deutete der erhebliche Rückgang der Makrofauna Ende Oktober / Anfang November 1972 ein starkes Sauerstoffdefizit an (DOLD, 1980). In Tab. 23 jedoch fällt dieses Jahr nicht besonders auf.

Nach einer Modellrechnung von MALMGREN-HANSEN (1984), die sich überwiegend auf meteorologische Parameter stützt, hätte es 1975 eine noch größere Katastrophe geben müssen als 1981. Im Dezember 1974 lag die Sauerstoffsättigung nur bei 42 %, und im Frühjahr 1975 wurden 81 % nicht überschritten. Bereits im Mai 1975, vergleichbar mit 1967, betrug die Sättigung nur noch 13 %. Sie stieg aber während der folgenden Monate immer wieder ein wenig an, nicht sehr viel, aber ausreichend, um ein völliges Absinken auf Null zu verhindern. Der große Salzwassereinbruch des Winters 1975/76 entschärfte die Situation endgültig.

Die Katastrophe des Sommers 1981 scheint eine längere Vorgeschichte zu haben. Wie in 3.2.1 dargestellt, war in den Jahren 1978, 1979 und 1980 der herbstliche Einstrom salzreichen Mischwassers aus dem Kattegat deutlich hinter dem zurückgeblieben, was in früheren Jahren beobachtet worden war. Merkmal war die von NEHRING & FRANCKE (1981 b, 1982) im Fehmarnbelt festgestellte negative Salzgehaltsanomalie. Es war also erheblich weniger salzreiches Kattegatwasser in Richtung Ostsee geströmt als in anderen Jahren. Ein wichtiges Indiz dafür ist das Ausbleiben des Schlangensterne Ophiura albida, der nach dem völligen Aussterben im Winter 1978/79 erst mit dem Salzwassereinbruch im Winter 1982/83 in die Kieler Bucht zurückkehrte. Diese Art pflanzt sich hier nicht fort. Der Larvenfall erfolgt im August und September, und die Larven kommen, gebunden an einen bestimmten Mindestsalzgehalt, nur mit einströmendem Kattegatwasser in die Kieler Bucht (BANSE, 1956; THEEDE,

1974; RUMOHR, 1980). Die Auswirkungen einströmender Wassermassen verringern sich infolge Vermischung mit altem, bis dahin stagnierenden Tiefenwasser mit wachsender Entfernung vom Großen Belt, so daß das Tiefenwasser bei Boknis Eck im Herbst und Winter umso weniger ausgetauscht wird, je geringer der Salzgehalt des einströmenden Wassers ist (KRUG, 1963). Dies trifft offenbar in besonderem Maße auf die Jahre 1978 bis 1980 zu. Deutliche Hinweise auf mangelnden Austausch sind bei Boknis Eck der niedrige Salzgehalt in der kalten Jahreszeit und der Sauerstoffgehalt des Wassers, der im Winter 1979/80 im Tiefenwasser nur zwischen 70 und 80 % Sättigung und an der Oberfläche nur knapp unter 90 % Sättigung lag (nach unveröff. Daten von HEUSER; siehe 3.2.1), während die Sättigung in anderen Jahren um diese Zeit wenigstens um 10 % höher war. Dieses Defizit hätte bei entsprechender Wetterlage schon 1980 zur Katastrophe führen können. Das beweist die hohe Ordnungszahl für das Jahr 1980, die mit 22 fast so hoch ist wie die für 1975 (Tab. 23). Im Winter 1980/81 waren die Sauerstoffwerte zwar höher, aber dafür führten ungewöhnlich hohe Niederschläge der Kieler Bucht wahrscheinlich erheblich höhere Nährstoffmengen von Land zu als in anderen Wintern (BABENERD & ZEITZSCHEL, 1985). Anders als 1967 und 1975 wurden 1981 erst im Juni weniger als 50 % Sättigung gemessen. Der entscheidende Unterschied zu den beiden Vergleichsjahren ist, daß seit März 1981 die Werte nur noch sanken, ohne zwischendurch anzusteigen. Nach GRAF et al. (1983) gab es, nach kurzer Erholung, im November und Dezember 1981 bei Boknis Eck immer noch starken Sauerstoffmangel. Die Ausgangslage im Frühjahr 1982 war also sehr ungünstig. Der Salzwassereinbruch des folgenden Winters 1982/83 jedoch, der sich bereits im Spätsommer 1982 anbahnte (siehe 3.2.1), verhinderte eine erneute Katastrophe.

Das Jahr 1983 gehört nach Tab. 23 nicht unbedingt zu den "schlechten" Jahren. Im Hinblick auf die Auswirkungen auf die Bodenfauna jedoch wurde der Sommer 1983 wahrscheinlich nur 1981 übertroffen, wie ich im folgenden nachweisen werde. Bemerkenswert ist, daß diese erneute Katastrophe 1983 unmittelbar auf einen Salzwassereinbruch folgte, der das Wasser der Kieler Bucht vollständig erneuert, durch seinen hohen Salzgehalt jedoch auch die Voraussetzungen für eine außergewöhnlich starke Schichtung gegeben hatte. Es sei angemerkt, daß der Salzwassereinbruch des Winters 1982/83 zwar hinsichtlich Wassermenge und Salzge-

halt dem des Winters 1975/76 entsprach (FRANCKE & NEHRING, 1985; NEHRING & FRANCKE, 1985), es aber nicht vermochte, die im Gotlandbecken seit 1977 anhaltende, in ihren Auswirkungen alle früheren übertreffende Stagnationsphase (FONSELIUS, 1986; MATTHÄUS, 1986) zu beenden. Als einen der möglichen Gründe führen NEHRING & FRANCKE (1985) die hohe Belastung des aus dem Kattegat einströmenden Tiefenwassers mit organischer Substanz an, die bereits auf dem Weg in die Ostsee zu vorzeitiger Sauerstoffarmut führte. Es ist nicht auszuschließen, daß dies auch für die Kieler Bucht von Bedeutung war.

1984 und 1985, in zwei kühlen, windreichen Sommern, hätte es angesichts der meteorologischen und hydrographischen Bedingungen nicht zu dem starken Sauerstoffmangel kommen müssen, der dennoch bei Boknis Eck zu beobachten war. Offenbar bringt aber auch die winterliche Durchmischung und Durchlüftung des Wassers keine durchgreifende Erholung mehr. Dies geht aus einer Messung des Redox-Potentials im Sedimentporenwasser hervor, die Anfang Februar 1984 in der Nähe von Boknis Eck in 20 m Tiefe vorgenommen wurde, parallel zu Untersuchungen der Bodenfauna (FIEDLER et al., 1984). Bei gleichzeitiger Sauerstoffsättigung des Bodenwassers von 90 % war das Sediment bereits an der Oberfläche suboxisch und ab 2 cm Tiefe anoxisch. Wenige Wochen zuvor war das Sediment in dieser Region sogar fast bis unter die Oberfläche anoxisch gewesen (CZYTRICH et al., 1986). Die Bodenfauna dieser Station war vom Sauerstoffmangel im Sommer 1983 weitgehend unbehelligt geblieben, wie ein großer Bestand mindestens einjähriger Abra alba beweist. Nur das sehr zahlreiche Vorkommen von Polydora spp. deutete eine vorangegangene Störung an. Bei rund 40 Arten mit einer Gesamtbiomasse von rund 100 g/m<sup>2</sup> (Feuchtgewicht, ohne Arctica und Astarte) ist die mangelnde Durchlüftung des Sediments nicht ohne weiteres durch mangelnde Bioturbation zu erklären. An wichtigen Bioturbatoren (nach DOLD, 1980 und ROMERO, 1983) waren Nephtys spp., Pherusa plumosa und Scoloplos armiger sehr zahlreich vertreten, Pectinaria koreni dagegen war selten. Die Ursache für den schlechten Zustand des Sediments könnten die im Spätsommer und Herbst 1983 sedimentierten Planktonblüten sein. Deren Biomasse war zwar nach NOJI et al. (1986) nicht höher als in anderen Jahren. Aber die Rechnung der Autoren enthält nicht die Phytoplanktonblüte im August 1983, auf deren Existenz nur die zu dieser Zeit gemessenen extremen Sauerstoffwerte von 140 % Sättigung und mehr in 4 bis 8

m Tiefe hinweisen (siehe 3.2.2).

Auch im Spätsommer 1984 gab es eine den Sauerstoffwerten zufolge sehr starke Planktonblüte, die sich im Herbst im erhöhten organischen Gehalt des Sediments der meisten Stationen widerspiegelte (siehe 3.2.2).

Die Serie sauerstoffarmer Sommer hat sich auch 1986 fortgesetzt, ebenso auch 1987 (siehe 3.2.2), obwohl der Sommer dieses Jahres unter meteorologischen Gesichtspunkten wenig Voraussetzungen für einen Sauerstoffmangel bot. Der Sauerstoffmangel des Sommers 1987 ist damit seit 1979 bereits der neunte in Folge.

#### 4.1.2 Import von Sauerstoffmangel durch Zustrom von Tiefenwasser

Die Sauerstoffverhältnisse an einem bestimmten Ort werden nicht nur durch lokale Zehrungsvorgänge, sondern auch durch Advektion benachbarter Wassermassen erheblich beeinflusst. Schon JENSEN (1937) stellte für den Zeitraum von 1898 bis 1934 fest, daß in den tiefen Rinnen der Belte vereinzelt Sauerstoffsättigungen von nur 50 % zu beobachten waren, aber nicht so häufig, daß man von einer regelmäßigen Erscheinung sprechen könnte. In 3.2.2 habe ich anhand einiger Beispiele aus den Jahren 1984 und 1985 dargestellt, daß das Tiefenwasser aus dem Großen Belt, wenn es im Nordosten (Millionenviertel) in die Kieler Bucht eintritt, häufig nur zu 50 bis 70 % mit Sauerstoff gesättigt ist, im Oktober 1985 sogar nur zu 30 %. Leider liegen aus diesem Teil der Kieler Bucht viel zu wenig Daten vor, um irgendeine langfristige Entwicklung daraus ablesen zu können. Verschiedene Meßreihen aus dem Kattegat aus der Zeit von 1970 bis 1983 lassen jedoch erkennen, daß dort der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers von Jahr zu Jahr weniger geworden ist, wenn auch die Streuung der Daten zu groß ist, um diesen Trend eindeutig beweisen zu können (LAUNIAINEN et al., 1987). Schließlich ist auch bei Boknis Eck der Nachweis eines Trends nur möglich, weil dort Daten über einen viel längeren Zeitraum zur Verfügung stehen (siehe 4.1.1)

Die Rinne vor Boknis Eck am Ausgang der Eckernförder Bucht stellt eine

Sackgasse am Südwestende der Kieler Bucht dar, so daß eine Erhöhung des Salzgehalts im Tiefenwasser nur durch Einstrom von Norden zu erklären ist. Als Kriterium für einen Einstrom betrachte ich einen Anstieg des Salzgehalts im Tiefenwasser von 20 m Tiefe bis zum Grund in 28 m Tiefe um mindestens 1 ‰, und zwar zwischen zwei Messungen, die höchstens sechs Wochen auseinanderliegen. In der Regel waren es monatliche, 1983 - 1985 zum großen Teil noch kleinere Intervalle. Aus den hydrographischen Daten von Boknis Eck von 1957 bis 1985 (siehe 4.1.1) habe ich alle Ereignisse herausgesucht, die diese Bedingung erfüllen. Von 1957 bis 1975 sind sie sogar durch einen Anstieg der Dichte nachgewiesen (KREY et al., 1978). In Tab. 24 ist dargestellt, wie sich bei diesen Einstromereignissen die Sauerstoffsättigung am Grund veränderte. Sind für ein Jahr viele solcher Ereignisse angegeben, gab es entsprechend häufigen Wasseraustausch, während dann, wenn solche Angaben fehlen, Stagnation zu vermuten ist.

Selbstverständlich sind bei mehrwöchigen Meßintervallen die Veränderungen des Sauerstoffgehalts im Bodenwasser nicht allein dem Tiefenwasserzustrom zuzuschreiben, sondern auch lokalen Zehrungsvorgängen. Nach Untersuchungen im Sommer 1979 im Arkonabecken kann allein durch advective Prozesse der Sauerstoffgehalt des Bodenwassers binnen zwei Stunden um bis zu 2 ml/l schwanken (NEHRING & FRANCKE, 1981 a). Am 9./10. Oktober 1985 ließ ein Tiefenwassereinstrom auf der Süderfahrt die Sauerstoffsättigung binnen 16 Stunden von 43 auf 27 ‰ sinken (siehe 3.2.2). Die Beispiele unterstreichen die Bedeutung des Tiefenwasserzustroms für die Sauerstoffbedingungen an einer Station.

Da herbstliche und winterliche Einstromlagen infolge gleichzeitiger vertikaler Durchmischung oft mit einem Rückgang des Salzgehalts am Grund verbunden sind, gibt Tab. 24 solche Ereignisse nur unvollständig wieder. Ein Vergleich mit den Beobachtungen auf dem Feuerschiff Fehmarnbelt (siehe 3.2.1, Abb. 3 bis 11) zeigt indessen, daß die Angaben in Tab. 24 für den Zeitraum, in dem das Wasser geschichtet ist, weitgehend repräsentativ sind, zumindest für die Jahre, in denen ein Vergleich zwischen Fehmarnbelt und Boknis Eck möglich ist: 1975, 1979 bis 1981 und 1983. Jedesmal, wenn am Grunde des Fehmarnbelts der Salzgehalt deutlich anstieg und die Isohalinen sich nach oben wölbten, war dies mit einer Verzögerung von ein paar Wochen auch bei Boknis Eck festzustellen. Eben diese, und nur diese Ereignisse sind es, die in

Tab. 24:

Veränderung des Sauerstoffgehalts im Bodenwasser bei Boknis Eck in 26 - 28 m Tiefe bei Zufluss von salzreichem Tiefenwasser. Als Tiefenwassereinstrom wurden alle Ereignisse gewertet, bei denen zwischen zwei Messungen (monatliche Intervalle, höchstens 6 Wochen) der Salzgehalt nicht nur am Grund, sondern wenigstens bis in 20 m Tiefe empor um mindestens 1 ‰ anstieg. Die Veränderung des Sauerstoffgehalts am Grund ist angegeben als Betrag der Änderung gegenüber der vorherigen Messung und als der aus dieser Änderung resultierende Meßwert (% Sättigung). Hervorgehoben sind Ereignisse, bei denen dieser Meßwert unter 40 % Sättigung lag.

1957 - 1975: nach Daten aus KREY et al. (1978)

1979 - 1981: nach unveröffentlichten Daten von HEUSER

1983 - 1985: nach eigenen Daten

Für die Jahre 1976 - 1978 und 1982 liegen keine Daten vor.

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
1957							- 6 (51)					
1958					- 3 (72)		+14 (66)			-22 (54)		
1959							-19 (59)					
1960					-45 (50)		+35 (62)					+65 (76)
1961			-19 (67)	+ 9 (76)			+12 (46)				+49 (59)	
1962						-23 (49)	- 7 (42)					
1963					-15 (59)	- 6 (53)		- 6 (41)				
1964					+ 6 (87)		+ 1 (65)					
1965						-34 (43)	+12 (55)					
1966						-27 (51)	+ 7 (58)					-61 (39)
1967	+41 (80)			- 3 (93)					-20 (2)		+49 (57)	
1968				-11 (90)			+10 (65)			+57 (67)		
1969		+14 (85)			-47 (52)		+18 (47)					
1970			-15 (77)									-24 (41)
1971							-47 (34)					
1972				-12 (90)								
1973			-23 (65)				-63 (29)	-11 (18)				+40 (72)
1974	+15 (87)					- 1 (78)	-32 (46)					-27 (42)
1975					-47 (13)	+29 (42)		+ 5 (27)		+29 (36)		
1979					-11 (42)							
1980							+ 3 (19)					
1981					- 6 (63)	-33 (30)	- 2 (28)					
1983						-33 (35)		-13 (3)			-22 (58)	
1984			-56 (24)	+15 (39)	-11 (31)	+ 3 (34)	-14 (0)					
1985					-14 (54)		- 3 (31)					

Tab. 24 wiedergegeben sind. Demnach erreicht also jeder Tiefenwassereinstrom aus dem Großen Belt, der im Fehmarnbelt deutlich erkennbar ist, auch Boknis Eck. Von allen Einstromlagen, die 1984/85 im Tiefenwasser von Millionenviertel und Vejsnäs-Rinne zu beobachten waren, drang nur eine einzige nicht bis zum Westgebiet vor, und zwar im Oktober 1985. Es war ein sehr schwacher Einstrom, der sich erst unterhalb von 24 m Tiefe als kurzfristiger leichter Anstieg des Salzgehalts

andeutete. Das bedeutet, daß das Tiefenwasser bei Boknis Eck fast ebenso oft ausgetauscht wird wie in anderen Regionen der Kieler Bucht. Das Problem liegt also nicht in der Häufigkeit des Wasseraustauschs, sondern vielmehr in der Qualität des einströmenden Tiefenwassers, dessen Sauerstoffgehalt infolge Zehrung und Vermischung mit stagnierenden Wasserkörpern auf dem Weg durch die Rinnen der Kieler Bucht immer weiter abnimmt.

Die gute Übereinstimmung mit den Beobachtungen im Fehmarnbelt legt wiederum den Umkehrschluß nahe, daß Tab. 24 mit Ausnahme einiger Geschehnisse im Herbst und Winter alle Einstromlagen, die im Fehmarnbelt als deutlicher Anstieg des Salzgehalts im Tiefenwasser erkennbar waren, und folglich auch Wasseraustausch und Stagnation für den gesamten Zeitraum von 1957 bis 1985 weitgehend repräsentativ darstellt.

In Tab. 24 sind die Ereignisse hervorgehoben, bei denen nicht mehr als 40 % Sauerstoffsättigung gemessen wurden. Die Zunahme solcher Ereignisse während der letzten Jahre ist ebenso deutlich wie der Umstand, daß sie immer früher eintreten, zu einer Jahreszeit also, in der es zu ausgeprägten Stagnationsphasen noch gar nicht kommen konnte.

Anhand der Tab. 24 lassen sich die verschiedenen "Katastrophenjahre" recht gut deuten. 1967 wurde eine langanhaltende Stagnationsphase im September durch Zustrom fast sauerstofffreien Wassers zusätzlich verschärft. 1972 wurde der Sauerstoffmangel erst im August durch ein solches Ereignis eingeleitet. 1975 wurde eine Katastrophe durch häufige Wasserbewegung eben noch verhindert. 1981 dagegen schuf der Einstrom sauerstoffarmen Tiefenwassers erst die Voraussetzungen, unter denen sich die anschließende, an Dauer nur mit 1967 vergleichbare Stagnationsphase zur größten bisher in der Kieler Bucht beobachteten Katastrophe auswirken konnte. Da das in die Kieler und Mecklenburger Bucht einströmende Tiefenwasser am Herkunftsort durch andere Wassermassen ersetzt werden mußte, ist hierin vielleicht eine Erklärung dafür zu finden, warum 1981 nur in Kieler und Mecklenburger Bucht Schwefelwasserstoff auftrat, nicht aber im Kattegat (MILJÖSTYRELSEN, 1984). Der große Salzwassereinbruch des Winters 1982/83 hatte zwar vermutlich das gesamte Wasser der Kieler Bucht ausgetauscht, durch hohen Salzgehalt aber wiederum gute Voraussetzungen für eine starke Schichtung und die Stagnation des Tiefenwassers im Sommer 1983 gegeben. Dennoch gelangten im Juni und August 1983 Tiefenwassermassen bis

Boknis Eck, die noch zur Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen beitragen. Auch der Einstrom im November 1983, als das Wasser bereits weitgehend durchmischt war, führte noch einmal zu einem Rückgang des Sauerstoffgehalts im Tiefenwasser. 1984 waren durch den schlechten Zustand des Sediments (siehe 4.1.1) bereits Anfang Februar die Voraussetzungen für eine erneute Katastrophe gegeben. Bereits im April 1984, früher als in allen anderen Jahren, senkte einströmendes, sauerstoffarmes Tiefenwasser die Sättigung auf 24 %. Wäre es nun zur Stagnation gekommen, hätten die Folgen die des Sommers 1981 bei weitem übertraffen. Der häufige Austausch des Tiefenwassers verhinderte jedoch eine Katastrophe, obwohl das einströmende Tiefenwasser nur wenig Sauerstoff enthielt. Ähnliches gilt für das Jahr 1985.

Fazit: Die Sauerstoffverhältnisse im Rinnensystem der Kieler Bucht werden durch den Tiefenwasserzustrom aus dem Großen Belt, dessen Häufigkeit sich seit 1957 nicht erkennbar verändert hat, in zunehmendem Maße negativ beeinflusst. GRASSL & STENGEL (1985) haben untersucht, welchen Einfluß das Wetter auf die Entstehung starker Sprungschichten und damit von Sauerstoffmangel hat. Danach war der Sommer 1981 für eine Katastrophe nicht mehr prädestiniert als z.B. die Jahre 1950, 1963, 1970, 1971, 1974, 1975 und 1976, in denen die meteorologischen Bedingungen denen von 1981 sehr ähnlich waren. Für das extreme Ausmaß des Sauerstoffmangels 1981 haben die Autoren aus meteorologischer Sicht keine Erklärung, und sie schließen aus, daß die Häufung von Sauerstoffmangel in den letzten Jahren auf ungewöhnliche meteorologische Verhältnisse zurückgeht. Gleichwohl kommt den Wetterbedingungen eine wichtige Steuerfunktion zu. So kommt es entweder in warmen, windarmen Sommern wie 1975 und 1981 infolge Stagnation zu Sauerstoffmangel, oder in kühlen, windreichen Sommern wie 1984 und 1985 infolge häufigen Zustroms von Tiefenwasser, das bereits beim Eintritt in die Kieler Bucht nur wenig Sauerstoff enthält (siehe Tab. 24). Der Unterschied ist nur, daß durch regelmäßigen Zustrom von Tiefenwasser, auch wenn dieses beispielsweise nur zu 30 % mit Sauerstoff gesättigt ist, eine wirkliche Katastrophe letzten Endes verhindert wird. Dabei genügt aber unter solchen Bedingungen schon eine kurze Stagnationsphase, um den noch vorhandenen Sauerstoff restlos aufzuzehren. Auf diese Weise scheint nun in der Kieler Bucht ein Stadium erreicht zu sein, in welchem Sauerstoffmangel des Ausmaßes, das in den kühlen, windreichen

Sommern 1984, 1985 und 1987 beobachtet wurde, bereits das mindeste dessen zu sein scheint, was spätestens seit 1979 Jahr für Jahr an Sauerstoffmangel zu erwarten ist.

#### 4.2 Der Rückzug der Dorsche aus der Kieler Bucht

In 3.4.1 habe ich gezeigt, wie gut Sauerstoffsättigung im Bodenwasser und Dorschfänge miteinander korrespondieren. Darüber hinaus waren 1985 die Dorschfänge auf allen Schlepptrecken wesentlich geringer als in den Vorjahren, und auch 1986 gab es, den unpublizierten Daten des Langzeitprogramms (siehe 2.6) und Auskünften von Berufsfischern zufolge, in der ganzen Kieler Bucht keine Dorschfänge mehr, die mit den Fängen früherer Jahre vergleichbar wären. Wie weit dieser offensichtliche Bestandsrückgang einer zu starken Befischung zuzuschreiben ist, läßt sich im Rahmen der vorliegenden Studie nicht klären. Im Hinblick auf die sich seit einigen Jahren verschlechternden Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser der Kieler Bucht (siehe 4.1) drängt sich jedoch ein Vergleich mit der Mecklenburger Bucht auf.

Dorsche sind das ganze Jahr über weitgehend an grundnahe Wasserschichten gebunden, weil sie zur Eientwicklung einen hohen Salzgehalt brauchen, niedrigere Temperaturen bevorzugen und benthische Nahrung aufnehmen. Daher konzentrierten sich die Dorsche bis 1965 das ganze Jahr über im tieferen Westteil der Mecklenburger Bucht. BERNER et al. (1973) stellten fest, daß seit 1966 die Dorsche im Sommer und im Herbst diesen Teil der Bucht meiden und sich statt dessen im flacheren Ostteil aufhalten. Die ehemals guten Fangplätze im Westteil mußten aufgegeben werden, und allgemein hat sich der Dorschbestand seitdem verringert. Diese Abwanderung der Dorsche ist nach Auffassung der Autoren nur durch die zunehmende Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen in den tieferen Bereichen der Mecklenburger Bucht zu erklären, ebenso wie der gleichzeitige Rückgang des Makrozoobenthos in dieser Region (SCHULZ, 1968).

Bei Laborversuchen von SCHOLZ (1986) zur Mortalität von Dorschen bei verringertem Sauerstoffangebot starben 50 % der Versuchstiere binnen

24 Stunden bei Sauerstoffsättigungen zwischen 30 und 40 %. Nun ist zwar nicht auszuschließen, daß der Streß des Laborversuchs die Überlebensfähigkeit der Fische zusätzlich beeinträchtigte, daß also in situ erst noch geringere Sauerstoffkonzentrationen tödlich wirken. Auch geben BERNER & SCHEMAINDA (1957) als untere Tiefenbegrenzung der Dorschkonzentrationen im Bornholmbecken Sauerstoffsättigungen von nur 10 bis 15 % an. Die in 3.4.1 dargestellten Ergebnisse aus der Kieler Bucht zeigen jedoch deutlich, daß hier die Dorsche bereits auszuweichen beginnen, wenn die Sauerstoffsättigung im Bodenwasser noch nicht unter 50 % abgesunken ist.

Schlechte Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser können die Dorsche nicht nur zum Ausweichen zwingen, sondern auch ihre Reproduktion beeinträchtigen (HANSSON, 1985). Allerdings ist bisher nicht nachweisbar, wieweit sich dies auf die Fluktuation der Dorschbestände in der westlichen Ostsee ausgewirkt hat (ROSENBERG et al., 1986). Jedenfalls sind von Sauerstoffmangel im Tiefenwasser ganz besonders die Jungdorsche betroffen, die sich fast ausschließlich von Benthostieren ernähren (ARNTZ, 1974 a, b). So fielen z.B. die Dorschjahrgänge 1967 und 1972 in der Kieler Bucht bemerkenswert gering aus, sie betrug weniger als ein Zehntel dessen, was in den Jahren 1968 bis 1971 beobachtet wurde (THUROW, 1974). THUROW vermutete, 1972 sei Nahrungsmangel während der pelagischen Lebensphase der Dorschlarven die Ursache gewesen. Es ist aber nicht auszuschließen, daß die Jungdorsche im Sommer, nach dem Übergang zum Bodenleben, Opfer des Sauerstoffmangels wurden, der 1967 und wahrscheinlich auch 1972 in der Kieler Bucht herrschte (siehe 4.1.1); auch wenn der Sauerstoffmangel nicht die Dorsche selbst getroffen haben sollte, so vernichtete er doch zumindest ihre benthische Nahrung.

### 4.3 Die unmittelbaren Folgen von Sauerstoffmangel für die Bodenfauna der Kieler Bucht

#### 4.3.1 Der Verlauf des Massensterbens bei Sauerstoffmangel

Normalerweise stellt man ein Massensterben der Bodenfauna erst nachträglich als vollendete Tatsache fest. Daher ist wenig darüber bekannt, wie sich so etwas im einzelnen vollzieht. Aus der Kieler Bucht liegen dafür kaum Anhaltspunkte vor.

Dagegen wurde im September 1983 in der Adria, und zwar im Golf von Triest, ein derartiges Ereignis detailliert beschrieben (STACHOWITSCH, 1984), leider ohne Angabe der jeweils herrschenden Sauerstoffverhältnisse im Wasser und im Sediment. Binnen zwei Tagen waren alle Schwämme und Schlangensterne gestorben. Gleichzeitig begann die Flucht der im Sediment lebenden Tiere an die Oberfläche. Nach einer Woche gab es nur noch wenige Überlebende, nach zwei Wochen war die Makrofauna des betroffenen Gebietes vollständig ausgestorben. Besonders bemerkenswert ist dabei die Plötzlichkeit, mit der die Flucht aus dem Sediment und das Massensterben einsetzten. Der ganze Vorgang glich in seiner Abfolge weitgehend entsprechenden Beobachtungen von JÖRGENSEN (1980) im Limfjord, nur daß es dort insgesamt etwas länger dauerte als in der Adria, wo Sauerstoffmangel ungewöhnlich und die Fauna entsprechend wenig resistent ist.

Auch das Massensterben der Bodenfauna in der New Yorker Bucht im Sommer 1976 scheint sich ähnlich abgespielt zu haben. Am 27. Juni 1976 gab es dort erste vereinzelt Anzeichen einer Störung, wie z.B. die Konzentration von Krebsen an kleinen Erhebungen, und bereits am 4. Juli 1976 war der Grund mit sterbenden und toten Tieren bedeckt (STEIMLE & RADOSH, 1979).

Es scheint also allgemein so zu sein, daß eine Benthosgemeinschaft bei allmählich steigendem Sauerstoffdefizit so lange scheinbar ungestört weiterlebt, bis ein bestimmter Punkt erreicht ist, an dem sie plötzlich zusammenbricht. Die Beobachtungen Ende August 1983 im Millionenviertel und auf der Süderfahrt fanden womöglich kurz vor diesem

kritischen Punkt statt. Der Sauerstoffgehalt lag zu dieser Zeit am Grund bei 10 % Sättigung (siehe 3.2.2). Während die Bodengreiferproben noch den Eindruck einer völlig ungestörten Fauna vermittelten (insbesondere war Abra alba mit rund 2000 Ind./m<sup>2</sup> noch sehr häufig), zeigten die Massen toter Polychaeten (vor allem Nephtys spp.) im Grundschieppnetz (siehe 3.4.3) an, daß das Sediment schon weitgehend anoxisch war. Dieses Phänomen ist es, das die Berufsfischer als "Würmerdorsch" beschreiben, vorausgesetzt, sie fangen nicht nur Würmer wie im August 1983, sondern auch Dorsche. Daß die Bodenfauna im Millionenviertel, den Greiferproben zufolge, dennoch ohne erkennbare Verluste überleben konnte, zeigt, daß hier der kritische Punkt zwar fast erreicht, aber noch nicht überschritten war. Wahrscheinlich könnte man aus den "Würmerdorsch"-Fängen der Fischer rekonstruieren, wann und wo der Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht diesen für die Benthosgemeinschaft kritischen Punkt erreichte.

Aus Laborversuchen wissen wir, wie lange bestimmte Arten ohne Sauerstoff überleben können (DRIES & THEEDE, 1974; von OERTZEN & SCHLUNGBAUM, 1972; THEEDE et al., 1969). Die LT<sub>50</sub>-Angaben bei 10 °C reichen von 3 Tagen (Terebellides stroemi, Ophiura albida) bis zu 60 oder sogar 80 Tagen (Arcica islandica bzw. Astarte borealis). Dabei wurden jedoch möglichst ungeschwächte Tiere Bedingungen ausgesetzt, die in situ erst das Endstadium eines sich allmählich vollziehenden Prozesses darstellen. Die Tiere haben es in situ mit einem Sauerstoffgradienten zu tun, der von schwefelwasserstoffhaltigen Sedimentschichten bis in sauerstoffreiche Wasserschichten reicht. Wenn sich der H<sub>2</sub>S-Horizont infolge von Zehrungsprozessen nach oben verschiebt, können die Tiere dem bis zu einer gewissen Grenze durch Bioturbation entgegenwirken. Tief im Sediment lebende Tiere sind dabei naturgemäß früher betroffen als solche, die an der Sedimentoberfläche leben und ihren Sauerstoffbedarf unmittelbar aus dem freien Wasser decken können. Dies zeigt auch das oben beschriebene Beispiel aus dem Millionenviertel, wo im August 1983 zahllose Polychaeten schon aus dem Sediment geflüchtet waren und ins Grundschieppnetz gerieten, während Abra alba überlebte. Es ist also neben der artspezifischen Toleranz gegen Sauerstoffmangel die tatsächliche Expositionszeit entscheidend, und die hängt sehr von der Lebensweise ab. A. alba kann auch bei stark absinkendem Sauerstoffgehalt im Bodenwasser ihre hohe Respirationsrate aufrechterhalten

(DRIES & THEEDE, 1976). Sie kann schließlich das Sediment verlassen und außerdem den Ingestionssipho erheblich verlängern, so daß sie auch dann noch sauerstoffhaltige Wasserschichten erreicht, wenn an der Sedimentoberfläche bereits Sauerstoffmangel herrscht (DOLD, 1980; DRIES & THEEDE, 1974). So gilt diese Muschel zwar infolge ihrer geringen Resistenz als Indikatorart für Sauerstoffmangel (RACHOR, 1982). Sie ist dies aber erst dann, wenn auch im Bodenwasser der Sauerstoff aufgezehrt ist.

Es kann auch vorkommen, daß der Sauerstoffmangel nicht "von unten", also durch lokale Zehrungsprozesse eintritt, sondern "von oben", wenn nämlich sauerstoffarmes Bodenwasser mit der Strömung an einen bis dahin relativ gut durchlüfteten Ort gelangt. Eine solche Situation könnte im September 1984 zum Absterben von Abra alba und Nephtys spp. in einigen Bereichen der Kieler Bucht geführt haben (siehe 4.3.2.3). Man kann also aus den experimentell gewonnenen Ergebnissen zur Überlebensfähigkeit ohne Sauerstoff nur bedingt ableiten, in welcher Reihenfolge und in welchen Zeitintervallen eine Art nach der anderen ausstirbt, da unterschiedliche Lebensweise auch zu sehr unterschiedlichen Expositionszeiten führt. Solange die Benthosgemeinschaft noch intakt ist, kann sie durch Bioturbation den Sauerstoffmangel verzögern. Wenn dann aber die ersten Arten ausfallen und mit ihnen auch ein großer Teil der Ventilation, dann breitet sich der Sauerstoffmangel sehr schnell aus und tötet schließlich auch die resistenteren Arten (JÖRGENSEN, 1980). So ist es zu erklären, daß trotz nur allmählich sinkenden Sauerstoffgehalts im Bodenwasser das Aussterben der Fauna sehr plötzlich eintritt und sich in wenigen Wochen vollzieht. Wahrscheinlich ist es, abgesehen von der Dauer des Sauerstoffmangels, von entscheidender Bedeutung, welche Art an einer bestimmten Station die größte Bioturbationsleistung erbringt, und wie lange es eben diese Art bei knapper werdendem Sauerstoff im Sediment aushält. Leider ist eine Deutung der Vorgänge in der Kieler Bucht unter diesem Aspekt bisher nicht möglich.

#### 4.3.2 Verluste an Gesamtbiomasse, Überlebende

Im Folgenden will ich versuchen, die Folgen von Sauerstoffmangel für die Bodenfauna zu bilanzieren, soweit die verfügbaren Daten das zulassen. Die Höhe der Verluste an Gesamtbiomasse läßt sich nur grob abschätzen. Die Hochrechnung von den einzelnen Stationen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes enthält neben vielen anderen Unsicherheiten einen großen Fehler in der Voraussetzung, die vom Sauerstoffmangel betroffenen Flächen seien jedesmal gleich groß gewesen. Als Begrenzung des Untersuchungsgebietes gilt die 20 m-Linie (in der Hohwachter Bucht die 18 m-Linie), wie in 2.2 beschrieben. Grundlage dieser Begrenzung war die 1981 mutmaßlich betroffene Fläche, die auch nur für dieses Jahr einigermaßen genau anzugeben ist. In den anderen "Katastrophenjahren" lag die Obergrenze der Schädigung vermutlich tiefer als 20 bzw. 18 m. Die Zahlen können also nur als Größenordnung dienen und sind mit gehöriger Skepsis zu betrachten.

Welche Arten jeweils in welcher Region überleben konnten, läßt sich erst seit 1968 feststellen, da aus früheren Jahren keine hinreichend detaillierten Angaben vorliegen. Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi, die durch ihre hemipelagische Lebensweise ausweichen und auch schnell wieder zurückkehren können, rechne ich nicht zu den eigentlichen Überlebenden. Sie sind daher in den folgenden Bilanzen nicht als solche berücksichtigt.

Zu beachten ist auch, daß jedesmal ein Bestand von Arctica islandica und Astarte spp. überlebte, der allein rund 80 bis 90 % der Gesamtbiomasse im Untersuchungsgebiet darstellt. Wenn also im folgenden von Gesamtbiomasseverlusten von bis zu 100 % die Rede ist, betrifft das eigentlich nur 10 bis 20 %, da die genannten Muscheln in den Bilanzen nicht berücksichtigt sind.

#### 4.3.2.1 1952 bis 1965

Die faunistischen Angaben für diesen Zeitraum stammen von KÜHLMORGEN-HILLE (1963, 1965). Von seinen Stationen und zugehörigen Daten verwende ich nur die, die sich auf das eingangs abgegrenzte Untersuchungsgebiet (siehe 2.2) beziehen. Die als Feuchtgewicht angegebene Biomasse ist mittels der in Tab. A 3 (Anhang) angegebenen Faktoren in aschefreies Trockengewicht (AFTG) umgerechnet.

Der Sommer 1953 wurde von KÜHLMORGEN-HILLE (1965) als "hydrographisch sehr günstig" beschrieben. Auf 11 Fahrten von November 1952 bis Dezember 1953 fand er mehr Arten als bei allen späteren Untersuchungen. Mit rund 3600 Tonnen AFTG im Untersuchungsgebiet war auch die Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) sehr hoch (Tab. 25). Dieser Wert wurde nur 1961/62 übertroffen, vor allem durch einen extrem großen Bestand von Abra alba, und seitdem, soweit Daten vorliegen, nie wieder erreicht.

Tab. 25:

Mittlere Gesamtbiomasse (AFTG, ohne Arctica und Astarte) im Jahre 1953 im Untersuchungsgebiet, errechnet nach Daten für Juli und Dezember 1953 aus KÜHLMORGEN-HILLE (1965). Der Wert für die Hohwachter Bucht (= 50 % von Millionenviertel/Süderfahrt) ist geschätzt, da für 1953 keine Daten vorliegen.

<u>Gebiet</u>	<u>Fläche</u> (km <sup>2</sup> )	<u>Biomasse</u>	
		g/m <sup>2</sup>	t/Fläche
Westgebiet	165,9	2,41	400
Nordgebiet + Dorschmulde	359,6	4,20	1510
Millionenviertel + Süderfahrt	138,3	9,37	1296
Hohwachter Bucht	82,7	4,7	389
<u>Summe</u>	746,8		3595

Als KÜHLMORGEN-HILLE im Sommer 1961 seine Untersuchungen fortsetzte, stellte er einige Veränderungen fest, die den Verhältnissen von 1982/83 so ähnlich sind, daß sie als Folgen von Sauerstoffmangel im Sommer 1960 gedeutet werden können. Insbesondere in der Westhälfte der Kieler Bucht war der Bestand von Terebellides stroemi und einigen anderen Polychaeten drastisch zurückgegangen. Andere Arten dagegen, wie z.B. Harmothoe sarsi, Paraonis gracilis und Pectinaria koreni waren erheblich zahlreicher geworden. Besonders auffällig ist die starke Zunahme von Abra alba und Corbula gibba. Die Daten reichen aber leider nicht zur Quantifizierung etwaiger Biomasseverluste im Sommer 1960 aus.

Darauf, daß es Sauerstoffmangel im Sommer 1961 gegeben haben könnte, weist das fast völlige Aussterben der Bodenfauna im Westgebiet bis zum Frühjahr 1962 hin, ebenso die auffallende Häufigkeit von Capitella capitata. Die übrigen Gebiete waren offenbar nicht betroffen, wie die weitere, nunmehr recht spektakuläre Vermehrung des Abra-alba-Bestandes zeigt, der in der Hohwachter Bucht eine Abundanz von 5000 bis 6000 Ind./m<sup>2</sup> erreichte. Solche Zahlen sind seither nicht wieder beobachtet worden, aber möglicherweise war der Bestand im Sommer 1983 von vergleichbarer Größe. Anzumerken ist, daß 1962 zum ersten Mal Heteromastus filiformis in der westlichen Ostsee erschien und seitdem immer wieder gefunden wurde (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965).

1963 wurde das Geschehen in der Kieler Bucht maßgeblich von den Folgen des äußerst strengen Winters 1962/63 geprägt, dem unter anderem Abra alba und Ophiura albida völlig zum Opfer fielen.

Der Sauerstoffmangel im Herbst 1964 geht aus den hydrographischen Daten (siehe 4.1.1) nicht hervor. Es ist aber der einzige, den KÜHLMORGEN-HILLE (1965) eigens erwähnt. Im Westteil der Kieler Bucht habe sich Capitella capitata stark vermehrt, während konkurrierende Arten dem Sauerstoffmangel zum Opfer fielen. Fische seien zu dieser Zeit in der Westhälfte der Kieler Bucht nicht angetroffen worden. Im Westgebiet ging von Juli 1964 bis Februar 1965 die mittlere Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) von 0,46 gAFTG/m<sup>2</sup> auf 0,03 gAFTG/m<sup>2</sup> zurück. Auf einer Fläche von 165,9 km<sup>2</sup> entspricht das einem Verlust von 71 Tonnen AFTG. Ganz offensichtlich war aber auch das Nordgebiet betref-

fen. Dort ging im gleichen Zeitraum die mittlere Gesamtbio­masse (ohne Arctica und Astarte) von 1,77 gAFTG/m<sup>2</sup> auf 0,59 gAFTG/m<sup>2</sup> zurück, auf 345,2 km<sup>2</sup> Fläche ein Verlust von 407 Tonnen AFTG. Da bis zum Frühjahr 1965 schon einige Arten neu hinzugekommen sein müssen, waren die tatsächlichen Verluste sicherlich höher.

#### 4.3.2.2 1968 bis 1980

Als ARNTZ (1970, 1971 a) 1968/69 eine quantitative Bestandsaufnahme des Benthos im Rinnensystem der Kieler Bucht durchführte, beschrieb er ganz offensichtlich eine Bodentiergemeinschaft, die sich von den Folgen des schweren Sauerstoffmangels im Sommer 1967 erholte. Aus den unpublizierten Rohdaten, die auch Grundlage der in 3.3 dargestellten Ergebnisse sind, läßt sich dies nachvollziehen. Millionenviertel und Süderfahrt waren die einzigen Gebiete, wo schon im März 1968 die Fauna artenreich und offenbar unbeeinträchtigt war. Insbesondere gab es nur hier einen mindestens einjährigen Bestand von Abra alba und einen mehrjährigen Bestand von Nephtys spp. In allen anderen Gebieten gab es neben Arctica islandica und Astarte spp. nur von wenigen Arten Einzel­tiere, die schon im Sommer 1967 gelebt haben könnten. Diese Arten waren Halicryptus spinulosus (Westgebiet), Corbula gibba (Nordgebiet, Dorschmulde, Hohwachter Bucht), Macoma baltica und M. calcarea (beide Hohwachter Bucht). Sie stellen in Tab. 26 die Biomasse der Überleben­den. Wie hoch die Gesamtbio­masse im Sommer 1967 war, ist unbekannt. Ich verwende statt dessen in Tab. 26 die mittlere Gesamtbio­masse (ohne Arctica und Astarte) des Untersuchungszeitraumes von März 1968 bis Januar 1969. Die sehr geringe Bio­masse zu Beginn wird kompensiert durch den erheblichen Bio­massezuwachs bis zum Ende der Untersuchung. Dennoch ist die Schätzung vermutlich zu niedrig. Diesen Daten zufolge vernichtete der Sauerstoffmangel 1967 mit rund 1200 Tonnen AFTG zwei Drittel der Gesamtbio­masse (ohne Arctica und Astarte). Allerdings betrug in Westgebiet, Nordgebiet und Dorschmulde der Verlust fast 100 %, während in der Hohwachter Bucht infolge der überlebenden Mollusken nur 74 % verloren gingen. Im Millionenviertel und auf der Süderfahrt

Tab. 26:

Auswirkungen des Sauerstoffmangels im Sommer 1967 auf das Makrozoobenthos der Kieler Bucht:  
 Verluste an Gesamtbioasse (AFTG, ohne Arctica und Astarte), errechnet nach unveröffentlichten  
 Daten von ARNTZ. Gebiete: WG = Westgebiet, NG = Nordgebiet, DM = Dorschmulde, MV = Millionen-  
 viertel, SF = Süderfahrt, HB = Hohwachter Bucht (Gebietsaufteilung siehe 2.2).

Biomasse "vorher": Da für 1967 keine Daten existieren, dient der Mittelwert von 1968/69 als  
 Bezugsgröße.

Biomasse "nachher": ausschließlich Überlebende, d.h. Arten, von denen zum Zeitpunkt der ersten  
 Probenahme Individuen gefunden wurden, deren Größe vermuten läßt, daß sie  
 schon im Sommer 1967 gelebt hatten.

Gebiet:		WG	NG	DM	MV	SF	HB	Summe
<u>Fläche (km<sup>2</sup>):</u>		165,9	345,2	14,7	60,6	77,7	82,7	746,8
<u>Biomasse "vorher":</u>	g/m <sup>2</sup>	0,36	2,69	0,92	4,50	3,64	3,44	
	t/Fläche	60	929	14	273	283	284	1843
<u>Biomasse "nachher":</u>	g/m <sup>2</sup>							
	März 68	0,01	0,01		3,97	3,66		
	Mai 68			0,04				
	Juli 68						0,91	
	t/Fläche	1,7	3,5	0,6	241	284	75	606
<u>Verlust:</u>	t/Fläche	58,3	925,5	13,4	(32)	-	209	1206
	%	97	100	96	(12)	0	74	65

(Die Verluste im Millionenviertel sind keine Folge des Sauerstoffmangels,  
 sondern geben nur die jahreszeitliche Fluktuation wieder)

waren dagegen allenfalls jahreszeitliche Schwankungen festzustellen.

Das langjährige Benthos-Monitoring wurde ab 1969 nur im Millionenviertel und auf der Süderfahrt fortgesetzt, so daß es kaum Anhaltspunkte für Ereignisse in anderen Gebieten gibt. Der Sauerstoffmangel im Oktober 1972 betraf zumindest den Ostteil der Vejsnäs-Rinne (DOLD, 1980). Da im Oktober 1972 im Fehmarnbelt zum ersten Mal Schwefelwasserstoff im Bodenwasser nachgewiesen wurde (NEHRING & FRANCKE, 1974), ist anzunehmen, daß auch die Kieler Bucht großflächig davon betroffen war, zum ersten Mal auch im Bereich Millionenviertel/Süderfahrt und daher stärker als 1967. Leider setzte die Untersuchung des Benthos dort Anfang 1972 für drei Jahre aus. Das völlige Aussterben der Fauna am Grunde der Eckernförder Bucht wurde von KÖLMEL (1979) bereits als ein in dieser Region alljährlich wiederkehrendes Ereignis betrachtet.

Der Sauerstoffmangel im Sommer 1975 hatte im Bereich von Millionen-  
 viertel und Süderfahrt keine erkennbaren Folgen. Lediglich aus der

Hohwachter Bucht berichteten Berufsfischer über ganz außergewöhnliche Fänge an "Würmerdorsch". Angesichts der bei Boknis Eck gemessenen Sauerstoffwerte (siehe 4.1.1) könnten die Auswirkungen für die Kieler Bucht ungefähr denen des Sommers 1967 entsprochen haben.

Der Sauerstoffmangel im Sommer 1980 geht nur aus den hydrographischen Daten von Boknis Eck hervor (siehe 4.1.1). Millionenviertel und Süderfahrt sowie Boknis Eck (20 m, Station 10) blieben davon gänzlich unberührt. Auch die einzelne Probennahme Ende August 1980 in der Vejsnäs-Rinne läßt keinen Sauerstoffmangel erkennen. Das schließt natürlich nicht aus, daß er dort zu einem späteren Zeitpunkt dennoch eintrat.

#### 4.3.2.3 1981 bis 1985

Keine Katastrophe in der Kieler Bucht ist so gut in Zahlen zu fassen wie die, die sich im Spätsommer 1981 ereignete. Ihre Folgen habe ich bereits ausführlich beschrieben (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986). Es war seit 1972 das zweite Mal, daß im Bodenwasser der westlichen Ostsee Schwefelwasserstoff beobachtet wurde (NEHRING & FRANCKE, 1983 a), nur war diesmal von der Kieler bis zur Mecklenburger Bucht das gesamte unterhalb der Sprungschicht liegende Wasser damit erfüllt (EHRHARDT & WENCK, 1984).

In der Kieler Bucht starben im ganzen Untersuchungsgebiet fast alle Arten vollständig aus. Es war auch das einzige Mal, daß bei Boknis Eck auf 20 m Tiefe (Station 10) die Fauna völlig ausstarb, so daß die tatsächliche Obergrenze der Schädigung zwischen 18 und 20 m Tiefe gelegen haben muß. Überleben konnten nur Arctica islandica, Astarte spp., Corbula gibba und Halicryptus spinulosus, außerdem auch Mya truncata, deren Bestand aber nicht quantifizierbar ist, da diese Muschel normalerweise unterhalb der Eindringtiefe des Bodengreifers im Sediment lebt. Daß im Winter 1981/82 dennoch vereinzelt große Exemplare von über 10 mm Länge gefunden wurden, deutet darauf hin, daß die Muscheln nicht so tief eingegraben waren wie gewöhnlich. Nicht auszu-

Tab. 27:

Auswirkungen des Sauerstoffmangels im September 1981 auf das Makrozoobenthos der Kieler Bucht: Verluste an Gesamtbioasse (AFTG, ohne Arctica und Astarte).

Gebiete: WG = Westgebiet, NG = Nordgebiet, DM = Dorschmulde, MV = Millionenviertel, SF = Süderfahrt, HB = Hohwachter Bucht (Gebietsaufteilung siehe 2.2).

Biomasse "vorher": Daten für August 1981 liegen nur von der Süderfahrt vor. Für die anderen Gebiete wurden die Daten verwendet, die vermutlich eine ungestörte Fauna darstellen (nach unpublizierten Daten von ARNTZ und RUMOHR und Daten aus WEIGELT, 1985).

Biomasse "nachher": ausschließlich Überlebende, d.h. Arten, von denen bei der ersten Probenahme seit September 1981 Individuen gefunden wurden, deren Größe vermuten läßt, daß sie schon vor September 1981 gelebt hatten. "Winter 81/82" bezieht sich auf die jeweils erste Probenahme zwischen Dezember 1981 und Februar 1982. Der Schätzwert für das Nordgebiet, für das keine Daten vorliegen, entspricht dem des Westgebiets. (Nach Daten aus WEIGELT, 1985)

Gebiet:		WG	NG	DM	MV	SF	HB	Summe
<u>Fläche (km<sup>2</sup>):</u>		165,9	345,2	14,7	60,6	77,7	82,7	746,8
<u>Biomasse "vorher":</u>	g/m <sup>2</sup> August 81					7,8		
	Januar 69	1,5		1,8			5,2	
	Ø 69 + 80		4,2					
	Ø 68 - 80				5,2			
	t/Fläche	249	1450	26	315	606	430	3076
<u>Biomasse "nachher":</u>	g/m <sup>2</sup> Sept. 81					0,01		
	Winter 81/82	0,05		0,01			0,19	
	Juli 82				0			
	Schätzung		0,05					
	t/Fläche	8	17	0	0	1	16	42
<u>Verluste:</u>	t/Fläche	241	1433	26	315	605	414	3034
	%	97	99	100	100	100	96	98,6

schließen ist, daß auch Mysella bidentata zu den Überlebenden gehörte, eine Muschel, die nach OCKELMANN & MUUS (1978) relativ unempfindlich gegen Sauerstoffmangel ist, und bereits im Winter 1981/82 mit einigen großen Exemplaren vertreten war. Die Biomasse dieser höchstens 3 mm großen Muschel ist jedoch vernachlässigbar gering.

Welche Gesamtbioasse im Sommer 1981 zugrunde ging, zeigt Tab. 27. Der Gesamtverlust von rund 3000 Tonnen AFTG entspricht dem auf ganz anderem Weg berechneten Wert von 29000 Tonnen Feuchtwicht (AFTG = ca. 10 % FG) in WEIGELT (1985). Nach beiden Rechnungen wurden fast 100 % der Gesamtbioasse (ohne Arctica und Astarte) vernichtet, wie hoch auch immer diese Gesamtbioasse im Sommer 1981 gewesen sein mag (aktuelle Daten gibt es nur von der Süderfahrt). Allein mit Nephtys spp. gingen

auf der Süderfahrt (77,7 km<sup>2</sup>) mit durchschnittlich 2,9 gAFTG/m<sup>2</sup> 225 Tonnen AFTG verloren, mit Abra alba (1,2 gAFTG/m<sup>2</sup>) weitere 95 Tonnen AFTG. Gleiches gilt vermutlich für das Millionenviertel. Damit stellen allein diese beiden Arten auf nur 18 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes rund ein Fünftel des Gesamtverlustes.

Der Sauerstoffmangel Ende August / Anfang September 1983 traf die Bodenfauna des Untersuchungsgebiets kaum weniger als der des Sommers 1981. Die Verluste sind in Tab. 28 hochgerechnet. Nur das Millionenviertel blieb verschont, jedenfalls scheinen, den Bodengreiferdaten zufolge, die Massen toter Polychaeten im Grundschleppnetz (siehe 3.4.3) kein nennenswerter Verlust gewesen zu sein. Obwohl aber 1983 ebenso wie 1981 fast alle Arten ausstarben, waren die Verluste geringer. Das lag nicht nur an der geringeren vor dem Sauerstoffmangel

Tab. 28:

Auswirkungen des Sauerstoffmangels im August/September 1983 auf das Makrozoobenthos der Kieler Bucht: Verluste an Gesamtbiomasse (AFTG, ohne Arctica und Astarte).

Gebiete: WG = Westgebiet, NG = Nordgebiet, DM = Dorschmulde, MV = Millionenviertel, SF = Süderfahrt, HB = Hohwachter Bucht (Gebietsaufteilung siehe 2.2).

Biomasse "vorher": Aktuelle Bezugsdaten liegen nur für Westgebiet und Süderfahrt vor. Die Schätzung für die übrigen Gebiete beruht auf Daten des Sommers 1982 und auf der Annahme, der Bestand von Abra alba habe sich dort ebenso entwickelt wie im Millionenviertel und auf der Süderfahrt. Schätzwert Millionenviertel = Biomasse im Januar 1984.

Biomasse "nachher": ausschließlich Überlebende, d.h. Arten, von denen bei der ersten Probennahme seit September 1983 Individuen gefunden wurden, deren Größe vermuten läßt, daß sie schon vor August 1983 gelebt hatten. Nur im Millionenviertel war keine Beeinträchtigung zu erkennen, daher ist die Gesamtbiomasse angegeben.

<u>Gebiet:</u>		WG	NG	DM	MV	SF	HB	<u>Summe</u>
<u>Fläche (km<sup>2</sup>):</u>		165,9	345,2	14,7	60,6	77,7	82,7	746,8
<u>Biomasse "vorher":</u>	g/m <sup>2</sup> April 83 August 83 Schätzung	0,44				6,30	4,0	
	t/Fläche	73	690	29	567	490	331	2180
<u>Biomasse "nachher":</u>	g/m <sup>2</sup> Sep. 83 Okt. 83 Nov. 83 Jan. 84	0,27		0,18		0,44	0,19	
	t/Fläche	45	59	3	567	34	16	724
<u>Verluste:</u>	t/Fläche	28	631	26	0	456	315	1456
	%	38	91	90	0	93	95	67

lebenden Biomasse (die allerdings mangels Daten für die meisten Gebiete geschätzt ist), sondern vor allem daran, daß die Biomasse der resistenten Arten gegenüber 1981 deutlich größer war. Neben Arctica islandica, Astarte spp. und einem nicht quantifizierbaren Bestand von Mya truncata konnten wiederum Corbula gibba (Süderfahrt, Hohwachter Bucht) und vor allem Halicryptus spinulosus (in allen Gebieten) überleben. Allein der Priapulide stellt in Tab. 28 den weitaus größten Teil der Biomasse der Überlebenden. Auf der Süderfahrt schien auch ein großer, durch den Sauerstoffmangel nicht erkennbar reduzierter Bestand von Heteromastus filiformis überlebt zu haben, dessen Biomasse in Tab. 28 ebenfalls enthalten ist.

Der Verlust an Gesamtbio­masse bestand vermutlich fast zur Hälfte nur aus Abra alba. Auf der Süderfahrt (77,7 km<sup>2</sup>) lebten davon im August 1983 mit 3,1 gAFTG/m<sup>2</sup> rund 240 Tonnen AFTG, die kurz darauf starben. Für die Hohwachter Bucht (82,7 km<sup>2</sup>), von der aus dieser Zeit keine Zahlen vorliegen, wären dies rund 260 Tonnen AFTG A. alba, eine angesichts der Massen leerer Schalen im Grundschieppnetz sehr vorsichtige Schätzung. Auf der Süderfahrt starb ausserdem mit 0,9 gAFTG/m<sup>2</sup> = 70 Tonnen AFTG ein großer Bestand von Terebellides stroemi aus.

1984 und 1985 gab es akuten Sauerstoffmangel nur im Westgebiet (siehe 3.2.2 und 4.1.1). In den übrigen Gebieten verhinderte häufige Bewegung im Tiefenwasser eine Stagnation. Der Sauerstoffgehalt des Bodenwassers war zwar oft sehr niedrig, aber es kam nicht zum Zusammenbruch ganzer Benthosgemeinschaften. Eine Bilanz wie für 1981 und 1983 ist daher nicht möglich.

Der Sauerstoffmangel 1983 in Verbindung mit der Sedimentation starker Planktonblüten von August bis November 1983 (siehe 4.1.1) scheint die Kieler Bucht nachhaltig belastet zu haben. Zwar kam es 1984 zu keinem regelrechten Zusammenbruch der Benthosgemeinschaft, aber auf fast allen Stationen ging zu regional unterschiedlichen Zeiten die seit dem Sauerstoffmangel von 1983 ohnehin noch nicht sehr hohe Gesamtbio­masse vorübergehend ebenso zurück wie die Artenzahl. Auf der Süderfahrt stagnierte die Gesamtbio­masse (ohne Arctica und Astarte) von Oktober 1983 bis April 1984 bei rund 0,7 gAFTG/m<sup>2</sup> (gut die Hälfte davon Halicryptus spinulosus), ging im April 1984 sogar noch zurück, und stieg danach erst wieder an. Der im Herbst 1983 auf der Süderfahrt gesiedel-

te große Bestand von Phaxas pellucidus verschwand im Laufe des Jahres 1984 wieder. In der Hohwachter Bucht starb im September 1984 ein großer frischgesiedelter Bestand von Abra alba von rund 4000 Ind./m<sup>2</sup> aus. Überall, außer im Millionenviertel, war um diese Zeit ein deutlicher Rückgang des Bestandes von Nephtys spp. zu verzeichnen, und Pectinaria koreni wurde überall selten. Verantwortlich war dafür womöglich der Einstrom sauerstoffarmen Bodenwassers, der bei Boknis Eck von April bis August 1984 zu beobachten war (siehe 4.1.2 und 4.2.1). Einen weiteren Rückschlag für das Benthos der Kieler Bucht brachte der harte Winter 1984/85. Im Frühjahr 1985, zum Ende der Kälteperiode, starben Abra alba im Westgebiet, in der Dorschmulde und in der Vejsnäs-Rinne sowie Corbula gibba in der Hohwachter Bucht fast vollständig aus. Ophiura albida verschwand gänzlich im Westgebiet und in der Dorschmulde.

Das im Oktober 1985 beobachtete Sauerstoffminimum bedeutete nur für die Fauna des Westgebiets das fast völlige Aussterben, diesmal sogar für Arctica islandica im Bereich der Eckernförder Bucht. Nur Mysella bidentata und Halicryptus spinulosus konnten hier überleben, möglicherweise auch Heteromastus filiformis und Trochochaeta multisetosa. Die Biomasse dieser Überlebenden im Oktober 1985 betrug 0,07 gAFTG/m<sup>2</sup>, also auf einer Fläche von 345,2 km<sup>2</sup> 24 Tonnen AFTG. Gegenüber einer Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) von 0,8 gAFTG/m<sup>2</sup> = 276 Tonnen AFTG im Juli 1985 bedeutet das einen Verlust von 252 Tonnen AFTG = 91 %.

#### 4.3.2.4 Die Sauerstoffmangeljahre im Vergleich

In Tab. 29 sind die Biomasseverluste in den Jahren 1967, 1981 und 1983 zusammengefaßt. Die Angabe der jeweils betroffenen Gesamtfläche ist selbstverständlich nur bei sehr großzügiger Betrachtungsweise richtig. Der Tiefenbereich der Schädigung ist nur für 1981 einigermaßen sicher mit der 20 m-Linie abzugrenzen (in der Hohwachter Bucht 18 m). 1967 und 1983 lag die Obergrenze sehr wahrscheinlich tiefer als 20 m, so daß für diese Jahre auch geringere Biomasseverluste anzunehmen sind

Tab. 29:

Verluste an makrozoobenthischer Gesamtbiomasse (Tonnen AFTG) in der Kieler Bucht durch Sauerstoffmangel in den Jahren 1967, 1981 und 1983; Zusammenfassung der in den Tab. 26, 27 und 28 hergeleiteten Angaben. Die Angabe der mutmaßlich geschädigten Gesamtfläche beruht auf der Annahme, es sei in den Teilgebieten jedesmal die gleiche Fläche betroffen gewesen. Die tatsächliche Ausdehnung der Schädigung ist unbekannt.

Gebiete: WG = Westgebiet, NG = Nordgebiet, DM = Dorschmulde, MV = Millionenviertel, SF = Süderfahrt, HB = Hohwachter Bucht.

	<u>1967</u>	<u>1981</u>	<u>1983</u>
WG (165,9 km <sup>2</sup> )	58 t 97 %	241 t 97 %	28 t 38 %
NG (345,2 km <sup>2</sup> )	926 t 100 %	1433 t 99 %	631 t 91 %
DM ( 14,7 km <sup>2</sup> )	13 t 96 %	26 t 100 %	26 t 90 %
MV ( 60,6 km <sup>2</sup> )	0 t	315 t 100 %	0 t
SF ( 77,7 km <sup>2</sup> )	0 t	605 t 100 %	456 t 93 %
HB ( 82,7 km <sup>2</sup> )	209 t 74 %	414 t 96 %	315 t 95 %
<u>Gesamtverlust</u>	1206 t 65 %	3034 t 99 %	1456 t 67 %
<u>Gesamtfläche</u>	609 km <sup>2</sup> 81 %	747 km <sup>2</sup> 100 %	686 km <sup>2</sup> 92 %

als in Tab. 26 und 28 hergeleitet. Nichtsdestoweniger gibt es keinen anderen Weg, um zu größenordnungsmäßigen Abschätzungen zu kommen, und zum Vergleich der Jahre untereinander reicht er allemal aus.

Die Katastrophe des Sommers 1981 wird durch kein anderes bekanntes Ereignis in der Kieler Bucht übertroffen. Aber sie ist auch nicht das einmalige und einzigartige Ereignis, als das sie zunächst angesehen wurde. Zu den Auswirkungen von Sauerstoffmangel in anderen Jahren bestehen eigentlich nur graduelle, aber keine grundsätzlichen Unterschiede. Seit den Untersuchungen von KÜHLMORGEN-HILLE (1965) wurden weite Teile der Kieler Bucht vermutlich öfter als beobachtet von Sauerstoffmangel heimgesucht. Rückblickend ist es daher bedauerlich,

daß sich die langjährigen Routineuntersuchungen auf Gebiete beschränkten, in denen Massensterben infolge von Sauerstoffmangel auch heute noch eine Ausnahme sind: Millionenviertel, Süderfahrt und eine 20 m-Station bei Boknis Eck (Station 10). Es ist angesichts der hydrographischen Bedingungen durchaus vorstellbar, daß es in den Jahren 1972, 1975 und 1980 zu Schädigungen kam, die in der regionalen Ausdehnung und der Größenordnung der Biomasseverluste zwischen denen von 1967 und 1983 einzuordnen sind. Das Auftreten von Schwefelwasserstoff im Oktober 1972 im Fehmarnbelt legt sogar den Vergleich mit 1981 nahe.

Viel bedeutsamer als die Biomasseverluste in einzelnen Katastrophenjahren, deren Höhe von den Zufälligkeiten der Konstellation meteorologischer und hydrographischer Parameter abhängt, erscheint mir die Häufung solcher Ereignisse seit Beginn der siebziger Jahre, die mit der in 4.1.1 dargestellten Zunahme von Sauerstoffmangel korrespondiert. Insbesondere da es in den letzten Jahren alljährlich zu mehr oder weniger starkem Sauerstoffmangel kommt, sind wahrscheinlich die augenfälligen, akuten Zusammenbrüche der Bodentiergemeinschaft nur Symptome eines sich langfristig in der Kieler Bucht vollziehenden Wandels, der im folgenden zu diskutieren sein wird. Ein deutliches Alarmsignal ist das im Oktober 1985 im Südteil des Westgebiets beobachtete Aussterben von Arctica islandica, einer Muschel mit erheblicher Resistenz gegen Sauerstoffmangel, die alle früheren Katastrophen scheinbar weitgehend unbeeinträchtigt überstanden hatte.

#### 4.4 Die Regeneration der durch Sauerstoffmangel geschädigten Benthosgemeinschaft

##### 4.4.1 Der Verlauf einer Wiederbesiedelung

Wurde in einem bestimmten Gebiet die Bodenfauna durch eine Katastrophe vernichtet, so vollzieht sich die Wiederbesiedelung dieses Gebietes im allgemeinen nach einem Muster, das weitgehend unabhängig von der Art der Katastrophe ist, ob nach einem extrem kalten Winter (ZIEGELMEIER, 1964, 1970), nach Sauerstoffmangel (GOSSELCK & GEORGI, 1984; LEPPÄKOSKI, 1969, 1971; WEIGELT, 1985), nach einer "red tide" (SIMON & DAUER, 1977), nach mechanischer Störung der Sedimentstruktur (STICKNEY & PERLMUTTER, 1975; BONSDORFF, 1980, 1983; ZAJAC & WHITLATCH, 1982 a,b), nach Ölunfällen (GRASSLE & GRASSLE, 1974; LEPPÄKOSKI & LINDSTROM, 1978) oder nach starker Verschmutzung mit organischen Substanzen (LEPPÄKOSKI, 1975 a; PEARSON & ROSENBERG, 1978; ROSENBERG, 1972, 1973; TSUTSUMI & KIKUCHI, 1983). Experimentelle Untersuchungen bestätigen dies ebenfalls (BRUNSWIG et al., 1976; MATTSON & NOTINI, 1985; McCALL, 1977; RICHTER & SARNTHEIN, 1977; RUMOHR, 1980; ARNTZ & RUMOHR, 1982; BONSDORFF & ÖSTERMAN, 1985). Nach diesen Befunden wird die Wiederbesiedelung durch das massenhafte Auftreten opportunistischer Pionierarten eingeleitet, die dem Selektionstyp des r-Strategen angehören (hohe Fortpflanzungsrate, kurze Generationszeit, hohe Sterblichkeit; GRASSLE & GRASSLE, 1974; McCALL, 1977). Capitella capitata und Polydora spp. sind weltweit die wichtigsten Vertreter dieser Phase (PEARSON & ROSENBERG, 1978). Hinzu kommen vagile, von ROSENBERG (1980) als "transitory emigrants" bezeichnete Arten wie Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi, die als adulte Tiere einwandern können (BRUNSWIG et al., 1976). Dieser Opportunistenphase schließt sich die Stabilisierungsphase (BONSDORFF, 1980) oder post-Opportunistenphase (RUMOHR, 1980) an, während der die Pionierarten allmählich von Arten verdrängt werden, die für ungestörte Lebensbedingungen typisch sind. Dies sind in der Regel die Arten, die schon vor dem Zusammenbruch der Gemeinschaft dominant waren. Es können aber auch neue Arten auftreten, die vorher

in der betroffenen Gemeinschaft noch nicht vorgekommen waren. Das bedeutet einen Übergang in der Dominanz vom Selektionstyp des r-Strategen in Richtung auf den des K-Strategen (geringe Fortpflanzungsrate, lange Generationszeiten, geringe Sterblichkeit).

Nach allgemeiner Auffassung sind frühe Pionierstadien, also im wesentlichen die Opportunistenphase, in ihrem Ablauf und in der Dominanz bestimmter Arten weitgehend vorhersagbar, im Gegensatz zu späteren Sukzessionsstadien, die zu einer ganz anderen Dominanzstruktur führen können, als sie vor dem Zusammenbruch der Gemeinschaft bestanden hatte (GRAY, 1977, 1984). Andererseits hängt die Artenfolge bei der Besiedelung wesentlich davon ab, welche Arten mit Larven zur Stelle sind, sobald die betroffenen Böden wieder bewohnbar werden, kurz, wer zuerst kommt, siedelt zuerst (EAGLE, 1975; RUMOHR, 1980). Für die Kieler Bucht ist auch der Larveneinstrom aus dem Kattegat von Bedeutung.

Sofern es zu keiner erneuten Störung kommt, entwickelt sich die Benthogemeinschaft auf den Zustand eines dynamischen oder Konkurrenzgleichgewichts hin (BONSDORFF, 1985), auf den Wechsel von ausschließlich physikalisch gesteuerten zu überwiegend biologisch kontrollierten Bedingungen (GRAY, 1977, 1982; ZAJAC & WHITLATCH, 1982 a,b).

Einem solchen dynamischen Gleichgewicht unter weitgehend ungestörten Bedingungen kommt im Untersuchungsgebiet die Gemeinschaft am nächsten, die von 1968 bis 1978 im Nordostteil der Kieler Bucht (Millionenviertel und Süderfahrt) zu finden war (Details siehe 3.3.1.1 und 3.3.2.1), unbeeinflusst von Sauerstoffmangel und extremer Kälte. ARNTZ (1981) und ARNTZ & RUMOHR (1986) haben gezeigt, wie wenig sich hier über einige Jahre hinweg die Dominanzstruktur veränderte. Die von 1968 bis 1978 dominanten Arten Abra alba, Macoma calcarea, Nephtys spp., Terebellides stroemi, Rhodine spp. und Ophiura albida gehören zu denen, die am empfindlichsten auf Sauerstoffmangel reagieren (DRIES & THEEDE, 1974; DOLD, 1980). Diese Arten sind z.B. im Oslofjord dort am häufigsten, wo es keine organische Abwasserbelastung gibt (MIRZA & GRAY, 1981). Ebenso gibt es Ähnlichkeiten mit einer von PEARSON (1975) beschriebenen Gemeinschaft an der schottischen Westküste, in der insbesondere Terebellides stroemi als typischer Vertreter "sauberer" Umweltbedingungen ohne Belastung durch Abwässer gilt. Lediglich mit Scoloplos armiger war im Nordosten der Kieler Bucht ein Polychaet dominant, der nach PEARSON & ROSENBERG (1978) vorzugsweise auf Sedi-

menten mit erhöhtem organischen Eintrag lebt, und der auch relativ unempfindlich gegen Sauerstoffmangel ist (SCHULZ, 1973).

#### 4.4.2 Wiederbesiedelung nach Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht

Die folgenden Betrachtungen beziehen sich ausschließlich auf die Bereiche des Untersuchungsgebietes, die ich in 4.2.2.1 bis 4.2.2.3 als geschädigt dargestellt habe. 1967 blieben Millionenviertel und Süderfahrt verschont, 1981 war das gesamte Untersuchungsgebiet betroffen, und 1983 waren nur im Millionenviertel keine Auswirkungen des Sauerstoffmangels erkennbar.

##### 4.4.2.1 Wiederbesiedelung 1961 bis 1965

Für diesen, von KÜHLMORGEN-HILLE (1965) beschriebenen Zeitraum sind detaillillierte Angaben nicht möglich. Insbesondere gibt es keine Angaben über den Ablauf der Wiederbesiedelung in bestimmten Regionen. Sofern das besonders häufige Auftreten von Arten wie Capitella capitata, Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi Opportunistenphasen markiert, oder das von Abra alba post-Opportunistenphasen, wie 1961, 1962 und 1965, kann dies höchstens als Indiz für vorangegangenen Sauerstoffmangel dienen (siehe 4.2.2.1).

##### 4.4.2.2 Wiederbesiedelung nach dem Sauerstoffmangel 1967

Als ARNTZ (1971 a) im März 1968 (in der Hohwachter Bucht erst im Juli 1968) seine Untersuchungen begann, lag der Sauerstoffmangel des Sommers 1967, der bei Boknis Eck bis Oktober 1967 gedauert hatte (KREY et

al., 1978), bereits ein halbes Jahr zurück. Die Opportunistenphase wurde von ARNTZ also nicht erfaßt. Allenfalls deutet das relativ häufige Vorkommen von Capitella capitata zwischen Mai und Juli 1968 das Ende dieser Phase an, das sich auch 1982 um diese Zeit abzeichnete (WEIGELT, 1985). Anders jedoch als 1982 waren 1968 bereits ab Juli mit Abra alba, Nephtys spp., Pectinaria koreni und Terebellides stroemi einige wichtige Arten wieder präsent, die bis zum Sommer 1967 vermutlich dominant gewesen waren. Der steile Anstieg der Gesamtbiomasse bis zum Ende der Untersuchung im Januar 1969 wurde in der Dorschmulde, in der Vejsnäs-Rinne und in der Hohwachter Bucht fast ausschließlich von Abra alba bestimmt (siehe 3.3.3 bis 3.3.5).

Wie nahe die Benthosgemeinschaft 1968/69 dem status quo ante kam, läßt sich nicht feststellen, da es aus den Jahren 1966 und 1967 keinerlei Daten gibt. Eine deutliche Veränderung gegenüber den Daten bis 1965 (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965), für die es außer dem Sauerstoffmangel des Sommers 1967 keine Erklärung gibt, stellt die Ausdehnung des Vorkommens von Halicryptus spinulosus auf Dorschmulde, Vejsnäs-Rinne und Hohwachter Bucht dar, wo diese Art bei keiner früheren Untersuchung gefunden worden war.

Im Westgebiet deutete sich im Herbst 1968 bereits eine neuerliche Störung an (siehe 3.3.5), die aus den hydrographischen Daten (siehe 4.1.1) nicht ersichtlich ist. KÖLMEL (1979) betrachtet das Aussterben der Fauna in der Rinne vor Boknis Eck als ein alljährlich wiederkehrendes Ereignis. Entsprechend artenarm ist hier die Bodentiergemeinschaft, die von den Opportunisten Capitella capitata, Harmothoe sarsi und Diastylis rathkei, insbesondere aber von dem sauerstoffmangelresistenten Halicryptus spinulosus dominiert wird.

#### 4.4.2.3 Wiederbesiedelung nach dem Sauerstoffmangel 1981

Die Regeneration der Bodenfauna nach der außergewöhnlichen Katastrophe des Sommers 1981 habe ich bereits detailliert beschrieben (WEIGELT, 1985; WEIGELT & RUMOHR, 1986). Ihr Verlauf entsprach weitestgehend dem in 4.3.1 beschriebenen Schema.

Gemessen am Vorkommen von Capitella capitata und Polydora spp. endete die Opportunistenphase erst im Juli 1982. Bis dahin dominierten neben den beiden genannten Polychaeten auch Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi. Erst danach, ab August/September 1982, also recht genau ein Jahr nach dem Zusammenbruch, kehrten die ehemals dominanten Arten zurück: Abra alba, Nephtys spp., Scoloplos armiger und Terebellides stroemi.

In der sich nun etablierenden Gemeinschaft gab es ebenso wie 1968/69 Veränderungen gegenüber dem status quo ante. Halicryptus spinulosus gehört seit 1982 zu den dominanten Arten auf der Süderfahrt und konnte sich im Millionenviertel noch bis 1985 halten. Im Sommer 1982 wurde Capitella capitata durch einen engen Verwandten abgelöst, Heteromastus filiformis. Diese Art wird in der Literatur als weitgehend vergleichbar mit C. capitata und damit als reiner Opportunist beschrieben (z.B. GRAY, 1984). In der Kieler Bucht gelang es H. filiformis sich dauerhaft als eine der nach Abundanz und Biomasse dominanten Arten zu etablieren, insbesondere in der Vejsnäs-Rinne, im Millionenviertel und auf der Süderfahrt, wo der Bestand bis Ende 1985 immer mehr zunahm. Nephtys spp. hingegen erreichte im Millionenviertel und besonders auf der Süderfahrt bis zum Ende der Untersuchung nicht mehr die überragende Bedeutung, die dieser Polychaet dort bis zum Sommer 1981 gehabt hatte.

Daß eine an alljährlich auftretenden Sauerstoffmangel angepaßte, artenarme Gemeinschaft sich schneller regenerieren kann als eine artenreiche, komplexe Gemeinschaft, für die Sauerstoffmangel eine seltene Ausnahme ist, macht der Vergleich zwischen Westgebiet und Süderfahrt anschaulich. Die Gesamtbioasse (ohne Arctica und Astarte) im Westgebiet hatte bereits im März/April 1982, ein halbes Jahr nach dem Zusammenbruch, dieselbe Höhe erreicht, wie sie vermutlich im Sommer 1981 ausgestorben war. Auf der Süderfahrt dagegen war die Gesamtbioasse im Oktober 1982, nach einem Jahr also, nur etwa halb so hoch wie im Sommer 1981. Erst zwei Jahre nach dem Zusammenbruch, im August 1983, entsprach die Gesamtbioasse wieder der des Sommers 1981.

#### 4.4.2.4 Wiederbesiedelung nach Sauerstoffmangel 1983 und 1984

Die Wiederbesiedelung der betroffenen Gebiete nach dem Sauerstoffmangel im Sommer 1983 unterscheidet sich von den zuvor beschriebenen Regenerationsphasen durch das Fehlen einer eindeutigen Opportunistenphase. Nur im Westgebiet traten Capitella capitata und Polydora spp. im Herbst 1983 mit erheblichen Abundanzen auf. In den anderen Gebieten spielte C. capitata überhaupt keine Rolle. Polydora spp. hingegen war nicht nur im Westgebiet, sondern auch in der Dorschmulde und in der Hohwachter Bucht bis zum Frühsommer 1984 häufig. Anders als 1981/82 war das Vorkommen von Harmothoe sarsi nicht besonders groß.

Das Besondere an der Wiederbesiedelung 1983/84 ist, daß von Anfang an Arten auftraten, die eigentlich erst der post-Opportunistenphase zuzuordnen sind. Ein großer Bestand von Abra alba etablierte sich im Herbst 1983 in der Hohwachter Bucht. Auch in den anderen Gebieten erschien A. alba bereits im Winter 1983/84, wenn auch nicht in großer Zahl. Pectinaria koreni wurde mit Ausnahme des Westgebiets in allen betroffenen Gebieten schon im Oktober 1983 häufig. Beide Arten sind in besonderem Maße fähig, weitgehend unbesiedelte Böden schnell und in großer Zahl zu besetzen, vorausgesetzt, der Larvenfall erfolgt erst dann, wenn diese Böden bereits wieder bewohnbar sind (EAGLE, 1975; NICHOLS, 1977; RUMOHR, 1980). Bei ihrer Ausbreitungsfähigkeit zeigen sie also durchaus opportunistische Merkmale. Auf der Süderfahrt siedelte außerdem im Herbst 1983 ein großer Bestand von Phaxas pellucidus. Der Einstrom von Kattegatwasser im Oktober 1983 (siehe 3.2.1) führte zur Ausbreitung von Ophiura albida im gesamten Untersuchungsgebiet. Auch Nephtys spp. erschien im Herbst 1983 überall.

Der Wiederaufbau der Benthosgemeinschaft fand bereits im Sommer 1984 ein vorzeitiges Ende, auf der Süderfahrt schon im April 1984. Es kam zwar zu keinem Massensterben wie 1981 oder 1983, aber die Gesamtbiomasse ging auf fast allen Stationen deutlich zurück und einige Arten starben wieder aus (siehe 4.2.2.3). Die anschließende Regeneration entsprach in der Artenfolge der im Herbst 1983. Wiederum trat Capitella capitata nicht in Erscheinung, diesmal auch nicht im Westgebiet. Nur Polydora spp. markierte eine "Opportunistenphase", während der erneut schon von Anfang an Abra-alba und Pectinaria koreni, Nephtys

spp. und Ophiura albida auftraten.

Das Beispiel der Jahre 1983 und 1984 zeigt, daß der Verlauf einer Wiederbesiedelung durchaus nicht nach dem in 4.3.1 beschriebenen Schema ablaufen muß. 1983 und viel mehr noch 1984 überlebte eine wesentlich größere Anzahl von Tieren den Sauerstoffmangel als 1981. Nur 1981 waren große Flächen in der Kieler Bucht so frei von Makrofauna, wie dies üblicherweise auch im Experiment als Ausgangssituation für eine Wiederbesiedelung hergestellt wird. Möglicherweise verläuft eine Wiederbesiedelung nur unter solchen Voraussetzungen "programmgemäß" und damit vorhersagbar, und hängt folglich sehr vom Grad der vorausgegangenen Schädigung ab. Wenn bei der Wiederbesiedelung schon zu Beginn interspezifische Wechselwirkungen eine Rolle spielen, kann sie sich völlig unvorhersagbar vollziehen (ZAJAC & WHITLATCH, 1982 b; WHITLATCH & ZAJAC, 1985).

#### 4.4.3 Die Rolle von Capitella capitata und Polydora spp. bei der Wiederbesiedelung

Capitella capitata ist weltweit der markanteste Vertreter früher Pionierstadien beim Neuaufbau von Benthosgemeinschaften (z.B. PEARSON & ROSENBERG, 1978). Hinsichtlich seiner Merkmale als Opportunist (schnelle Nutzung gestörter Umweltbedingungen durch ständige Verfügbarkeit von Larven, die sich auch über größere Distanzen schnell ausbreiten können, schnelles Bestandswachstum, hohe Sterblichkeit) übertrifft dieser Polychaet alle anderen Arten, auch Polydora spp. (GRASSLE & GRASSLE, 1974). Warum war er in der Kieler Bucht nur 1981/82 häufig, nicht aber von 1983 bis 1985?

Die folgenden Ausführungen müssen vor dem Hintergrund der genetischen Vielgestaltigkeit der beiden Opportunisten gesehen werden, die in den hier verwendeten Daten überhaupt nicht zum Vorschein kommt. GRASSLE & GRASSLE (1977) beobachteten sechs genetisch unterschiedliche Capitella-Arten in ein und derselben Gemeinschaft, die aber morphologisch nicht zu unterscheiden waren. Nach GRASSLE & GRASSLE (1977), TSUTSUMI & KIKUCHI (1983) und TSUTSUMI (1987) hängt z.B. die Fortpflanzung von

C. capitata davon ab, wie stark die Schwankungen der natürlichen Umweltbedingungen sind. Danach trifft das Merkmal, das ganze Jahr über viele planktonische Larven über weite Distanzen verteilen zu können (eine der wichtigsten opportunistischen Eigenschaften), auf C. capitata nur dort zu, wo diese Schwankungen stark sind. Auch bei Polydora spp. scheint es innerhalb einzelner Arten genetische Anpassungen zu geben, wie die von P. ciliata im Oslofjord, wo umso länger und häufiger Larven vorkommen, je größer die Belastung durch Abwässer ist (GRAY, 1984). In der vorliegenden Arbeit ist Polydora nicht einmal nach Arten differenziert.

Die Ansiedelung von Capitella-Larven wird nach Untersuchungen von CUOMO (1985) durch das Vorhandensein von Sulfiden im Sediment begünstigt, wie sie beim anaeroben Abbau organischer Stoffe anfallen. DUBILIER (im Druck) wies jedoch experimentell das Gegenteil nach. Fest steht indessen, daß auf  $H_2S$ -haltigen Böden oder an der Grenze zu  $H_2S$ -haltigen Wasserschichten C. capitata oft besonders häufig ist (PEARSON & ROSENBERG, 1978). 1981, nach dem Auftreten hoher Konzentrationen von  $H_2S$  im Tiefenwasser der Kieler Bucht, war C. capitata sehr häufig gewesen. 1983 wurde in der Kieler Bucht kein  $H_2S$  beobachtet, und C. capitata kam nicht vor, abgesehen vom Westgebiet, wo es demnach doch  $H_2S$  gegeben haben könnte. Der Vorteil, den das Auftreten von  $H_2S$  für C. capitata bietet, könnte folgender sein: Wenn das Bodenwasser bereits wieder ausgetauscht ist, das Sediment aber noch hohe  $H_2S$ -Konzentrationen enthält, ist es für fast alle Arten immer noch unbewohnbar. Die kurze Zeitspanne, die dann bis zur Oxidierung der obersten Sedimentschichten vergeht, kann C. capitata womöglich schneller als alle anderen Arten nutzen. Trat hingegen kein  $H_2S$  im Bodenwasser auf, so ist das Sediment nach dessen Erneuerung sehr viel eher auch für andere Arten bewohnbar, die dann mit C. capitata um den Lebensraum konkurrieren. Insbesondere können Spioniden wie Polydora spp., wenn sie erst einmal gesiedelt haben, die Ansiedelung von C. capitata völlig verhindern (ZAJAC & WHITLATCH, 1982 b; WHITLATCH & ZAJAC, 1985). So trat C. capitata z.B. auch in der Nordsee, nach Sauerstoffmangel, bei dem aber kein  $H_2S$  beobachtet wurde, nicht auf (RACHOR, 1982; KRÖNCKE, 1985). Der Vorteil für C. capitata besteht demnach nicht im Auftreten von  $H_2S$  an sich, das auch auf diese Art toxisch wirkt (DUBILIER, im Druck), sondern in Bedingungen, die alle Konkur-

renten hinreichend lange fernhalten. C. capitata selbst ist ein sehr schwacher Konkurrent. Neben dem Fehlen der hydrographischen Voraussetzungen ( $H_2S$  im Bodenwasser) dürfte in der Kieler Bucht ab 1982 auch das zahlreiche Vorkommen des nahen Verwandten Heteromastus filiformis die Entfaltung von C. capitata verhindert haben.

Polydora spp. dagegen breitet sich auch nach Störungen aus, die die Bodenfauna nicht völlig oder sogar nur zu einem kleinen Teil vernichtet hatten, wie z.B. 1984. Bei diesem Polychaeten sind die opportunistischen Eigenschaften nicht ganz so stark ausgeprägt wie bei C. capitata. Er ist damit aber auch ein stärkerer Konkurrent (GRASSLE & GRASSLE, 1974; GRAY, 1984).

Damit ist Polydora spp. ein Indikator für Störungen jeglichen Grades, während C. capitata nur besonders schwere Störungen anzeigt, die mit dem Auftreten von  $H_2S$  im Bodenwasser verbunden sind.

#### 4.5 Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur

##### 4.5.1 Ausgestorbene Arten

Als ausgestorben werden hier solche Arten betrachtet, die nach der Vernichtung durch Sauerstoffmangel im Spätsommer 1981 bzw. 1983 bis zum Ende des Beobachtungszeitraumes Anfang 1986 nicht wieder gefunden wurden. Arten, die schon zur Zeit ihres letzten Fundes sehr selten waren, sind hier nicht berücksichtigt. Über sie geben die Tab. A 4 bis A 11 im Anhang Auskunft.

Macoma calcarea und Modiolaria nigra stellten in den grobsandigen Bereichen von Millionenviertel und Süderfahrt bis zum Sommer 1981 einen erheblichen Anteil der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte), auf der Süderfahrt (Station 20) durchschnittlich 26 % (siehe 3.3.1.1). Beide Arten sind nach dem Sauerstoffmangel 1981 hier nicht mehr aufgetaucht. Der Rückzug von M. calcarea scheint sich über einen

längeren Zeitraum hinweg in mehreren Etappen vollzogen zu haben. HAGMEIER (1930) und REMANE (1940) sahen die Muschel als typischen Weichbodenbewohner an. Das Hauptvorkommen in der Kieler Bucht wurde noch bis in die sechziger Jahre stets am Grund der bis zu 30 m tiefen Vejsnäs-Rinne gefunden. Bis zu dieser Zeit kam die Muschel oberhalb von 20 m Tiefe kaum vor, und 18 m Tiefe galten als obere Verbreitungsgrenze (REMANE, 1940; KÜHLMORGEN-HILLE, 1963, 1965). Anfang der siebziger Jahre, also nach dem Sauerstoffmangel des Sommers 1967, hatte sich das Hauptvorkommen deutlich nach oben in den Bereich von 18 - 22 m Tiefe verlagert. Immerhin kam M. calcarea, ebenso auch Modiolaria nigra, zu dieser Zeit noch fast im gesamten Untersuchungsgebiet vor (ARNTZ et al., 1976; DOLD, 1980). Ob die Muscheln in der Vejsnäs-Rinne, in der Dorschmulde und in der Hohwachter Bucht erst 1981 oder vielleicht auch schon früher ausstarben, ist unbekannt, da von 1974 bis 1981 aus diesen Gebieten keine Daten vorliegen.

Da M. calcarea in Randbereichen des Untersuchungsgebietes (Station 10: Boknis Eck, 20 m; Station 7: Wattenbergrinne, 24 m) noch vorkommt und auch bis 1984 am Ausgang der Flensburger Förde (Breitgrund) häufig war, wenn auch mit rückläufiger Tendenz (SUHRHOFF, 1985), kann das Ausbleiben in den früheren Siedlungsgebieten nicht an mangelnder Rekrutierung liegen. LEPPÄKOSKI (1975 a) beobachtete M. calcarea sogar als einen der ersten Siedler nach Sauerstoffmangel in einem Gebiet, wo die Art zuvor dominant gewesen war. Nach RUMOHR (1980) treten die Larven allerdings nur im Juni auf, zu der Jahreszeit also, in der die Sauerstoffsituation in den Rinnen der Kieler Bucht kritisch zu werden beginnt. Die sehr geringe Resistenz gegen Sauerstoffmangel (LT<sub>50</sub> bei 10 °C ca. 10 Tage: von OERTZEN & SCHLUNGBAUM, 1972; DRIES & THEEDE (1974), war schon für von OERTZEN & SCHULZ (1973) die Ursache für den beginnenden Rückgang von M. calcarea in Kieler und Mecklenburger Bucht. Über Modiolaria nigra liegen leider keine entsprechenden Erkenntnisse vor. Es ist denkbar, daß angesichts der sich allmählich verschlechternden Sauerstoffbedingungen die Grobsandregionen im Nordosten der Kieler Bucht für den ehemals "typischen" Weichbodenbewohner M. calcarea, aber auch für M. nigra, ein letztes Refugium darstellten, bevor die Arten 1981 gänzlich aus dem Untersuchungsgebiet verschwanden.

Rhodine spp. reagiert ebenfalls sehr empfindlich auf Sauerstoffmangel

(DOLD, 1980). Da die Tiere außerdem kopfabwärts in einer vertikalen Röhre wohnen und dabei tieferliegende Sedimente fressen (FAUCHALD & JUMARS, 1979), könnte die schlechte Durchlüftung des Sediments, wie sie Anfang 1984 beobachtet wurde (siehe 4.1.1), die erneute Siedelung nach dem Aussterben im Sommer 1981 verhindert haben. Rhodine spp. war bis 1981 jahrzehntelang regelmäßig im Ostteil der Kieler Bucht gefunden worden (HAGMEIER, 1930; KÜHLMORGEN-HILLE, 1965).

Dort waren bis 1981 auch Brada villosa und die Seegurke Thyonidium pellucidum vorgekommen, wenn auch nicht sehr häufig. Beide Arten wurden seitdem auf keiner Station mehr gefunden.

Sowohl Rhodine spp. als auch Brada villosa sind nach PEARSON (1975), PEARSON & ROSENBERG (1976), MIRZA & GRAY (1981) und RYGG (1985) in schottischen und skandinavischen Gewässern typisch für Gemeinschaften, die weder Sauerstoffmangel noch organischer Verschmutzung durch Abwasser ausgesetzt sind. Sie werden als nicht tolerant gegen solche Verschmutzung eingestuft.

#### 4.5.2 Arten mit reduziertem Bestand

##### 4.5.2.1 Arctica islandica

Arctica islandica stellt mit ungefähr 80 % den weitaus größten Teil der Gesamtbiomasse des Untersuchungsgebiets. Aus Laborversuchen ist die enorme Resistenz dieser Muschel gegen Sauerstoffmangel (LT<sub>50</sub> bei 10 °C rund 60 Tage) und H<sub>2</sub>S (LT<sub>50</sub> je nach H<sub>2</sub>S-Konzentration von 24 bis zu 35 Tagen) bekannt (THEEDE et al., 1969; von OERTZEN & SCHLUNGBAUM, 1972). Weder 1981 noch 1983 gab es Anzeichen dafür, daß der Bestand in der Kieler Bucht durch Sauerstoffmangel irgendwie beeinträchtigt wurde. Auch in der Lübecker Bucht gehörte A. islandica zu den wenigen Arten, die langanhaltenden Sauerstoffmangel überleben konnten (SCHULZ, 1968). Nur in der New Yorker Bucht zeigte sich im Sommer 1976, daß die

Überlebensfähigkeit dieser Muschel ihre Grenzen hat. Dort gehörte sie in einzelnen Gebieten zu den Opfern des Sauerstoffmangels (STEIMLE & RADOSH, 1979). Es war eine sehr überraschende Beobachtung, daß im Oktober 1985 bei Boknis Eck im gesamten Bereich unterhalb 22 m Tiefe der Bestand von A. islandica gänzlich auszusterben schien (siehe 3.3.9.1).

Nun macht es die fleckenhafte Verteilung von A. islandica besonders dort schwierig, irgendeinen Trend zu erkennen, wo sie ohnehin nicht sehr häufig ist. Vergleiche mit früheren Angaben deuten jedoch auf einen Rückgang des Bestandes hin, der mit zunehmender Entfernung vom Großen Belt deutlicher wird. Die Hohwachter Bucht gehörte nach KÜHLMORGEN-HILLE (1965) zu den Arctica-reichsten Gebieten in der Kieler Bucht. Auf den Stationen 5 und 6 war die Muschel jedoch schon 1968/69 nicht mehr sonderlich zahlreich, und vor allem gab es damals dort überhaupt keine Exemplare, die größer als 10 mm waren (siehe 3.3.9.1). Der Bestand mußte also kurz zuvor ausgestorben sein. Nach ARNTZ & WEBER (1970) und ARNTZ (1971 a) war das Vorkommen in der Dorschmulde 1968/69 noch sehr groß, ähnlich dem im Millionenviertel. Davon zeugen heute nur noch die Massen leerer Schalen, die man dort bei jeder Fischerei mit dem Grundschleppnetz zutage fördert. Der Einfluß der Fischerei, nach ARNTZ & WEBER (1970) der Grund für die unregelmäßige Verteilung der Muscheln, scheidet aber als Ursache für den Bestandsrückgang aus. In der Hohwachter Bucht ist die Fischerei durch das tägliche Übungsschießen der Bundeswehr zeitlich stark eingeschränkt, und im Millionenviertel, wo seit jeher der größte Arctica-Bestand ohne erkennbare Tendenz existiert (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965; ARNTZ & WEBER, 1970; siehe 3.3.9.1), wird nicht weniger gefischt als anderswo, zumal dort außer den deutschen auch die dänischen Fischer ihr Revier haben. Die im Oktober 1985 bei Boknis Eck gefundenen Muscheln waren jedenfalls nicht der Fischerei, sondern eindeutig dem Sauerstoffmangel zum Opfer gefallen, der zumindest im Sediment, wahrscheinlich aber auch im Bodenwasser mit hohen  $H_2S$ -Konzentrationen verbunden war.

Von größerer Bedeutung für die Bestandsentwicklung scheint die Rekrutierung zu sein. Daß dort, wo viele adulte Muscheln leben, die juvenilen selten sind, wurde schon von HAGMEIER (1930) festgestellt, bevor ARNTZ & WEBER (1970) und ARNTZ (1971 a) dies quantifizierten. Es trifft aber nicht immer und überall zu. Wie in 3.3.9.2 für die Jahre

1984 und 1985 dargestellt, sind im Millionenviertel und auf der Süderfahrt alle Größen von 1 - 70 mm Länge weitgehend lückenlos vertreten, während in den anderen Gebieten die Lücken im Größenspektrum umso größer sind, je weiter die Stationen vom Großen Belt entfernt liegen. Also könnte der Larveneinstrom aus dem Großen Belt maßgeblich für die Rekrutierung sein (siehe auch ARNTZ & WEBER, 1970). Es ist jedoch eher noch zu vermuten, daß nur erwachsene Muscheln Sauerstoffmangel ertragen, während jüngere dabei eingehen (SCHULZ, 1969), so daß die Bestände bei gleicher Rekrutierung in regional unterschiedlichem Maße gelichtet werden.

In 3.3.9.3 habe ich nachgewiesen, daß auf der Süderfahrtstation mit dem höchsten Schlickanteil im Sediment (Station 18) und in der Hohwachter Bucht innerhalb zweier Jahre die Schalen von A. islandica dünner geworden sind. Von verschiedenen Muschelarten ist bekannt, daß sie bei anaerobem Stoffwechsel zur Pufferung des Innenmilieus Kalzium aus ihren Schalen abbauen (CRENSHAW, 1980). Wären aber die dünneren Schalen eine Folge schlechter Sauerstoffverhältnisse, müßten die Schalen dort, wo die Sauerstoffverhältnisse am schlechtesten sind, nämlich bei Boknis Eck, am dünnsten sein. Sie sind dort aber am dicksten (siehe 3.3.9.3). Eher könnte die Nahrungszufuhr eine Rolle spielen. Für Mytilus edulis hat FISCHER (1986) nachgewiesen, daß die Schalen umso dünner sind, je schneller die Muscheln wachsen. Umgekehrt sind dicke Schalen ein Hinweis auf langsames Längenwachstum. Meine Folgerung: Auf der Süderfahrt und in der Hohwachter Bucht führte erhöhtes Nahrungsangebot zu schnellerem Wachstum von A. islandica, während in der Rinne vor Boknis Eck, wo das Sediment offenbar das ganze Jahr über anoxisch ist (siehe 3.1) und die Muscheln öfter und länger zu anaerobem Stoffwechsel gezwungen sind als überall sonst in der Kieler Bucht, auch ein noch so reichliches Nahrungsangebot nicht in entsprechend schnelleres Wachstum umgesetzt werden kann.

Mit der Entfernung vom Großen Belt nimmt nicht nur die Sauerstoffarmut zu, sondern auch der Befall der Muscheln mit Malacobdella grossa. Der Nemertine wurde bisher als reiner Kommensale angesehen, der seinen Wirt nicht erkennbar beeinträchtigt (ARNTZ, 1972). Inzwischen konnten aber SUNDET & JOBLING (1985) bei Untersuchungen an der nordnorwegischen Küste nachweisen, daß befallene Muscheln etwas langsamer wachsen als nicht befallene. Ob dies auch in der Kieler Bucht zutrifft, geht

aus den verfügbaren Daten nicht hervor. Einen schwachen Anhaltspunkt bieten allenfalls die im Verhältnis zur Wirtsmuschel ungewöhnlich großen Nemertinen (7 - 24 mg AFTG), die in den bei Boknis Eck gefundenen dickschaligen Muscheln (37 - 41 mm Länge) gefunden wurden. Nemertinen dieser Größe kamen sonst nur in Muscheln von 45 - 65 mm Länge vor. SUNDET & JOBLING (1985) vermuten, daß M. grossa mit dem Wirt zusammen wächst und ein Alter von mehr als 20 Jahren erreichen kann, aber nur sehr wenig Nachwuchs produziert. Der Fund von Nemertinen in sterbenden Muscheln bei Boknis Eck (siehe 3.3.9.4) deutet darauf hin, daß die Toleranz von M. grossa gegenüber Sauerstoffmangel und  $H_2S$  die des Wirts womöglich noch übertrifft. Dann hätten aber auch alle 1984/85 gefundenen großen Nemertinen die Katastrophen von 1981 und 1983 überstanden und wären tatsächlich mehrere Jahre alt. Wenn man nun daraufhin annimmt, daß das Alter großer Nemertinen weitgehend dem der Wirtsmuschel entspricht (natürlich erst vom Zeitpunkt des Befalls an gerechnet), und wenn man ferner davon ausgeht, daß dickere Schalen eine Folge langsameren Wachstums sind, dann müßten die bei Boknis Eck gefundenen, dickschaligen Muscheln ebenso alt sein wie solche aus anderen Regionen, die 10 - 20 mm länger sind. Es ist nicht ganz auszuschließen, daß für das gehemmte Wachstum dieser Muscheln auch M. grossa verantwortlich ist. Im Vergleich zu den Auswirkungen von Nahrungsangebot und Sauerstoffmangel scheint mir jedoch die Bedeutung von M. grossa für das Wachstum von A. islandica sehr gering zu sein, wenn es sie denn überhaupt gibt. Die Muscheln bei Boknis Eck waren von allen untersuchten die einzigen, deren Schalendicke auf langsames Wachstum schließen läßt, während andererseits der Befall mit Nemertinen auch in anderen Regionen der Kieler Bucht hoch ist, wo es keine derartigen Beobachtungen gab. Das verfügbare Material reicht zum statistischen Vergleich befallener und nicht befallener Muscheln nicht aus, und es bleibt die Frage offen, ob erhöhter Befall mit M. grossa Symptom oder Ursache einer Schwächung von A. islandica ist, gewissermaßen als Begleitumstand des Bestandsrückgangs.

1984 stellten PEARSON et al. (1985) im Kattegat fest, daß im Vergleich zu Daten aus den Jahren 1911 und 1912 der Bestand von A. islandica fast überall erheblich zurückgegangen war. Ursache sei stark erhöhte Belastung des Sediments mit organischen Stoffen infolge Eutrophierung, auf die A. islandica schon bei geringer Zunahme empfindlich reagiere.

RYGG (1985) indessen zählt A. islandica zu den in dieser Hinsicht toleranten Arten. Zweifellos spielt es dabei eine Rolle, ob sich der Vorteil erhöhter Nahrungszufuhr in den Nachteil verstärkter Sauerstoffarmut umkehrt, oder nicht.

#### 4.5.2.2 Nephtys spp.

Abb. 195 macht die dominante Stellung von Nephtys spp. bis zum Sommer 1981 in den Bereichen des Untersuchungsgebietes deutlich, in denen Sauerstoffmangel bis dahin, soweit bekannt, nie vorkam (Millionenviertel, Süderfahrt). Stets war ein Teil der Tiere länger als 100 mm gewesen. So große Exemplare traten nach 1981 nur im Millionenviertel wieder auf, dem einzigen Gebiet, in dem Sauerstoffmangel nur 1981, aber nicht später, erkennbare Folgen hatte. Auf der Süderfahrt war bis zum Sommer 1987 (RUMOHR, unveröff. Daten des Biologischen Monitorings) noch kein Exemplar länger als 87 mm, und die meisten Tiere waren kleiner als 50 mm. In allen anderen Gebieten gab es schon seit 1968/69 keine größeren Exemplare mehr (ARNTZ, unveröff. Daten).

Da die Länge der Würmer, von Ausnahmen abgesehen, nach 1981 nur gleichsinnig mit der Zeit zunahm, ist anzunehmen, daß die Zuwanderung adulter Tiere aus Nachbargebieten keine nennenswerte Rolle spielt. Ferner kann man davon ausgehen, daß 1981 der Nephtys-Bestand des gesamten Untersuchungsgebiets vernichtet wurde, daß es aber 1983 im Millionenviertel Überlebende gab, ungeachtet der toten Würmer im Grundschieppnetz (siehe 3.3.2 und 3.4.3). Daraus folgt, daß die größten, 1984/85 gefangenen Exemplare nur im Millionenviertel dem Jahrgang 1982 angehörten, während die Würmer in allen anderen Gebieten frühestens im Herbst 1983 gesiedelt hatten. Das wiederum bedeutet, daß Nephtys spp. (im Untersuchungsgebiet im wesentlichen N. ciliata: HAGMEIER, 1930; REMANE, 1940; KÜHLMORGEN-HILLE, 1963, 1965) im ersten Lebensjahr auf rund 50 mm, im zweiten auf rund 80 mm und im dritten auf mehr als 100 mm Länge heranwächst. 80 und 100 mm Länge werden zwar nach DOLD (1980, nach einer Altersanalyse an Tieren aus dem Öresund von KIRKEGAARD, 1978) erst nach 4 bzw. 5 Jahren erreicht. Nach ALHEIT

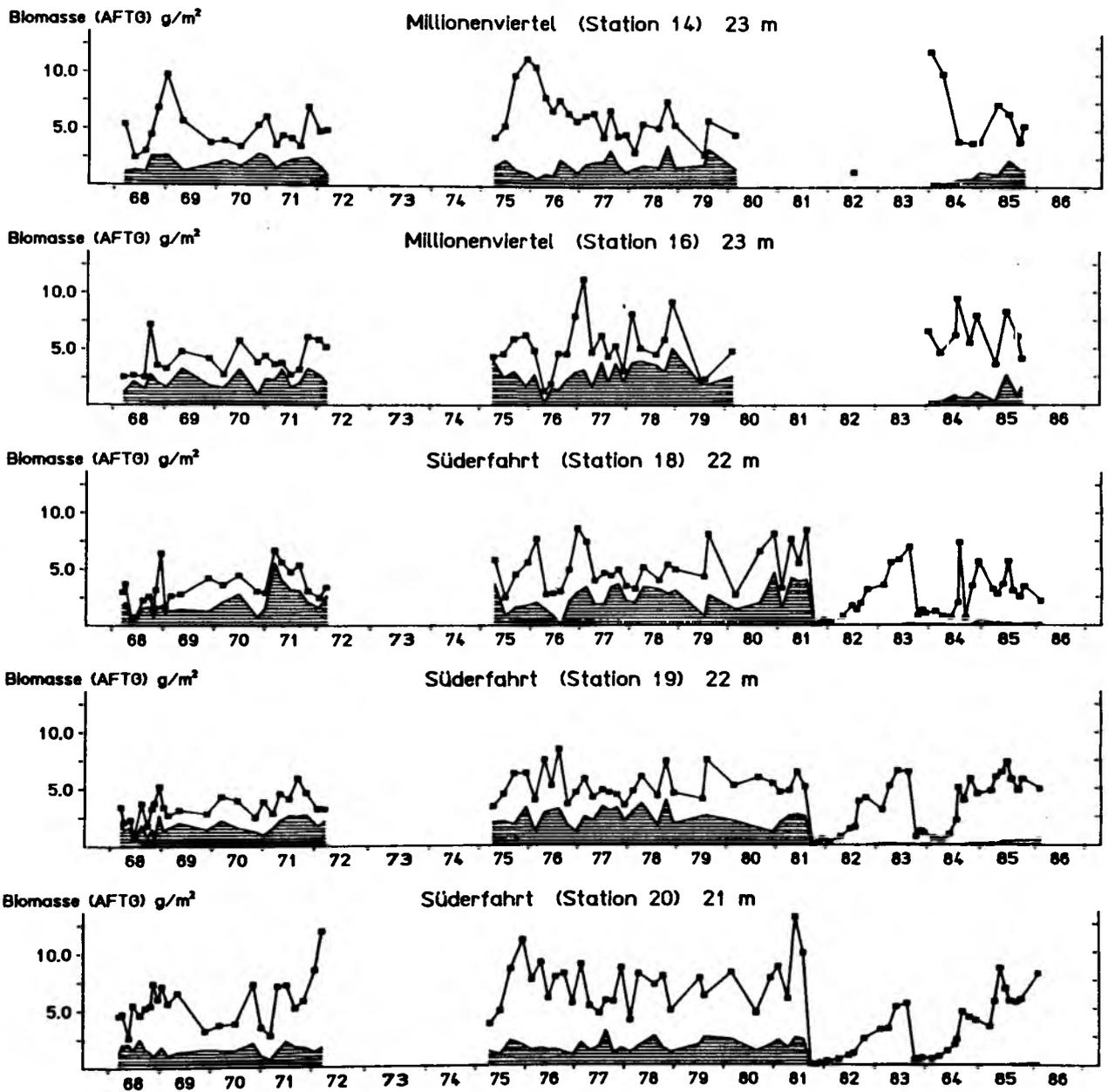


Abb. 195: Biomasse von *Nephtys* spp. (schraffiert) im Vergleich zur Gesamtbiomasse (ohne *Arctica* und *Astarte*) im Millionenviertel und auf der Süderfahrt, 1968 - 1986

(1979) wächst N. ciliata in der Kieler Bucht nicht nur schneller, sondern wird auch größer als man bis dahin vermutete.

Die Massen toter Nephtys spp., die im August 1983 im Millionenviertel mit dem Grundschieppnetz an Deck kamen, während gleichzeitig ein großer Abra-alba-Bestand überleben konnte (siehe 3.3.2 und 3.4.3), zeigen, daß Nephtys spp. auf Sauerstoffmangel empfindlicher reagiert als A. alba. Das entspricht auch den experimentellen Befunden von DRIES & THEEDE (1974) ( $LT_{50}$  bei 10 °C: A. alba ca. 8 Tage, Nephtys ciliata ca. 6 Tage). Natürlich spielt in situ außerdem noch die unterschiedliche Lebensweise eine Rolle (siehe auch 4.2.1). Damit ist Nephtys spp. ein noch besserer Indikator für Sauerstoffmangel als A. alba: Sein Verschwinden zeigt aktuelle Ereignisse an, während die Altersstruktur eines Bestandes darauf schließen läßt, ob es in den vergangenen Jahren zu Sauerstoffmangel kam oder nicht. Andererseits soll N. ciliata nach RYGG (1985) zu den Arten zählen, die tolerant gegen erhöhte organische Belastung des Sediments sind.

Gegenwärtig ist das Millionenviertel der einzige Bereich des Untersuchungsgebiets, dessen Nephtys-Bestand hinsichtlich Abundanz, Biomasse und Altersstruktur mit dem zu vergleichen ist, der bis 1981 auch auf der Süderfahrt und vor 1968 vermutlich auch anderswo existiert hatte. Auch im Arkonabecken wurde der Bestand von Nephtys ciliata infolge Sauerstoffmangels nach 1980 deutlich reduziert (ZMUDZINSKI et al., 1987).

Die große Bedeutung von Nephtys spp. als Räuber und Bioturbator macht sich natürlich auch bei seinem Fehlen bemerkbar. Der Bestandszuwachs mancher Arten seit 1982 (siehe 4.5.3) läßt sich dadurch erklären.

#### 4.5.2.3 Terebellides stroemi

Terebellides stroemi gehörte im Millionenviertel und auf der Süderfahrt noch bis 1983 zu den Arten mit dem höchsten Anteil an der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte), der in einzelnen Jahren mehr als 60 % betragen konnte (siehe auch ARNTZ, 1980). Zwar war der Bestand auch früher schon starken Schwankungen unterworfen. Aber noch

nie war dieser Polychaet jahrelang völlig verschwunden wie auf der Süderfahrt nach dem Sauerstoffmangel 1983. Hier ist er bis zum Sommer 1987 noch nicht wieder aufgetaucht (RUMOHR, unveröff. Daten des Biologischen Monitorings). Dagegen hatte sich der Bestand nach der Katastrophe des Sommers 1981 noch gut regenerieren können.

T. stroemi reagiert sehr empfindlich auf Sauerstoffmangel ( $LT_{50}$  bei 10 °C ca. 3 Tage: DRIES & THEEDE, 1974). Die Art war bis 1965 noch im gesamten Norden und Osten der Kieler Bucht häufig, von der Dorschmulde über Vejsnäs-Rinne und Millionenviertel bis in die Hohwachter Bucht, kam aber auch in den übrigen Gebieten vereinzelt vor (HAGMEIER, 1930; KÜHLMORGEN-HILLE, 1965). Von den Folgen des Sauerstoffmangels 1967 konnte sich T. stroemi noch erholen, und war noch 1980 in der Vejsnäs-Rinne sehr häufig. Nach 1981 war die Bestandserneuerung auf Millionenviertel und Süderfahrt beschränkt, seit 1984 ist das Millionenviertel der einzige Standort unterhalb von 20 m Tiefe, und auch dort ging 1985 der Bestand erheblich zurück. Da die Art keine pelagischen Larven hat, kann sie Geländeverluste nur langsam wieder ausgleichen (SCHULZ, 1969). T. stroemi scheint also allmählich aus dem Tiefenbereich des Untersuchungsgebiets, wenn nicht sogar aus der ganzen Kieler Bucht zu verschwinden. Damit fällt einer der wichtigsten Bioturbatoren (DOLD, 1980) aus. Auch im Arkonabecken ist T. stroemi seit 1980 infolge Sauerstoffmangels selten geworden (ZMUDZINSKI et al., 1987), ebenso 1982 im Gebiet zwischen Sund und Bornholmbecken im Vergleich zu Daten aus den zwanziger und fünfziger Jahren (PERSSON, 1987).

T. stroemi wird z.B. an der schottischen Küste und im Oslofjord zu den typischen Vertretern einer Gemeinschaft gerechnet, die keinerlei Belastung durch Abwässer ausgesetzt ist ("unpolluted conditions": PEARSON, 1975; MIRZA & GRAY, 1981)

#### 4.5.3 Arten mit vergrößertem Bestand

Bei einigen der im folgenden beschriebenen Arten (Mysella bidentata, Heteromastus filiformis, Polydora spp., Paraonis spp., Pholoe minuta) ist ein starker Anstieg der Häufigkeit zweifellos zu einem großen Teil

der seit Anfang 1983 methodisch verbesserten Probennahme (siehe 2.5.2) zuzuschreiben. Andererseits wurden diese Arten in geringerer Zahl auch früher schon an zahlreichen Terminen gefunden. Unabhängig davon, wie glaubwürdig die Höhe der jeweils angegebenen Abundanzen ist, lassen sich doch weder ein Anstieg der Zahlen über längere Zeit noch regionale Unterschiede einfach durch den Methodenwechsel erklären. Das gilt natürlich insbesondere für die größeren Arten.

#### 4.5.3.1 Abra alba

Die relativ geringe Überlebensfähigkeit von Abra alba bei Sauerstoffmangel ( $LT_{50}$  bei 10 °C ca. 8 Tage: DRIES & THEEDE, 1974) macht diese Muschel zu einem guten Indikator für Sauerstoffmangel (RACHOR, 1982). Sie war 1960, 1967, 1981 und 1983 dem Sauerstoffmangel in den davon betroffenen Regionen der Kieler Bucht vollständig zum Opfer gefallen (siehe 4.3.2.1 bis 4.3.2.3). Ein knappes Jahr nach jedem dieser Ereignisse, 1983 sogar sofort nach Ende des Sauerstoffmangels, begann der Bestand von A. alba steil anzuwachsen, erreichte im jeweils übernächsten Jahr sein Maximum und ging dann so schnell zurück, wie er zuvor angewachsen war. Dieser drastische Rückgang muß nicht immer mit Sauerstoffmangel wie 1983 oder Kälte wie im Winter 1962/63 (siehe KÜHLMORGEN-HILLE, 1965) zu tun haben, denn er betraf z.B. im Millionenviertel, unbeeinflußt vom Sauerstoffmangel des Sommers 1983, erst im Frühjahr 1984 den Bestand, der sich dort seit 1982 aufgebaut hatte. Die größten je in der Kieler Bucht beobachteten Abundanzen betragen rund 5000 - 6000 Ind./m<sup>2</sup> im Sommer 1962 in der Hohwachter Bucht (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965) und rund 4400 Ind./m<sup>2</sup> im Januar 1984 im Millionenviertel.

A. alba scheint also nicht nur durch völliges Aussterben, sondern auch durch anschließende erhebliche Bestandszunahme auf vorangegangenen Sauerstoffmangel hinzuweisen. Immerhin verfügt A. alba beim Besiedeln unbewohnter Böden über starke opportunistische Eigenschaften (EAGLE, 1975). Andererseits gab es 1968/69 und 1975/76 im Millionenviertel und auf der Süderfahrt einen großen Bestand, der sich ohne vorangegangene

Störung aufgebaut hatte. Angesichts der Häufigkeitsmaxima 1961/62, 1968/69, 1975/76 und 1982/83 könnte man auch eine Eigendynamik der Bestandsfluktuation mit einer Periode von 7 Jahren vermuten, die allerdings seit 1981 durch die Häufung von Sauerstoffmangel gestört wurde. Beweisen läßt sich diese Periodik mit den verfügbaren Daten nicht. Vielleicht behindert A. alba von einer gewissen Siedelungsdichte an die eigene Rekrutierung (EAGLE, 1975).

A. alba stellt nach Diastylis rathkei die Hauptnahrung von Nephtys ciliata (SCHEIBEL, 1981). Im Millionenviertel und auf der Süderfahrt ist jedoch eine Korrelation zwischen den Fluktuationen von Räuber und Beute nicht erkennbar.

Im Oslofjord ist A. alba dort besonders häufig, wo auch der Eintrag organischer Substanz ins Sediment hoch ist (MIRZA & GRAY, 1981), ebenso an der schottischen Küste (PEARSON, 1981). Dem entspricht die Bevorzugung schlickiger Sedimente in der Kieler Bucht. Die Bestandschwankungen sind aber zu stark, als daß A. alba in dieser Hinsicht als Indikator gelten könnte.

#### 4.5.3.2 Corbula gibba

Über die Toleranz von Corbula gibba gegen Sauerstoffmangel gibt es keine Angaben. Daß die Muschel die Katastrophe von 1981 überlebte, läßt sich anhand der allerdings sehr geringen Funde großer Exemplare im Winter 1981/82 vermuten. Im Sommer 1983 gehörte sie mit Sicherheit zu den Überlebenden des Sauerstoffmangels, nicht nur in der Kieler Bucht, sondern auch im Sund (JENSEN, 1986). Demnach ist sie in der Lage, ein paar Wochen anaerob zu leben, vergleichbar mit Arctica islandica und Halicryptus spinulosus.

Das größte Vorkommen vor 1981 gab es 1976/77 im Millionenviertel mit bis zu 183 Ind./m<sup>2</sup>, möglicherweise begünstigt durch Larveneinstrom während der Salzwassereinbrüche 1975 und 1976 (siehe 3.2.1). Auch im übrigen Untersuchungsgebiet kam C. gibba oft vor, aber nur in sehr geringer Zahl. Ab 1982 wurde die Muschel in der Dorschmulde häufig,

1984 und 1985 auch in allen übrigen Gebieten mit Ausnahme der Vejsnäs-Rinne. Die Bestandsschwankungen waren stark, und fast überall ging 1985 die Abundanz wieder zurück. Allerdings wurden nun Werte bis zu 3000 Ind./m<sup>2</sup> (Hohwachter Bucht, Herbst 1984) erreicht. Auf der Süderfahrt (Stationen 19 und 20) zeichnete sich jedoch bis zum Ende der Untersuchung eine deutliche Zunahme des Bestandes ab, und der Jahresdurchschnitt 1985 betrug dort über 800 Ind./m<sup>2</sup>. Damit wurde dort zum ersten Mal Abra alba als häufigste Muschel abgelöst. In flacheren Bereichen der Kieler Bucht (9 - 13 m Tiefe) konnte BREY (1986) beim Vergleich von Daten von 1982/83 mit Daten aus den sechziger Jahren einen erheblichen Bestandszuwachs von C. gibba nachweisen.

Nach PEARSON & ROSENBERG (1978), PEARSON (1981) und MIRZA & GRAY (1981) ist C. gibba vorwiegend in Gemeinschaften häufig, die einer mäßigen Belastung durch Eintrag organischer Stoffe ins Sediment ausgesetzt sind. Dem entspricht, daß C. gibba in der Kieler Bucht nur auf Stationen mit mittlerem organischen Gehalt häufig wurde. RYGG (1985) indessen rechnet die Muschel sogar zu den gegen organische Verschmutzung besonders toleranten Arten. BREY (1986) schließt nicht aus, daß der Bestandszuwachs in flachen Gebieten der Kieler Bucht eine Folge von Eutrophierung sein könnte. Welche Eigenschaft letzten Endes für die erhebliche Vermehrung von C. gibba in der Kieler Bucht ausschlaggebend war, läßt sich hier nicht klären. Vermutlich war besonders die Toleranz gegen Sauerstoffmangel von Vorteil, denn im Millionenviertel, wo dieser am seltensten auftritt, ist die Muschel 1984/85 nicht sonderlich häufig geworden. Zweifellos spielt aber auch der Larveneinstrom aus dem Großen Belt eine Rolle, z.B. durch den Salzwassereintrich im Winter 1982/83.

#### 4.5.3.3 Mysella bidentata

Nach OCKELMANN & MUUS (1978) ist Mysella bidentata nicht sehr empfindlich gegen Sauerstoffmangel. Genaue Angaben darüber liegen aber nicht vor. Da die Altersbestimmung bei so kleinen Muscheln schwierig ist, lassen die wenigen Funde im Winter 1981/82 nur vermuten, daß M. biden-

tata zu den Überlebenden des Sauerstoffmangels im Sommer 1981 gehörte. Die Muschel scheint über gewisse opportunistische Eigenschaften zu verfügen, denn sie war stets nach schwerem Sauerstoffmangel besonders häufig: 1968/69, 1982 und ab Herbst 1983. Dem häufigen Vorkommen 1975 bis 1977 auf der Süderfahrt ging jedoch kein Sauerstoffmangel voraus. Hier scheint eher der Larveneinstrom anlässlich der Salzwassereinbrüche 1975 und 1976 (siehe 3.2.1) von Bedeutung gewesen zu sein (Larvenfall nach OCKELMANN & MUUS (1978) von August bis Oktober). Dies böte auch eine weitere Erklärung für den Anstieg der Abundanzen nach dem Salzwassereinbruch 1982/83.

Die Bestandsentwicklung seit 1982 hat große Ähnlichkeit mit der von Corbula gibba (siehe 4.5.3.2). 1982 wurde M. bidentata nur in der Dorschmulde und bei Boknis Eck (Station 10, 20 m) häufig. Dies beweist übrigens, daß der erhebliche Bestandszuwachs, der seit 1983 auch alle übrigen Regionen der Kieler Bucht betraf, nicht auf den Methodenwechsel Anfang 1983 zurückzuführen ist (siehe 4.5.3). Ebenso wie bei C. gibba lassen die starken Schwankungen der Abundanz von M. bidentata seit 1983 keine eindeutige Tendenz erkennen. Allein auf der Süderfahrt (Station 20) stiegen die Zahlen bis zum Ende der Untersuchung immer weiter an. Dort lag der Höchstwert bei 550 Ind./m<sup>2</sup> (August 1985). Das größte Vorkommen überhaupt ist jedoch bei Boknis Eck (Station 1, 20 m) zu finden, wo der Jahresmittelwert 1985 bei 250 Ind./m<sup>2</sup> lag. Das bestätigt die schon von KÜHLMORGEN-HILLE (1965) beschriebene Vorliebe für reine Sandböden. Entsprechend fand auch RYGG (1985) M. bidentata an der norwegischen Küste nur auf Stationen, wo der Eintrag organischer Stoffe ins Sediment sehr gering zu sein scheint. Im Gegensatz dazu wurde die Muschel an der Küste Northumberlands erheblich häufiger, nachdem der Eintrag organischen Materials ins Sediment stark zugenommen hatte (BUCHANAN & MOORE, 1986). Bei Bülk, wo die Abwässer der Stadt Kiel in die Kieler Bucht eingeleitet werden, war M. bidentata jedoch erst in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle häufig zu finden (ANGER, 1977).

#### 4.5.3.4 Diastylis rathkei

Keine Art im Untersuchungsgebiet ist mit einer solchen Regelmäßigkeit in den Greiferproben zu finden wie Diastylis rathkei. Von ROSENBERG (1980) zu den "transitory emigrants" gerechnet, kann diese Art bei Sauerstoffmangel ausweichen und später wieder als eine der ersten Pionierarten zurückkehren (DOLD, 1980). Daher ist sie auch in solchen Gebieten noch häufig anzutreffen, die infolge häufigen Sauerstoffmangels nur noch wenige Arten aufweisen, wie z.B. im Westgebiet und auch in der Lübecker Bucht (SCHULZ, 1968). Kennzeichnend ist die sehr regelmäßige saisonale Bestandsfluktuation (z.B. KRÜGER, 1940; ARNTZ, 1981; RACHOR et al., 1982).

Zwar hat der Bestand von D. rathkei in der Kieler Bucht erst nach 1981 in wirklich spektakulärer Weise zugenommen, aber ein allmählicher Zuwachs läßt sich doch über einige Jahrzehnte zurückverfolgen. 1925 bis 1929 fand HAGMEIER (1930) D. rathkei nur zwischen Hohwachter Bucht und Kieler Förde "reich vertreten", in den übrigen Bereichen der Kieler Bucht jedoch selten oder gar nicht. KÜHLMORGEN-HILLE (1963, 1965) stellte 1953 eine Abundanz von 319 Ind./m<sup>2</sup> als "stärkste Entwicklung" dar. Das Vorkommen von rund 1500 Ind./m<sup>2</sup> im Juli 1962 in der Hohwachter Bucht war eine "ungewöhnliche Menge", wie auch die Biomasseangaben für Crustaceen beweisen, nach denen dieser Maximalwert alle sonst gefundenen Abundanzen größtenteils um mehr als das Zehnfache übertraf. Seit 1968 gibt es den größten Bestand von D. rathkei nicht mehr in der Hohwachter Bucht, sondern im Millionenviertel und auf der Süderfahrt. Das Maximum 1968 betrug 457 Ind./m<sup>2</sup>, zumeist aber war die Abundanz wesentlich geringer (nach unveröff. Daten von ARNTZ). Bis 1981 wurde D. rathkei ganz allmählich zahlreicher (ARNTZ, 1980; RACHOR et al., 1982), und oft wurden mehr als 1000 Ind./m<sup>2</sup> gefunden. Nach 1982 jedoch war der Zuwachs erheblich. 1984/85 lag der Jahresdurchschnitt auf der Süderfahrt über 2000 Ind./m<sup>2</sup>, im Millionenviertel über 3000 Ind./m<sup>2</sup>, und das Maximum von über 11000 Ind./m<sup>2</sup> stellte alle bisherigen Daten in den Schatten. Der Anteil an der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte) im Jahresdurchschnitt, 1968 noch bei 4 % (ARNTZ, 1980), betrug 1984/85 im Millionenviertel bis zu 32 %, auf der Süderfahrt bis zu 48 %. In den übrigen Gebieten war die Entwicklung

weniger dramatisch, aber auch dort kam D. rathkei 1984/85 erheblich häufiger vor als 1968/69. Im Gebiet zwischen Sund und Bornholmbecken kam D. rathkei 1921 nur auf einer von 43 Stationen vor, seit den fünfziger Jahren auf allen Stationen (PERSSON, 1987), es gab hier also einen ähnlich langfristigen Bestandszuwachs wie in der Kieler Bucht.

Als Erklärung kommen mehrere Ursachen in Frage. Die Zahlen seit 1983 sind sicher zum Teil auf die methodisch verbesserte Probennahme zurückzuführen (siehe 2.5.2). Auch ist D. rathkei in der Kieler Bucht das wichtigste Beutetier von Nephtys ciliata (SCHEIBEL, 1981). Die Dezimierung des Polychaeten durch Sauerstoffmangel seit 1981 erklärt wohl einen allgemeinen Anstieg der Abundanzen, aber nicht, warum D. rathkei ausgerechnet dort am häufigsten wurde, wo sich auch der Nephtys-Bestand am besten wieder regeneriert hatte, nämlich im Millionenviertel (siehe auch 4.4.2.2).

Weiterhin ist der Fraßdruck durch demersale Fische von Bedeutung. Im Untersuchungsgebiet ist der Dorsch selten geworden, aber erst 1985, während D. rathkei schon ab 1983 häufig wurde (siehe 3.4.1 und 4.2). Der Dorsch ernährt sich auch nur als juveniler hauptsächlich von Benthostieren, als adulter nur zu einem geringen Teil (ARNTZ, 1974 a, b, 1977). Der Bestand der Kliesche jedoch, des mit Abstand häufigsten Plattfisches in der Kieler Bucht, hat, den unveröffentlichten Fangdaten des Langzeitprogramms (siehe 2.5) zufolge, von 1983 bis 1986 auf der Süderfahrt deutlich zugenommen. Nach ARNTZ (1971 b) ebenso wie nach GRÖHSLER (1986) stellt D. rathkei auf der Süderfahrt zwischen 50 und 70 % aller von der Kliesche gefressenen Tiere. Entsprechende Angaben finden sich auch schon bei HERTLING (1928). Der Fraßdruck müßte durch eine Zunahme des Klieschenbestandes gestiegen sein. Auch hier ist also keine eindeutige Erklärung dafür zu finden, warum D. rathkei derzeit so häufig ist.

D. rathkei nagt angeblich Diatomeen von Sandkörnern ab, ist aber im wesentlichen ein Detritusfresser (RAUSCHENPLAT, 1901; REMANE, 1940). Der Bestandszuwachs könnte also durch ein erhöhtes Nahrungsangebot erklärt werden. Der erhebliche Biomassezuwachs der Makrofauna, darunter auch D. rathkei, den CEDERWALL & ELMGREN (1980) 1976/77 in schwedischen Gewässern um Öland und Gotland im Vergleich zu Daten aus den zwanziger Jahren feststellten, wird von den Autoren auf die Eutrophierung der Ostsee zurückgeführt.

#### 4.5.3.5 Pontoporeia femorata

Pontoporeia femorata gehörte vor 1981 in der Kieler Bucht zu den seltenen Arten. Erst 1984/85 war die Art auf der Süderfahrt regelmäßig zu finden, in geringerer Zahl auch in der Vejsnäs-Rinne, und zwar jeweils bevorzugt auf den schlickigeren Stationen. GOSSELCK (1985) stellte 1980 fest, daß das Vorkommen von P. femorata im Arkonabecken sich seit den fünfziger Jahren verzehnfacht hatte, und zwar als Folge von Eutrophierung. Daß P. femorata auf die Sedimentation einer besonders starken Planktonblüte mit deutlich erhöhter Produktion reagiert, konnte CEDERWALL (1977) nachweisen.

#### 4.5.3.6 Anaitides maculata

Anaitides maculata wurde seit 1982, besonders aber 1984/85, im gesamten Untersuchungsgebiet wesentlich häufiger gefunden als zuvor. Der Schwerpunkt lag auf der Süderfahrt, gefolgt von Millionenviertel und Hohwachter Bucht.

PEARSON & ROSENBERG (1976, 1978) rechnen A. maculata zu den Arten, die für organisch belastete Gebiete typisch sind. ANGER (1977) fand die Art besonders zahlreich in der Nähe der Einleitungsstelle der Abwässer der Stadt Kiel in die Kieler Bucht. Der Polychaet ist im Oslofjord dort am häufigsten, wo die Belastung durch Abwässer am stärksten ist (MIRZA & GRAY, 1981). Da A. maculata räuberisch lebt (HARTMANN-SCHRÖDER, 1971; BICK & GOSSELCK, 1985), bietet die organische Verschmutzung vermutlich nur indirekt einen Vorteil, indem nämlich unter solchen Bedingungen kleine Polychaeten, Beutetiere von A. maculata, besonders häufig sind.

#### 4.5.3.7 Heteromastus filiformis

Nachdem ich Heteromastus filiformis zunächst mit Capitella capitata verwechselt hatte (WEIGELT, 1985), hielt ich die Art eine Weile für Notomastus latericeus (WEIGELT, 1986). Diesem Irrtum sind auch MIRZA & GRAY (1981) aufgesessen (RYGG, 1985). Ich befinde mich also nicht nur in guter Gesellschaft, sondern kann wohl außerdem vermuten, daß auch andere Autoren die Arten verwechselt haben. Natürlich gibt es dafür keine Hinweise. Zu berücksichtigen ist auch, daß H. filiformis ebenso wie C. capitata und Polydora spp. zu schneller genetischer Anpassung an die Lebensbedingungen fähig ist, also nicht so sehr als einzelne Art, sondern als ein Artenkomplex zu betrachten ist (GRAY, 1980), solange keine Möglichkeit zur eindeutigen Identifizierung besteht.

H. filiformis trat 1962 zum ersten Mal in der Kieler Bucht auf, hatte sich bis 1964 bis ins Arkonabecken verbreitet (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965) und wurde 1970 zum ersten Mal im Bornholmbecken gefunden (LEPPÄKOSKI, 1971, 1975 b; ZMUDZINSKI et al., 1987). An der schwedischen Westküste war H. filiformis in den zwanziger Jahren selten gewesen, kam aber in den siebziger Jahren sehr häufig vor (ROSENBERG & MÖLLER, 1979). Seit 1962 wurde dieser Polychaet regelmäßig, aber nicht sonderlich zahlreich in der Kieler Bucht gefunden. Nach der Katastrophe des Sommers 1981 gehörte H. filiformis zu den ersten Neusiedlern. Ein erheblicher Bestandszuwachs erfolgte jedoch erst ab 1982, und zwar am Ende der Opportunistenphase. H. filiformis löste damit seinen nahen Verwandten Capitella capitata ab, der während der Opportunistenphase im Herbst und Winter 1981/82 gemeinsam mit Polydora spp. dominiert hatte.

Die stärkste Vermehrung des Bestandes von H. filiformis erfolgte im Millionenviertel, gefolgt von Süderfahrt und Vejsnäs-Rinne. In den übrigen Gebieten blieb der Bestand trotz leichten Zuwachses erheblich geringer. Bevorzugt wurden jeweils die Stationen mit dem höheren Schlickanteil im Sediment. Von 1983 bis 1985 nahmen die Zahlen deutlich zu und erreichten 1985 Jahresmittelwerte von bis zu 773 Ind./m<sup>2</sup> und 0,56 gAFTG/m<sup>2</sup> (Millionenviertel, Station 16). Damit gehörte H. filiformis nicht nur hinsichtlich der Abundanz, sondern auch hinsichtlich der Biomasse zu den dominanten Arten.

H. filiformis und C. capitata sind nicht nur taxonomisch eng verwandt,

sondern auch in der Lebensweise sehr ähnlich (PEARSON & ROSENBERG, 1978; GRAY, 1980, 1984). Der entscheidende Unterschied in der Kieler Bucht ist der, daß C. capitata ausschließlich als reiner Opportunist nach völliger Vernichtung der Bodenfauna auftrat und wieder verschwand, wenn weitere Arten hinzukamen, während H. filiformis sich langfristig in einer arten- und individuenreichen Gemeinschaft etablieren und dort sogar unter die dominanten Arten aufrücken konnte. Auch ist H. filiformis tolerant gegen Sauerstoffmangel (HARTMANN-SCHRÖDER, 1971; LEPPÄKOSKI, 1975 a; BICK & GOSSELCK, 1985), wie es sich auch im Sommer 1983 auf der Süderfahrt zeigte (siehe 4.3.2.3). Da aber H. filiformis dort am häufigsten wurde, wo die Sauerstoffbedingungen am günstigsten sind, ist der Bestandszuwachs nicht als Reaktion auf Sauerstoffmangel zu erklären.

H. filiformis gilt weltweit als Indikator für organische Verschmutzung (PEARSON & ROSENBERG, 1978). Die Art kommt im Oslofjord (MIRZA & GRAY, 1981) wie auch an der ganzen norwegischen Küste (RYGG, 1985) in allen Benthosgemeinschaften zahlreich vor, besonders aber dort, wo die organische Verschmutzung durch Abwässer am stärksten ist. Vor der Küste Northumberlands vermehrte sich von 1980 bis 1985 der Bestand von H. filiformis um das zehnfache, nachdem der Eintrag organischer Stoffe ins Sediment stark zugenommen hatte (BUCHANAN & MOORE, 1986). Das gleiche gilt für das holländische und deutsche Wattenmeer in der Zeit von 1976 bis 1984 (BEUKEMA & CADEE, 1986; BEUKEMA & ESSINK, 1986; DÖRJES et al., 1986). Daraus könnte man ableiten, daß auch in der Kieler Bucht der Eintrag organischer Stoffe ins Sediment zugenommen hat, mit Schwerpunkt in den nordöstlichen Regionen.

#### 4.5.3.8 Paraonis fulgens und Paraonis gracilis

Paraonis fulgens und P. gracilis wurden seit 1982 im gesamten Untersuchungsgebiet, mit Ausnahme des Westgebiets, erheblich zahlreicher gefunden als bei allen früheren Untersuchungen, insbesondere auf der Süderfahrt und im Millionenviertel. Da die Probennahme erst 1983 methodisch verbessert wurde, kann sie nicht die einzige Erklärung für

diesen Zuwachs sein.

Beide Arten bevorzugen schlickige Substrate und bewohnen sogar H<sub>2</sub>S-Schlick (HARTMANN-SCHRÖDER, 1971; BICK & GOSSELCK, 1985). P. gracilis wurde an den Küsten Schottlands und Northumberlands deutlich zahlreicher, nachdem die Belastung des Sediments mit organischen Stoffen zugenommen hatte (PEARSON, 1975; BUCHANAN & MOORE, 1986). P. fulgens gehörte 1980/81 in der Lübecker Bucht, auch im inneren Teil, zu den ersten Neusiedlern der post-Opportunistenphase, nachdem zuvor Sauerstoffmangel die Bodenfauna vernichtet hatte (GOSSELCK & GEORGI, 1984). Ursache für den Sauerstoffmangel war die Anreicherung großer Mengen organischer Substanz im Sediment, insbesondere im inneren Teil der Lübecker Bucht (SCHULZ, 1968). Vielleicht hat der Bestandszuwachs beider Arten in der Kieler Bucht vergleichbare Ursachen.

#### 4.5.3.9 Pectinaria koreni

Pectinaria koreni war in der Kieler Bucht schon immer regelmäßig und zahlreich zu finden (z.B. KÜHLMORGEN-HILLE, 1965; ARNTZ, 1980). 1984/85 kam der Polychaet im gesamten Untersuchungsgebiet zahlreicher vor als bei allen früheren Untersuchungen. Allerdings waren die Bestandsschwankungen zu stark, um einen klaren Trend erkennen zu lassen. Am häufigsten war P. koreni im Westgebiet (Jahresmittelwert 1985 auf Station 3 137 Ind./m<sup>2</sup>), dicht gefolgt von der Hohwachter Bucht. P. koreni ist damit im Gegensatz zu allen anderen häufiger gewordenen Arten die einzige, deren Schwerpunkt in den Gebieten liegt, die vom Großen Belt am weitesten entfernt sind. Das könnte daran liegen, daß P. koreni bei der Neubesiedelung makrofaunafreier Böden deutliche opportunistische Merkmale zeigt (EAGLE, 1975; NICHOLS, 1977; RUMOHR, 1980). So gehörte P. koreni im Herbst 1983, gleich nach dem Ende des Sauerstoffmangels, zu den ersten Neusiedlern (4.4.2.4). Vergleichbar mit typischen Opportunisten wie z.B. Capitella capitata und Polydora spp. tritt P. koreni immer nur ein paar Monate lang sehr zahlreich auf und wird dann wieder selten. Allerdings ist solch zahlreiches Vorkommen anders als bei den reinen Opportunisten nicht allein auf Phasen der

Wiederbesiedelung beschränkt. Möglicherweise wurde P. koreni aufgrund dieser Eigenschaften besonders dort häufig, wo Sauerstoffmangel öfter auftritt.

PEARSON & ROSENBERG (1976, 1978) rechnen P. koreni zu den Arten, die für Gebiete mit erhöhtem organischen Stoffeintrag tyisch sind. Im Oslofjord ist die Art dort am häufigsten, wo die organische Verschmutzung durch Abwässer besonders stark ist (MIRZA & GRAY, 1981), ebenso an der schottischen Küste (PEARSON, 1975; PEARSON et al., 1986).

#### 4.5.3.10 Pherusa plumosa

Nirgendwo im Untersuchungsgebiet war Pherusa plumosa so häufig wie 1984/85 in der Wattenbergrinne (Station 7, 24 m). Mit einem Jahresdurchschnitt 1985 von 202 Ind./m<sup>2</sup> und 2,60 gAFTG/m<sup>2</sup> stellte dieser Polychaet dort 52 % der Gesamtbiomasse (ohne Arctica und Astarte). Leider gibt es hier keine Vergleichszahlen aus früheren Jahren. Auf der Süderfahrt (Station 20) und im Millionenviertel (Station 16) waren die Zahlen 1984/85 kaum halb so hoch wie in der Wattenbergrinne. Sie waren jedoch erheblich höher als je zuvor. Schon DOLD (1980) hatte festgestellt, daß das Vorkommen von P. plumosa seit den Untersuchungen von KÜHLMORGEN-HILLE (1965) über ARNTZ (1971 a) bis zu seinen eigenen Daten von 1972/73 ständig leicht zugenommen hatte.

P. plumosa ist vermutlich sehr empfindlich gegen Sauerstoffmangel (DOLD, 1980) und gehörte in der Kieler Bucht nie zu den Überlebenden. Auch gehört der Polychaet bei der Wiederbesiedelung zu den Arten, die sich erst sehr spät etablieren können (RUMOHR, 1980). Hier sind also keine Erklärungen für den Bestandszuwachs zu finden.

An der schottischen Küste trat P. plumosa erst dann auf, nachdem durch Abwassereinleitung dem Sediment große Mengen organischen Materials zugeführt worden waren (PEARSON, 1975). Auch im Oslofjord ist P. plumosa dort am häufigsten, wo die Belastung durch Abwässer am stärksten ist (MIRZA & GRAY, 1981). Die Bodenfauna der Wattenbergrinne wurde 1985 durch Massen organischen Materials (vor allem Großalgenreste) regelrecht verschüttet und erstickt. Wenige Monate später jedoch war neben anderen Arten P. plumosa in großer Zahl zu finden (siehe 3.3.8).

Der Polychaet scheint also von solchen Ereignissen zu profitieren.

#### 4.5.3.11 Pholoe minuta

Pholoe minuta ist ein sehr kleiner Polychaet, der erst seit 1983, also nach der Verbesserung der Probennahme, häufig wurde. Die gefundenen Abundanzen sind daher fragwürdig, nicht aber die regionalen Unterschiede. Das größte Vorkommen gab es 1984 auf der Station 10 (Boknis Eck, 20 m, Feinsand), die aber für das Untersuchungsgebiet nicht repräsentativ ist. Dort war P. minuta 1984/85 im Millionenviertel und auf der Süderfahrt häufig, und zwar mit zunehmender Tendenz.

Nach PEARSON & ROSENBERG (1976, 1978) kommt P. minuta vorzugsweise in organisch verschmutzten Gebieten vor. An der schottischen Küste war die Art umso häufiger, je stärker die Abwasserbelastung war (PEARSON, 1975, 1981; PEARSON et al., 1986), ebenso an der Küste Northumberlands (BUCHANAN & MOORE, 1986). Das gleiche gilt für den Oslofjord (MIRZA & GRAY, 1981) und die ganze norwegische Küste (RYGG, 1985).

Der räuberisch lebende Polychaet ernährt sich überwiegend von kleinen, sedentären Polychaeten wie z.B. Spioniden (PLEIJEL, 1982). Seine Vorliebe für organisch belastete Gebiete bezieht sich daher vermutlich mehr auf die dort besonders zahlreich lebenden kleinen Polychaeten wie z.B. Polydora spp. oder Heteromastus filiformis.

#### 4.5.3.12 Polydora spp.

Auf die Rolle von Polydora spp. als Pionier bei der Wiederbesiedelung habe ich in 4.4.3 hingewiesen. Im Millionenviertel jedoch waren außer 1981 nie Auswirkungen von Sauerstoffmangel in den Greiferproben erkennbar, und auch der extrem kalte Winter 1984/85 blieb hier, abgesehen vom Verschwinden des Schlangensterns Ophiura albida, ohne erkennbare Folgen. Daß nur hier, und zwar auf der schlickigeren Station 16,

der Polydora-Bestand 1984/85 erheblich zunahm und 1985 mit einem Jahresdurchschnitt von 259 Ind./m<sup>2</sup> 5 % der Gesamtabundanz stellte, ist also nicht als Reaktion auf Störungen zu erklären, auch nicht durch die verbesserte Probennahme seit 1983, die für alle Stationen gleich war.

Polydora spp. gilt allgemein als tolerant gegen starke organische Verschmutzung (PEARSON & ROSENBERG, 1978; GRAY, 1980; MIRZA & GRAY, 1981; RYGG, 1985). Im Oslofjord wurde bei P. ciliata genetische Anpassung an einen Verschmutzungsgradienten festgestellt. Dort produziert die Art bei starker organischer Abwasserbelastung das ganze Jahr über Larven, bei geringer Belastung nur wenige Monate lang (GRAY, 1982, 1984). Es könnte also erhöhter Eintrag organischen Materials im Nordosten der Kieler Bucht die langfristige Etablierung von Polydora spp. verursacht haben.

#### 4.5.3.13 Scoloplos armiger

Scoloplos armiger wechselte sich seit Jahrzehnten mit Terebellides stroemi als häufigster Polychaet im Untersuchungsgebiet ab (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965; ARNTZ, 1980). Der Schwerpunkt lag durchweg im Millionenviertel und auf der Süderfahrt, und zwar besonders auf den Stationen mit höherem Sandanteil im Sediment. Hier wuchs der Bestand von 1984 bis 1985 erheblich an, und übertraf alle zuvor gefundenen Werte. Das größte Vorkommen (Süderfahrt, Station 20) betrug 1985 im Jahresdurchschnitt 719 Ind./m<sup>2</sup> und 0,49 gAFTG/m<sup>2</sup>. In den übrigen Gebieten war S. armiger ohne Bedeutung.

S. armiger gehörte im Bornholmbecken wie auch im Arkonabecken zu den erfolgreichsten Neusiedlern, nachdem lange anhaltender Sauerstoffmangel die Bodenfauna dort völlig vernichtet hatte (LEPPÄKOSKI, 1969, 1971; GOSELCK, 1985) und wurde von LEPPÄKOSKI (1975 b) als Opportunist charakterisiert. Diese Eigenschaft bietet aber keine ausreichende Erklärung für den Bestandszuwachs im Millionenviertel, wo Sauerstoffmangel seltener und in geringerem Ausmaß auftritt als in allen anderen Gebieten. Allenfalls läßt sich damit erklären, warum S. armiger auf

der Süderfahrt häufiger ist als im Millionenviertel.

S. armiger gilt als Nutznießer erhöhten Nährstoffeintrags ins Sediment (PEARSON & ROSENBERG, 1978). Mit dieser Eigenschaft wird auch der erhebliche Bestandszuwachs im Wattenmeer von 1970 bis 1984 erklärt (BEUKEMA & CADEE, 1986; BEUKEMA & ESSINK, 1986), ebenso die Häufigkeit des Vorkommens an der norwegischen Küste (RYGG, 1985). Daher scheint auch S. armiger ein Indikator für erhöhten Eintrag organischer Stoffe im Nordosten der Kieler Bucht zu sein.

#### 4.5.3.14 Trochochaeta multisetosa

Über die Toleranz von Trochochaeta multisetosa gegen Sauerstoffmangel gibt es keine Daten. Da dieser Polychaet aber im Oktober 1985 im Westgebiet vorkam, als fast alle anderen Arten bereits dem Sauerstoffmangel zum Opfer gefallen waren, muß die Toleranz wohl recht hoch sein.

T. multisetosa war schon 1968/69 einmal häufig gewesen, wurde dann aber erst 1985 erneut zahlreich, vor allem im Millionenviertel, weniger in der Vejsnäs-Rinne, in den übrigen Gebieten unbedeutend.

An der norwegischen Küste rechnet RYGG (1985) T. multisetosa zu den Arten, die tolerant gegen organische Verschmutzung sind. Dem entspricht auch das Vorkommen in der durch Abwässer stark belasteten Lübecker Bucht (GOSSELCK & GEORGI, 1984).

#### 4.5.3.15 Halicryptus spinulosus

Der Priapulide Halicryptus spinulosus gilt seit jeher als typischer Bewohner der Faulschlammgebiete im Westen der Kieler Bucht (REMANE, 1940), wo er auch während des gesamten Beobachtungszeitraums hinsichtlich der Biomasse dominierte. Dabei kommt ihm seine hohe Resistenz gegen Sauerstoffmangel zugute ( $LT_{50}$  ca. 34 Tage bei 10 °C: OESCHGER &

THEEDE, 1986). Allerdings schienen die Bedingungen bei Boknis Eck die Überlebensfähigkeit in manchen Jahren zu überfordern, denn dort verschwand die Art mehrfach zu Zeiten größten Sauerstoffmangels (KÖLMEL, 1977; siehe 3.3.6).

Noch bis 1965 war das Verbreitungsgebiet von H. spinulosus in der Kieler Bucht auf das Westgebiet und den Südteil des Kleinen Belts beschränkt (KÜHLMORGEN-HILLE, 1965). Die Eroberung der übrigen Gebiete vollzog sich in zwei Schritten, jedesmal nach schwerem Sauerstoffmangel und beschränkt auf die davon betroffenen Gebiete. 1968, nach dem Sauerstoffmangel des Sommers 1967, erschien H. spinulosus in der Dorschmulde und der Vejsnäs-Rinne und ganz besonders zahlreich in der Hohwachter Bucht (ARNTZ, 1971 a). Dort wurde er auch 1972 von DOLD (1980) gefunden. 1982, nach der Katastrophe des Sommers 1981, breitete er sich im gesamten Untersuchungsgebiet aus, auch im Millionenviertel, wo er aber im Norden (Station 14) schon 1982/83, im Süden (Station 16) 1985 wieder verschwand. In allen anderen Teilgebieten konnte er sich dagegen dauerhaft etablieren, besonders auf der Süderfahrt, wo sein regelmäßiges Vorkommen auf Grobsand, inmitten eines großen Astarte-Bestandes (Station 20), seine angebliche Vorliebe für Faulschlamm eindrucksvoll widerlegt. Immerhin kam H. spinulosus schon in den sechziger Jahren in der Mecklenburger und Lübecker Bucht auf allen Sedimenttypen vor, auch auf Sand, nachdem zuvor im Laufe von 40 Jahren die Bodenfauna durch Sauerstoffmangel erheblich verarmt war (SCHULZ, 1968, 1969).

Welcher Art waren nun die Bedingungen, unter denen sich H. spinulosus über das gesamte Untersuchungsgebiet ausbreiten konnte? Sauerstoffmangel war zweifellos der Anlaß, aber nicht die eigentliche Ursache, denn auch bei Boknis Eck, wo Sauerstoffmangel häufiger auftritt als anderswo, trat H. spinulosus erst 1982 in 20 m Tiefe auf (Station 10, Feinsand), in unmittelbarer Nähe zu den seit jeher bewohnten Faulschlammregionen. Zweifellos bot die Vernichtung der ganzen Benthosgemeinschaft eine günstige Gelegenheit zum Siedeln. Aber die langfristige Etablierung in den folgenden Jahren, besonders auf der Süderfahrt, beweist, daß H. spinulosus sich auch in einer arten- und individuenreichen Gemeinschaft als Konkurrent behaupten kann.

Der entscheidende Faktor scheint mir die Vernichtung vormals dominanter Nephtys-Bestände zu sein, wie sie bis 1981 im Millionenviertel und

auf der Süderfahrt, aber auch bei Boknis Eck (Station 10, 20 m Tiefe) existierten. H. spinulosus besetzt vermutlich dieselbe ökologische Nische wie Nephtys spp.: Der Priapulide ist ebenso wie der Polychaet ein vagiler Räuber (ANKAR & SIGVALDOTTIR, 1981; eigene Funde von Individuen, die der Bodengreifer bei der Nahrungsaufnahme überrascht hatte), der im Sediment umherkriecht, ohne sich mit der Befestigung seiner Gänge aufzuhalten (DOLD, 1980; ROMERO, 1983). Der entscheidende Unterschied besteht in der Resistenz gegen Sauerstoffmangel, die es H. spinulosus auch ermöglicht, wenigstens vorübergehend in tiefen, anoxischen Sedimentschichten zu leben, die für Nephtys spp. nicht erreichbar sind. Nach Untersuchungen von ROMERO (1983) lebt kaum eine Art (allenfalls Mya spp.) so tief im Sediment wie H. spinulosus. Offensichtlich kann H. spinulosus überall dort langfristig existieren, wo Nephtys spp. häufig genug durch Sauerstoffmangel ausgeschaltet wird, und dies ist gegenwärtig offenbar im ganzen Untersuchungsgebiet der Fall, nur nicht im Millionenviertel. Nur dort nämlich bildete sich ab 1982 ein Nephtys-Bestand, der dem 1981 ausgestorbenen entspricht. Auf der Süderfahrt erreichte Nephtys spp. zwar bis Ende 1985 Abundanz wie vor dem Sommer 1981, aber es waren kleine, höchstens zweijährige Tiere (siehe 4.5.2.2). Damit scheint der Konkurrenzdruck durch Nephtys spp. weniger von der Bestandsdichte abzuhängen, als vielmehr von einer bestimmten Mindestgröße der Individuen.

Der Trend zur Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen, den ich in 4.1.1 für Boknis Eck nachgewiesen habe, wird anscheinend durch die Ausdehnung des Verbreitungsgebiets von H. spinulosus für die ganze Kieler Bucht bestätigt, wenn auch nur indirekt.

#### 4.5.4 Die Veränderungen im Überblick

Die Stationen 14 (Millionenviertel, nahe am Großen Belt) und 1 (Boknis Eck, weit entfernt vom Großen Belt) repräsentieren die Endpunkte eines vor allem von den Sauerstoffverhältnissen geprägten Gradienten, der bereits von ARNTZ (1981) eingehend beschrieben wurde. Er ist in Tab. 30 charakterisiert. Dieser Gradient bestimmt das Leben im Rinnensystem



der Kieler Bucht.

In den Faulschlammregionen des Westgebiets lebt seit jeher eine artenarme Gemeinschaft, dominiert von Halicryptus spinulosus, Diastylis rathkei und Harmothoe sarsi als einzigen regelmäßig vorkommenden Arten, dazu weniger regelmäßig Capitella capitata. Das Beispiel der Wiederbesiedelung nach der Katastrophe des Sommers 1981 zeigt, daß diese an häufige Störungen durch Sauerstoffmangel angepaßte Gemeinschaft über eine viel höhere Elastizität ("resilience" sensu BOESCH & ROSENBERG, 1981) verfügt als die unter stabileren Verhältnissen lebende, artenreiche Gemeinschaft im Nordosten der Kieler Bucht.

Alle Veränderungen im benthischen Artenspektrum des Untersuchungsgebiets vollzogen sich an dem in Tab. 30 beschriebenen Gradienten entlang. Bei allen Arten, deren Bestand zurückging, stellte dieser Prozess einen Rückzug zum Großen Belt hin dar. Fast alle Arten, deren Bestand zugenommen hat, wurden im Nordosten der Kieler Bucht am häufigsten, mit abnehmender Tendenz zu den inneren Bereichen des Rinnensystems hin. Halicryptus spinulosus breitete sich von Südwesten nach Osten und Nordosten aus und war dort zumindest zeitweilig häufiger als im Westgebiet. Das alles zeigt übrigens, daß es unmöglich eine einzelne Station geben kann, die für das ganze Gebiet repräsentativ ist, daß vielmehr nur eine ganze Reihe von Stationen im Rinnensystem eine Interpretation der dynamischen Prozesse im Benthos möglich macht.

Der Gradient zwischen inneren und äußeren Bereichen der Kieler Bucht weist einige Ähnlichkeiten mit dem auf, den PEARSON & ROSENBERG (1976) aufgrund einiger Fallstudien für die Artenfolge beschrieben haben, die sich je nach dem Grad der Verschmutzung durch Abwässer einstellt (Abb. 196), eine Artenfolge, die zudem auch weitgehend der entspricht, die sich im Verlauf der Wiederbesiedelung nach einer schweren Störung einstellt (RHOADS et al., 1978). Zu den wichtigsten Grundlagen der in Abb. 196 dargestellten Artenfolge gehört eine Studie von PEARSON (1975), der in einem schottischen Fjord die Veränderung der Benthosgemeinschaft durch die Einleitung von Abwässern verfolgte. Auf diese Studie berufen sich wiederum MIRZA & GRAY (1981), deren Ergebnisse an einem durch Abwässer hervorgerufenen Verschmutzungsgradienten im Oslofjord denen von PEARSON sehr ähnlich sind. In der Kieler Bucht gibt es zu diesen Studien zwei Parallelen: Zum einen die Artenfolge an dem Gradienten im Rinnensystem Kieler Bucht, abhängig von der Entfernung

zum Großen Belt, wie sie aus der Gegenüberstellung von Tab. 30 und Abb. 196 deutlich wird; zum anderen aber auch die Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur in der Zeit nach 1981 im Nordosten der Kieler Bucht.

Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Arten, auf denen die Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur beruhen, sind in Tab. 31 zusammengefaßt. Unter den Arten, die nach 1981 häufig wurden, sind

Tab. 31:

Charakterisierung der Arten, deren Bestand im Untersuchungsgebiet (= Rinnensystem der Kieler Bucht) sich seit 1981 deutlich verändert hat, im Hinblick auf ihre Toleranz gegen Sauerstoffmangel und organische Verschmutzung (genau: erhöhten Eintrag organischer Substanz ins Sediment). Sofern die Angaben nicht auf eigenen Ergebnissen beruhen, sind sie der Literatur entnommen (siehe 4.5.1, 4.5.2 und 4.5.3). Widersprüchliche Literaturangaben sind mit "?" gekennzeichnet. Wo zur Toleranz gegen organische Verschmutzung keine konkreten Angaben vorliegen, wird die Vorliebe für sandige bzw. schlackige Substrate als geringe bzw. hohe Toleranz gewertet.

<u>Tendenz</u>	<u>Art</u>	<u>Toleranz gegen</u>			
		<u>Sauerstoffmangel</u>		<u>org. Verschmutzung</u>	
		gering	hoch	gering	hoch
<u>ausgestorben:</u>	<i>Macoma calcarea</i>	+		+	
	<i>Modiolaria nigra</i>	+		+	
	<i>Rhodine</i> spp.	+		+	
	<i>Brada villosa</i>	+		+	
	<i>Thyonidium pellucidum</i>	+		+	
<u>abnehmend:</u>	<i>Arctica islandica</i> (juvenil)	+		keine Angaben	
	- " - (adult)		+	?	?
	<i>Nephtys</i> spp.	+		?	?
	<i>Terebellides stroemi</i>	+		+	
<u>zunehmend:</u>	<i>Corbula gibba</i>		+		+
	<i>Mysella bidentata</i>		+	?	?
	<i>Heteromastus filiformis</i>		+		+
	<i>Scoloplos armiger</i>		+		+
	<i>Trochochaeta multisetosa</i>		+		+
	<i>Halicryptus spinulosus</i>		+		+
	<i>Abra alba</i>	+			+
	<i>Diastylis rathkei</i>	+			+
	<i>Pontoporeia femorata</i>	+			+
	<i>Anaitides maculata</i>	+			+
	<i>Paraonis</i> spp.	+			+
	<i>Pectinaria koreni</i>	+			+
	<i>Pherusa plumosa</i>	+			+
	<i>Pholoe minuta</i>	+			+
	<i>Polydora</i> spp.	+			+

einige, die Sauerstoffmangel überleben können. Alle aber sind tolerant gegen erhöhten Eintrag organischer Stoffe ins Sediment. Nachdem nun seit 1981 Sauerstoffmangel auch im Millionenviertel und auf der Süderfahrt auftritt, wenn auch noch zu selten, um das Artenspektrum entscheidend prägen zu können, und nachdem nun seit 1981 dort Arten häufig sind, die als typisch für organisch verschmutzte Gebiete gelten, kann die dort lebende Gemeinschaft kaum noch als "normal" gemäß Abb. 196 eingestuft werden. Da sich außerdem bei Boknis Eck die Sauerstoffbedingungen inzwischen dermaßen verschlechtert haben, daß dort nicht einmal Arctica islandica überleben konnte, ist für das gesamte Untersuchungsgebiet eine allgemeine Verschlechterung der Lebensbedingungen im Benthos zu konstatieren.

Bei fast allen Arten, die häufiger geworden sind, handelt es sich um solche, die weitgehend dem Selektionstyp des r-Strategen entsprechen. Heteromastus filiformis und Polydora spp. gelten dafür als besonders typisch. Den Räubern Anaitides maculata, Pholoe minuta und Halicryptus spinulosus stehen diese Arten als reichliches Nahrungsangebot zur Verfügung. Dagegen sind mit Arctica islandica und Nephtys spp. Arten seltener geworden, die mehr zum Selektionstyp des K-Strategen hinstreben, ebenso die ausgestorbenen Muscheln Macoma calcarea und Modiolaria nigra. Der Übergang von K- zu r-Selektion stellt aber eine Anpassung an Störungen bzw. organische Verschmutzung dar (RHOADS et al., 1978; GRAY, 1984).

#### 4.6 Mögliche Ursachen des Strukturwandels

##### 4.6.1 Hydrographische Veränderungen

Für das Benthos der Kieler Bucht ist der Larveneinstrom aus dem Großen Belt von hoher Bedeutung. Der im Nordosten zu den dominanten Arten zählende Schlangenstern Ophiura albida rekrutiert seinen Nachwuchs

ausschließlich auf diesem Wege (BANSE, 1956; THEEDE, 1974). Was ein Salzwassereinbruch wie der des Winters 1982/83 vermag, zeigte sich, als im Frühjahr 1983 frischgesiedelte Schlangensterne und auch Abra alba sogar im Faulschlamm vor Boknis Eck (Station 1) für kurze Zeit vorkamen; sie sind hier sonst nie zu finden. Auch das zeitweilige Massenvorkommen von Phaxas pellucidus auf der Süderfahrt geht auf diesen Salzwassereinbruch zurück.

Es würde zu weit führen, auf die mögliche Bedeutung von Einstromlagen für die Rekrutierung einzelner Arten einzugehen. Es fällt jedenfalls auf, daß nach den Salzwassereinbrüchen der Jahre 1975 und 1976 im Millionenviertel und auf der Süderfahrt Abundanz und Biomasse vieler Arten höher waren als sonst. Zweifellos trugen die verschiedenen Einstromlagen seit 1982, die auch durch das Auftreten nicht heimischer Fischarten kenntlich waren (siehe 3.4.2), einiges zur Regeneration nach dem Sauerstoffmangel der Jahre 1981 und 1983 bei. Wieweit sich jedoch das im Nordosten der Kieler Bucht besonders häufige Auftreten mancher Arten darauf zurückführen läßt, ist unklar, zumal bei Arten, für deren Reproduktion der Salzgehalt in der Kieler Bucht jederzeit ausreicht.

LEPPÄKOSKI (1975 b) und ZMUDZINSKI et al. (1987) führen das Vordringen einiger Arten in die Ostsee, darunter auch Heteromastus filiformis, auf einen allmählichen Anstieg des Salzgehalts zurück. Da H. filiformis aber auch Salzgehalte von 5 - 8 ‰ erträgt (HARTMANN-SCHRÖDER, 1971), muß das Vordringen dieser Art wohl andere Ursachen haben.

#### 4.6.2 Veränderter Fraßdruck

PERSSON (1981, 1987) vermutet, daß für den Anstieg der zoobenthischen Gesamtbiomasse in der südlichen Ostsee von den zwanziger Jahren über die fünfziger bis in die achtziger Jahre vor allem der Rückgang der Plattfischbestände verantwortlich ist. Allerdings fällt auf, daß an den von PERSSON untersuchten Stationen solche Arten häufig wurden, die tolerant gegen organische Verschmutzung sind, während weniger tolerante Arten seltener wurden. Die Veränderungen im Artenspektrum sind

denen in der Kieler Bucht durchaus ähnlich.

In flacheren Bereichen der Kieler Bucht (9 - 13 m Tiefe) konnte BREY (1986) einen Anstieg der zoobenthischen Gesamtbiomasse von den sechziger bis zu den achtziger Jahren statistisch nachweisen. BREY schließt einen Zusammenhang mit den zur gleichen Zeit rückläufigen Plattfischfängen (Scholle, Flunder) in diesem Tiefenbereich nicht aus. Eine der Arten, deren Bestand in diesen Regionen anwuchs, ist Corbula gibba, die auch auf der Süderfahrt erheblich häufiger wurde. Dort waren zwar 1985 die Dorschfänge erheblich zurückgegangen (siehe 4.2). Gleichzeitig hatten aber die Klieschenfänge stark zugenommen. Der Ausfall der Dorsche wurde also wenigstens teilweise kompensiert. Da außerdem die meisten Benthosarten schon häufig wurden, bevor die Dorschfänge zurückgingen, kann der Fraßdruck durch Fische keine entscheidende Rolle gespielt haben.

Ein weiterer wichtiger Räuber im Untersuchungsgebiet ist Nephtys spp. Seine Dezimierung 1981 und 1983 war gewiß für viele Beutetiere von Vorteil. Andererseits wurden diese Arten besonders dort auffallend häufig, wo sich der Nephtys-Bestand am besten regenerieren konnte, nämlich im Millionenviertel und auf der Süderfahrt. Dort wurde außerdem der Rückgang von Nephtys spp. vermutlich durch den Zuwachs anderer Räuber (Anaitides maculata, Pholoe minuta, Halicryptus spinulosus) ausgeglichen.

Insgesamt scheint es im Rinnensystem der Kieler Bucht keine entscheidende Veränderung des Fraßdrucks im Benthos gegeben zu haben.

#### 4.6.3 Sauerstoffmangel

Im Tiefenwasser der Ostsee messen die Ozeanographen seit Beginn dieses Jahrhunderts eine allmähliche Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse, die sich zwar regional unterschiedlich und auch nicht gleichförmig vollzieht, aber dennoch eindeutig nachweisbar ist (FONSELIUS, 1969, 1970; FRANCKE et al., 1977; MATTHÄUS, 1978 b, 1979, 1984). Die Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse in der Kieler Bucht, die ich in 4.1.1 nachgewiesen habe, entspricht also offenbar einem allge-

meinen Trend von überregionaler Bedeutung.

Die meisten Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur lassen sich durch Sauerstoffmangel erklären. Alle Arten, die ausgestorben oder seltener geworden sind, fielen ihm zum Opfer. Den Arten, die häufiger geworden sind, kam entweder eine höhere Überlebensfähigkeit zugute, oder sie profitierten bei der Wiederbesiedelung von eigenen opportunistischen Fähigkeiten sowie von der zeitweiligen Ausschaltung starker Konkurrenten. Die Katastrophe des Sommers 1981 war zwar nicht für alle Veränderungen verantwortlich, sie stellt jedoch in der Geschichte der Kieler Bucht eine so deutliche Zäsur dar, daß man die Chronik der Ereignisse in eine Zeit "vor 1981" und "nach 1981" einteilen kann.

Nun gab es die meisten Veränderungen im Nordosten der Kieler Bucht, dort, wo Sauerstoffmangel nur selten auftritt. Im Millionenviertel gab es außer 1981 nie erkennbare Folgen. Die meisten langfristigen Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur setzten dort aber erst 1984/85 ein, als sich die Gemeinschaft vom Sauerstoffmangel des Sommers 1981 längst erholt hatte. Auch reagieren die meisten der 1984/85 häufiger gewordenen Arten ebenso empfindlich auf Sauerstoffmangel wie die, die zuvor ausgestorben oder seltener geworden waren. Hier bleiben Fragen offen, die mit Sauerstoffmangel allein nicht zu klären sind, ganz abgesehen davon, daß auch die zunehmende Häufung von Sauerstoffmangelergebnissen nur eine Auswirkung von Ursachen ist, die bisher noch nicht eindeutig nachgewiesen werden konnten.

#### 4.6.4 Eutrophierung

Allen Arten, die in den letzten Jahren so auffallend häufig geworden sind, ist die Toleranz gegen erhöhten Eintrag organischer Stoffe ins Sediment gemeinsam, während die ausgestorbenen oder seltener gewordenen Arten, soweit bekannt, empfindlich auf den Eintrag organischer Substanz reagieren (siehe 4.5.4, Tab. 31). Die Ähnlichkeit der Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur der Kieler Bucht mit Beobachtungen an britischen Küsten (PEARSON, 1975; BUCHANAN & MOORE, 1986), im Oslofjord (MIRZA & GRAY, 1981) und im Wattenmeer (BEUKEMA & CADEE,

1986; BEUKEMA & ESSINK, 1986; DÖRJES et al., 1986), wo ein zuvor bekannter, durch Abwassereinleitung bewirkter Verschmutzungsgradient der Ausgangspunkt der Untersuchungen war, vermittelt den Eindruck, daß auch in der Kieler Bucht der Eintrag organischer Materials zugenommen haben muß.

Warum aber hatten fast alle nach 1981 häufig gewordenen Arten ihren Schwerpunkt im Nordosten der Kieler Bucht? Struktur und organischer Gehalt des Sediments der Stationen 16 (Millionenviertel), 18 und 19 (Süderfahrt), besonders aber 8 und 9 (Vejsnäs-Rinne) sind mit Stationen des Westgebiets oder der Hohwachter Bucht durchaus vergleichbar (siehe 3.1). Das Argument, organischer Eintrag müsse auf sandigen Böden größere Auswirkungen haben als auf Böden, die ohnehin seit jeher schlickig sind, kann also nur für die Stationen 14 (Millionenviertel) und 20 (Süderfahrt) gelten. Es ist aber anzunehmen, daß Tiere von erhöhtem organischen Eintrag nur dort profitieren können, wo Störungen durch Sauerstoffmangel selten sind, nämlich im Nordosten der Kieler Bucht, nahe am Großen Belt.

In 4.1.2 habe ich nachgewiesen, daß das aus dem Großen Belt in die Kieler Bucht einströmende Tiefenwasser jetzt weniger Sauerstoff als früher enthält. Es gibt Grund zu der Annahme, daß dieses Tiefenwasser nicht nur wenig Sauerstoff mit sich führt, sondern auch organische Stoffe, die durch Sauerstoffzehrung dieses Defizit verursachen.

Unter oxischen Bedingungen sind größere Mengen an Ammonium- und Nitritstickstoff Anzeichen einer unvollständigen Nitrifikation und ein Hinweis darauf, daß eine vorausgegangene Belastung des Wassers mit organischem Material noch nicht vollständig überwunden ist. Unter diesem Aspekt hatte zuerst NEHRING (1971) die organische Belastung des aus Kattegat und Beltsee in die Ostsee einströmenden Tiefenwassers indirekt nachgewiesen. Eine Dauerregistrierung im Juli 1978 im Arkona-becken ergab, daß Nitrit- und Ammoniummaximum (bis zu 2,2 bzw. 11  $\mu\text{mol/l}$ ) durchweg im Tiefenwasser auftraten, eng korreliert mit dem gleichzeitig beobachteten ostwärts setzenden Tiefenstrom (NEHRING, 1981). Immer wieder wurde in den letzten Jahren festgestellt, "daß das einströmende Kattegatwasser einen nennenswerten Beitrag zur Eutrophierung der Ostsee leistet und teils direkt, teils indirekt zu einer Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse beiträgt" (NEHRING & FRANCKE, 1980; in diesem Sinne auch FRANCKE et al., 1977; NEHRING, 1981;

NEHRING & BRÜGMANN, 1976; NEHRING & FRANCKE, 1978, 1985). Tatsächlich wurde für Kattegat und Beltsee eine statistisch abgesicherte Zunahme anorganischer Stickstoffverbindungen, darunter auch Nitrit und Ammonium, nachgewiesen, und zwar für den Zeitraum 1975 - 1984. Dabei sind im Winter die Konzentrationen im Oberflächenwasser fast die gleichen wie im Tiefenwasser: sie lagen 1983/84 im Kattegat, im Großen Belt und im Fehmarnbelt an der Oberfläche bei 10  $\mu\text{mol/l}$ , im Tiefenwasser bei 12  $\mu\text{mol/l}$ . Die Werte im sommerlichen Tiefenwasser unterscheiden sich nur wenig von den Winterwerten: sie lagen 1983/84 im Kattegat bei 14  $\mu\text{mol/l}$ , im Großen Belt bei 10  $\mu\text{mol/l}$  und im Fehmarnbelt bei 6  $\mu\text{mol/l}$  (Angaben nach NEHRING et al., 1987).

An der schwedischen Westküste hat die Primärproduktion seit den siebziger Jahren deutlich zugenommen, und auch im offenen Kattegat wurden in den letzten Jahren ungewöhnlich starke Phytoplanktonblüten beobachtet (ROSENBERG et al., 1986). Eine Zunahme der Primärproduktion wurde auch in der Mecklenburger Bucht und im Arkonabecken nachgewiesen (SCHULZ & KAISER, 1986). Im Großen Belt und im Öresund hat sich die jährliche Phytoplanktonproduktion von 1966 bis 1979 mehr als verdoppelt (AERTEBJERG NIELSEN et al., 1981). Die spärlichen Angaben aus der Kieler Bucht liegen im Vergleich zum Großen Belt durchaus im Trend (BABENERD & ZEITZSCHEL, 1985).

Es deutet also vieles darauf hin, daß der Tiefenwassereinstrom aus dem Großen Belt der Kieler Bucht zunehmende Mengen an organischer Substanz zuführt. Damit läßt sich auch erklären, warum so viele gegen organische Verschmutzung tolerante Arten dort am häufigsten sind, wo das Tiefenwasser in die Kieler Bucht eintritt, eben im Millionenviertel und auf der Süderfahrt.

Natürlich ist für die Kieler Bucht der Tiefenwassereinstrom nicht die einzige Quelle an Nährstoffen und organischer Belastung. Vom Kattegat bis in alle Regionen der Ostsee haben die Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser in den letzten 20 Jahren deutlich zugenommen (Übersicht in NEHRING et al., 1987). GERLACH (1986) stellte fest, "daß Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen im Ostseewasser größenordnungsmäßig die Nährstoffkonzentrationen im Winterwasser der Kieler Bucht beeinflussen können". Immerhin gelangt auch das ausströmende Ostseewasser im Nordosten in die Kieler Bucht, natürlich ohne den unmittelbaren Einfluß im Rinnensystem, den einströmendes

Tiefenwasser hat.

Bei der Eutrophierung der Ostsee handelt es sich um einen ganz allmählich ablaufenden Prozess, dessen Beginn schon einige Jahrzehnte zurückliegt. Es ist nicht auszuschließen, daß Heteromastus filiformis bei seinem Vordringen in die Ostsee (siehe 4.5.3.7) einem Gradienten organischer Verschmutzung folgte. Auch die sich über viele Jahre hinziehende Vermehrung von Diastylis rathkei weist auf solch eine langfristige Entwicklung hin. Dieser Prozess hat nun durch die Häufung von Sauerstoffmangel seit Ende der siebziger Jahre ein neues Stadium erreicht, in dem sich Veränderungen im Benthos schneller und augenfälliger vollziehen als zuvor. Der Sauerstoffmangel unterhalb der thermohalinen Sprungschicht verhindert, daß die Eutrophierung zu einem so erheblichen Anstieg der Gesamtbio-masse führt, wie er oberhalb der Sprungschicht von BREY (1986) in der Kieler Bucht und von CEDERWALL & ELMGREN (1980) in der mittleren Ostsee nachgewiesen und auf Eutrophierung zurückgeführt wurde. Andererseits führte der Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht auch noch nicht zu einem jahrelangen Verschwinden der gesamten Bodenfauna, wie es von SCHULZ (1968) in den tiefen Regionen der organisch hoch belasteten Lübecker Bucht beobachtet wurde, ganz zu schweigen von den tiefen Ostseebecken, in denen jahrelange Stagnation des Tiefenwassers die Ansiedelung von Makrofauna auf sporadische Erholungsphasen beschränkt. Im östlichen Gotlandbecken hält nun schon seit 1977 eine Stagnation des Tiefenwassers unvermindert an, die hinsichtlich aller Parameter sämtliche früher beobachteten Stagnationsphasen erheblich übertrifft (FONSELIUS, 1986; MATTHÄUS, 1986). Von solchen Extremen ist die Kieler Bucht noch sehr weit entfernt. Aber alle Tendenzen, die sich gegenwärtig bei Nährsalzfrachten, organischer Belastung und Sauerstoffmangel abzeichnen, weisen eindeutig in diese Richtung.

## LITERATUR

- AERTEBJERG NIELSEN, G., T. SCHELDE JACOBSEN, E. GARGAS & E. BUCH (1981): The Belt Project. Evaluation of the physical, chemical and biological measurements. National Agency of Environment Protection, Kopenhagen, 122 S.
- ALHEIT, J. (1979): Long and short term population trends in the polychaete genus Nephtys. In: E. NAYLOR & R.G. HARTNOLL (Hrsg.): Cyclic Phenomena in Marine Plants and Animals. Pergamon Press Oxford, 49 - 56
- ANGER, K. (1977): Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the Western Baltic Sea. Int. Revue ges. Hydrobiol. 62 (2), 245 - 254
- ANKAR, S. (1976): Final reports from the benthic macrofauna group. Baltic Sea meeting 1974. Contrib. from the Askö Lab. No. 12, 45 S.
- ANKAR, S. u. E. SIGVALDADOTTIR (1981): On the food composition of Halicryptus spinulosus von SEIBOLD. Ophelia, 20, 45 - 51
- ARNTZ, W.E. (1970): Das Makrobenthos der Kieler Bucht im Jahr 1968 und seine Ausnutzung durch die Kliesche (Limanda limanda L.). Diss. Univ. Kiel, 167 S.
- ARNTZ, W.E. (1971 a): Biomasse und Produktion des Makrobenthos in den tieferen Teilen der Kieler Bucht im Jahre 1968. Kieler Meeresforsch. 27, 36 - 72
- ARNTZ, W.E. (1971 b): Die Nahrung der Kliesche (Limanda limanda (L.)) in der Kieler Bucht. Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 22, 129 - 183
- ARNTZ, W.E. (1972): Über das Auftreten des Nemertinen Malacobdella grossa in Cyprina islandica aus der Kieler Bucht. Kieler Meeresforsch. 28 (2), 199 - 203
- ARNTZ, W.E. (1974 a): Die Nahrung der Dorsche (Gadus morhua) in der Kieler Bucht. Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 23, 97 - 120
- ARNTZ, W.E. (1974 b): A contribution to the feeding ecology of juvenile cod (Gadus morhua L.) in the Western Baltic. Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 26, 60 - 69
- ARNTZ, W.E. (1977): The food of adult cod (Gadus morhua L.) in the Western Baltic. Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch. 26 (1-2), 60 - 69
- ARNTZ, W.E. (1980): Predation by demersal fish and its impact on the dynamics of macrobenthos. In: Marine Benthic Dynamics (eds. .R. TENORE & B.C. COULL), p. 121 - 149, Belle Baruch Libr. Mar. Sci. 11, Georgetown, S.C.

- ARNTZ, W.E. (1981): Zonation and dynamics of macrobenthos biomass in an area stressed by oxygen deficiency.  
In: Stress Effects on Natural Ecosystems (eds. BARRETT, G.W. & R. ROSENBERG), p. 215 - 225, J. Wiley & Sons Ltd.
- ARNTZ, W.E. & W. WEBER (1970): *Cyprina-islandica* L. (Mollusca, Bivalvia) als Nahrung von Dorsch und Kliesche in der Kieler Bucht. Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 21, 193 - 209
- ARNTZ, W.E., D. BRUNSWIG u. M. SARNTHEIN (1976): Zonierung von Mollusken und Schill im Rinnensystem der Kieler Bucht (Westl. Ostsee). Senckenbergiana marit. 8, 189 - 269
- ARNTZ, W.E. & H. RUMOHR (1982): An experimental study of macrobenthic colonisation and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes.  
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 64, 17 - 45
- ARNTZ, W.E. & H. RUMOHR (1986): Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in an established community.  
Meeresforsch. 31, 97 - 114
- BABENERD, B. & S.A. GERLACH (1987): Bathymetry and sediments of Kieler Bucht. In: Seawater - Sediment Interactions in Coastal Waters. An Interdisciplinary Approach (E. Walger, B. Zeitzschel und J. Rumohr, Herausg.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 16 - 31
- BABENERD, B. & B. ZEITZSCHEL (1985): Trends für eintragsrelevante Faktoren und für die Nährsalzkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht. Ein Beitrag zur Erforschung der Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 148, 45 S.
- BAGGE, O. (1964): The influence of fishing effort and fishing power on the catch per unit effort.  
Rapp. Proc. Verb. des Reun. 155, 122 - 125
- BANSE, K. (1956): Über den Transport von meroplanktischen Larven aus dem Kattegat in die Kieler Bucht.  
Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch. 14 (2), 147 - 164
- BERNER, M., O. RECHLIN, K.-H. ROHDE & S. SCHULZ (1973): Umweltbedingte Fluktuationen der Dorsch- und Heringsfischerei in der Mecklenburger Bucht. Fischerei-Forsch. 11 (1), 7 - 18
- BERNER, M. & R. SCHEMAINDA (1957): Über den Einfluß der hydrographischen Situation - insbesondere des Durchlüftungszustandes - auf die vertikale Verteilung und den Fang der Laichdorschswärme im Bornholmbecken. Z. f. Fischerei 6 (1-7), 331 - 342
- BEUKEMA, J.J. & G.C. CADEE (1986): Zoobenthos responses to eutrophication in the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26, 55 - 64
- BEUKEMA, J.J. & K. ESSINK (1986): Common patterns in the fluctuations of macrozoobenthic species living at different places on tidal flats in the Wadden Sea. *Hydrobiologia* 142, 199 - 27

- BICK, A. & F. GOSSELCK (1985): Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee. Mitt. zool. Mus. Berlin 61 (2), 171 - 272
- von BODUNGEN, B. (1986): Annual cycles of nutrients in a shallow inshore area, Kiel Bight - variability and trends. *Ophelia* 26, 91 - 107
- BOESCH, D.F. & R. ROSENBERG (1981): Response to stress in marine benthic communities. In: Stress Effects on Natural Ecosystems, John Wiley & Sons Ltd. Chapter 13, p. 179-199
- BONSDORFF, E. (1980): Macrozoobenthic recolonisation of a dredged brackish-water bay in SW Finland. *Ophelia*, Suppl. 1, 145-155
- BONSDORFF, E. (1983): Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Oceanol. acta*, Proc. 17th European Marine Biology Symposium, Brest, France, 27 September - 1 October 1982, 27 - 32
- BONSDORFF, E. (1985): Recovery potential of the fauna of brackish-water softbottoms and marine intertidal rockpools. Dissertation Abo Akademi, 37 S.
- BONSDORFF, E. & C.-S. ÖSTERMAN (1985): The establishment, succession and dynamics of a zoobenthic community in an experimental study. Proc. 19th European Marine Biology Symposium, Plymouth, UK, 16 - 22 September 1984. Cambridge University Press, 287 - 297
- BREY, T. (1984): Gemeinschaftsstrukturen, Abundanz, Biomasse und Produktion des Makrozoobenthos sandiger Böden der Kieler Bucht in 5 - 15 m Wassertiefe. Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 123, 124 S.
- BREY, T. (1986): Increase in macrozoobenthos above the halocline in Kiel Bay comparing the 1960s with the 1980s. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28, 299 - 302
- BRUNSWIG, D., W.E. ARNTZ & H. RUMOHR (1976): A tentative field experiment on population dynamics of macrozoobenthos in the Western Baltic. *Kieler Meeresforsch.* 3, 49 - 59
- BUCHANAN, J.B. & J.J. MOORE (1986): Long-term studies at a benthic station off the coast of Northumberland. *Hydrobiologia* 142, 121 - 127
- CEDERWALL, H. (1977): Annual macrofauna production of a soft bottom in the northern Baltic proper. In: B.F. KEEGAN, P.O. CEIDIGH, P.J.S. BOADEN (Hrsg.): *Biology of Benthic Organisms*. Pergamon Press, Oxford and New York, 155 - 164
- CEDERWALL, H. & R. ELMGREN (1980): Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl. 1, 287 - 34

- CRENSHAW, M.A. (1980): Mechanism of shell formation and dissolution.  
In: D.C. RHOADS & R.A. LUTZ (Hrsg.): Sceletal growth of aquatic organisms: biological records of environmental change.  
Plenum Press, New York and London, 115 - 132
- CUOMO, M.C. (1985): Sulphide as larval settlement cue for Capitella sp. I. Biogeochem. 1, 169 - 181
- CZYTRICH, H., U. EVERSBERG & G. GRAF (1986): Interaction between pelagial and benthal during autumn in Kiel Bight. II. Benthic activity and chemical composition of organic matter.  
Ophelia 26, 123 - 133
- DEUTSCHES HYDROGRAPHISCHES INSTITUT (1976 - 1985): Meereskundliche Beobachtungen und Ergebnisse, Nr. 42, 44, 47, 48, 50, 52, 53, 54, 56, 58: Beobachtungen auf den deutschen Feuerschiffen der Nord- und Ostsee 1975 - 1984, Hamburg
- DÖRJES, J., H. MICHAELIS & B. RHODE (1986): Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany).  
Hydrobiologia 142, 217 - 232
- DOLD, R. (1980): Zur Ökologie, Substratspezifität und Bioturbation von Makrobenthos auf Weichböden der Kieler Bucht.  
Diss. Univ. Kiel, 456 S.
- DRIES, R.-R. & H. THEEDE (1974): Sauerstoffmangelresistenz mariner Bodenevertebraten aus der Westlichen Ostsee.  
Marine Biology 25, 327 - 333
- DRIES, R.-R. & H. THEEDE (1976): Stoffwechselintensität und Reservestoffabbau einiger mariner Muscheln bei herabgesetzter Sauerstoffsättigung des Mediums.  
Kieler Meeresforsch., Sonderheft 3, 37 - 48
- DUBILIER, N. (im Druck): Is sulphide really a settlement cue for Capitella sp. I larvae? 22nd European Marine Biology Symposium, Barcelona, 17 - 22 August 1987
- DYBERN, B.I., H. ACKEFORS & R. ELMGREN (1976): Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea.  
Baltic Marine Biologists, Publication No. 1
- EAGLE, R.A. (1975): Natural fluctuations in a soft bottom benthic community. J. mar. biol. Ass. U.K. 55, 865 - 878
- EHRHARDT, M. & A. WENCK (1984): Wind pattern and hydrogen sulphide in shallow waters of the Western Baltic Sea, a cause and effect relationship ? Meeresforsch. 30, 101 - 110
- FAUCHALD, K. & P.A. JUMARS (1979): The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds.  
Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 17, 193 - 284

- FIEDLER, M., A. TEMMING & M. WEIGELT (1984): Eine Analyse der fische-reibiologischen und fischereilichen Verhältnisse in einem für die Ölförderung genutzten Offshore-Bereich des deutschen Ostseegebiets. Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 136, 80 S.
- FISCHER, H. (1986): Influence of temperature, salinity and oxygen on the cadmium balance of mussels Mytilus edulis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 32, 265 - 278
- FONSELIUS, S.H. (1969): Hydrography of the Baltic deep basins III. Fishery Board of Sweden, Ser. Hydrogr. 23, 1 - 97
- FONSELIUS, S.H. (1970): Stagnant sea. Environment 12, (6), 2 - 47
- FONSELIUS, S.H. (1986): On long-term variations of dissolved oxygen in the deep water of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 19, 1 - 21
- FRANCK, H., W. MATTHÄUS & R. SAMMLER (1987): Major Baltic inflows during this century. Beitr. Meeresk. 56, 81 - 82
- FRANCKE, E. & P. HUPFER (1980): Ein Beitrag zur Untersuchung des Salzwassereintruchs im Winter 1975/76 in die Ostsee. Beitr. Meeresk. 44/45, 15 - 26
- FRANCKE, E. & D. NEHRING (1985): The saltwater influx in autumn 1982 and winter 1982/83 - the beginning of a renewed change in the marine environment of the Baltic Sea in 1983. Proc. Symp. on Ecol. Invest. of the Baltic Sea Environm., Riga, USSR, 16 - 19 March 1983 (Helsinki Commission), 148 - 160
- FRANCKE, E., D. NEHRING & K.-H. ROHDE (1977): Zur Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser der Ostsee. Beitr. Meeresk. 39, 25 - 35
- FYNS AMTSKOMMUNE (1986): Summary of the report on eutrophication and pollution in the coastal waters around Fünen 1976 - 83, december 1984, and of the follow-up with monitoring datas 1984 and 1985. Fyns Amtskommune, Forvaltningen for teknik og miljø, 25 S.
- GERLACH, S.A. (1984): Oxygen depletion 1980 - 1983 in coastal waters of the Federal Republic of Germany. First report of the working group "Eutrophication of the North Sea and the Baltic". Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 130, 87 S.
- GERLACH, S.A. (1986): Langfristige Trends bei den Nährstoff-Konzentrationen im Winterwasser und Daten für eine Bilanzierung der Nährstoffe in der Kieler Bucht. Meeresforsch. 31, 153 - 174
- GOSELCK, F. (1985): Untersuchungen am Makrobenthos des Arkonabeckens (südliche Ostsee). Fischerei-Forsch. 23 (4), 28 - 32
- GOSELCK, F. & F. GEORGI (1984): Benthic recolonisation of the Lübeck Bight (Western Baltic) in 1980/81. Limnologica 15 (2), 407 - 414

- GRAF, G., R. SCHULZ, R. PEINERT & L.A. MEYER-REIL (1983): Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the Western Kiel Bight I. Analysis of processes on a community level. *Mar. Biol.* 77, 235 - 246
- GRASSL, H. & M. STENGEL (1985): Für chemisch-biologische Prozesse in deutschen Küstengewässern wichtige Wetterlagen. Unveröff. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 25 105-3/6 im Rahmen der Studie zur "Eutrophierung von Nord- und Ostsee" (Forschungsvorh. 102 04 215 Umweltbundesamt), 64 S.
- GRASSLE, J.F. & J.P. GRASSLE (1974): Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *J. mar. Res.* 32, 253 - 284
- GRASSLE, J.F. & J.P. GRASSLE (1977): Temporal adaptation in sibling species of Capitella. In: B.C. COULL (Hrsg.): Ecology of Marine Benthos. University of South Carolina Press, Columbia, 177 - 189
- GRAY, J.S. (1977): The stability of benthic ecosystems. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 30, 427 - 444
- GRAY, J.S. (1980): The measurement of effects of pollutants on benthic communities. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer* 179, 188 - 193
- GRAY, J.S. (1982): Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J. Sea Res.* 16, 424 - 443
- GRAY, J.S. (1984): Ökologie mariner Sedimente - Eine Einführung. Übersetzung H. RUMOHR. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York - Tokyo, 193 S.
- GRÖHSLER, T. (1986): Zur Ernährungsbiologie der Kliesche (Limanda limanda L.) in der Kieler Bucht. Diplomarbeit Univ. Kiel, 86 S.
- HAGMEIER, A. (1930): Die Bodenfauna der Ostsee im April 1929 nebst einigen Vergleichen mit April 1925 und Juli 1926. *Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch.* 5 (3), 79 - 174
- HANSSON, S. (1985): Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea - a literature review. National Swedish Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Report No. 62, 36 - 56
- HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1971): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: F. DAHL, Die Tierwelt Deutschlands, Bd. 58. Teil VEB Gustav Fischer, Jena, 593 S.
- HATJE, G. (1976): Strömungen in der Vejsnäsrinne 1975/76. *Ber. Sonderforschungsber.* 95, Kiel 24, 74 S.
- HATJE, G. (1977): Strömungen in der Vejsnäsrinne 1976/77. *Ber. Sonderforschungsber.* 95, Kiel, 31, 40 S.

- HERTLING, H. (1928): Untersuchungen über die Ernährung von Meeresfischen, I. Quantitative Nahrungsuntersuchungen an Pleuronectiden und einigen anderen Fischen der Ostsee.  
Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 4, 1 - 124
- JENSEN, A.J.C. (1937): Fluctuations in the hydrography of the transition area during 50 years.  
Rapp. Proc. Verb. des Reun. 102 (1), 3 - 49
- JENSEN, K. (1986): Changes of the macrozoobenthos at 3 monitoring stations in the western Baltic Sea and the Sound.  
Hydrobiologia 142, 129 - 135
- JÖRGENSEN, B.B. (1980): Seasonal oxygen depletion in the bottom water of a Danish fjord and its effects on the benthic community.  
Oikos 34, 68 - 76
- KÄNDLER, R. (1951): Der Einfluß der Wetterlage auf die Salzgehaltsschichtung im Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee.  
Dt. hydrogr. Z. 4, 150 - 160
- KIRKEGAARD, J.B. (1978): Settling, growth and life span of some common polychaetes from Danish waters.  
Meddr. Dan. Fisk. Havunders. N.S. 7, 447 - 496
- KÖLMEL, R. (1977): Ökosysteme im Wechsel zur Anaerobiose. Zoobenthos und Abbau in zeitweise anoxischen Biotopen der Kieler Bucht.  
Reports Sonderforschungsber. 95, Kiel, 33, 304 S.
- KÖLMEL, R. (1979): The annual cycles of macrobenthos: its community structures under the influence of oxygen deficiency in the Western Baltic. In: NAYLOR, E., HARTNOLL, R.G. (Hrsg.): Cyclic phenomena in marine plants and animals. Pergamon Press, Oxford, 19 - 28
- KOSLOWSKI, G. (1979): Der ungewöhnliche Eiswinter 1978/79 im norddeutschen Küstengebiet. Seewart 40, 149 - 156
- KOSLOWSKI, G. (1985): Der Eiswinter 1984/85 im deutschen Küstengebiet zwischen Ems und Trave. Dt. hydrogr. Z. 38, 225 - 232
- KREIKEMEIER, J. (1987): Stoffwechselphysiologisches Verhalten der Kliesche, Limanda limanda L. bei herabgesetzter Sauerstoffspannung. Diplomarbeit Univ. Kiel, 53 S.
- KREY, J., B. BABENERD & J. LENZ (1978): Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957 - 1975.  
I. Datenband. Ber. Inst. f. Meeresk. Kiel 54, 113 S.
- KRÖNCKE, I. (1985): Makrofaunahäufigkeiten in Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser der östlichen Nordsee. Diplomarbeit Univ. Hamburg, 127 S.
- KRÜGER, K. (1940): Zur Lebensgeschichte der Cumacee Diastylis rathkei KRÖYER in der Westlichen Ostsee.  
Kieler Meeresforsch. 3, 374 - 402

- KRUG, J. (1963): Erneuerung des Wassers in der Kieler Bucht im Verlauf eines Jahres am Beispiel 1960/61.  
Kieler Meeresforsch. 19, 158 - 174
- KÜHLMORGEN-HILLE, G. (1963): Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna in der Kieler Bucht und ihren jahreszeitlichen Veränderungen. Kieler Meeresforsch. 19, 42 - 66
- KÜHLMORGEN-HILLE, G. (1965): Qualitative und quantitative Veränderungen der Bodenfauna in der Kieler Bucht in den Jahren 1953 - 1965. Kieler Meeresforsch. 21, 167 - 191
- LAUNIAINEN, J., W. MATTHÄUS, S. FONSELIUS & E. FRANCKE (1987): Hydrography. In: Baltic Sea Environment Proceedings 17 B; First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980 - 1985; Background Documents.
- LEPPÄKOSKI, E. (1969): Transitory return of the benthic fauna of the Bornholm Basin, after extermination by oxygen insufficiency. Cahiers de Biologie Marine 10, 163 - 172
- LEPPÄKOSKI, E. (1971): Benthic recolonisation of the Bornholm Basin (Southern Baltic) in 1969 - 71. Thalassia Jugoslavica 7, 171 - 179
- LEPPÄKOSKI, E. (1975 a): Assessment of degree of pollution on the basis of macrobenthos in marine and brackish-water environment. Acta. Acad. Abo., (Ser. B) 35, 1 - 90
- LEPPÄKOSKI E. (1975 b): Macrobenthic fauna as indicator of oceanisation in the Southern Baltic. Merentutkimuslait. Julk. 239, 280 - 288
- LEPPÄKOSKI, E. & L.S. LINDSTROM (1978): Recovery of benthic macrofauna from chronic pollution in the sea area off a refinery plant, Southwest Finland. J. Fish. Res. Board Can. 35, 766 - 775
- MALMGREN-HANSEN, A. (1984): Modelberegninger for Kattegat. Miljø-Projekter, Miljøstyrelsen København, 96 S.
- MATTHÄUS, W. (1978 a): Zur mittleren jahreszeitlichen Veränderlichkeit im Sauerstoffgehalt der offenen Ostsee. Beitr. Meereskunde 41, 61 - 94
- MATTHÄUS, W. (1978 b): Allgemeine Entwicklungstendenzen im Sauerstoffregime des Tiefenwassers der Ostsee. Fischerei-Forsch. 16 (2), 7 - 14
- MATTHÄUS, W. (1979): Langzeitvariationen von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser der zentralen Ostsee. Beitr. Meeresk. 42, 41 - 93
- MATTHÄUS, W. (1984): Climatic and seasonal variability of oceanological parameters in the Baltic Sea. Beitr. Meeresk. 51, 29 - 49

- MATTHÄUS, W. (1986): Charakteristische Eigenschaften von Stagnationsperioden im Tiefenwasser der Ostsee.  
Beitr. Meeresk. 55, 39 - 53
- MATTSON, J. & M. NOTINI (1985): Experimental recolonisation by macrozoobenthos in a bay polluted by municipal sewage, oil and heavy metals compared to an unpolluted Baltic bay.  
*Ophelia* 24 (2), 111 - 124
- McCALL, P.L. (1977): Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound.  
*J. of Marine Res.* 35, 221 - 265
- MILJÖSTYRELSEN (1984): Iltsvind og fiskedöd i 1981. Omfang og arsager.  
Miljöstyrelsen, Kobenhavn, 247 S.
- MIRZA, F.B. & J.S. GRAY (1981): The fauna of benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway.  
*J. exp. mar. Biol. Ecol.* 54, 181 - 207
- NEHRING, D. (1971): Untersuchungen über die Verteilung der anorganischen Stickstoffverbindungen im Hinblick auf die zunehmende Wasserverschlechterung der Ostsee.  
*Beitr. Meereskunde* 28, 135 - 139
- NEHRING, D. (1981): Hydrographisch-chemische Untersuchungen in der Ostsee von 1969 - 1978. II. Die chemischen Bedingungen und ihre Veränderungen unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffregimes. *Geod. Geophys. Veröff. R. IV*, 35, 39 - 137
- NEHRING, D., G. AERTEBJERG NIELSEN, P. ALENIUS, V. ASTOK, S. FONSELIUS, M. HANNUS, V. TERVO, A. TRZOSINSKA, P. TULKKI & A.K. YURKOVSKIS (1987): Nutrients. In: *Baltic Sea Environment Proceedings 17 B; First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980 - 1985; Background Documents*, 35 - 81
- NEHRING, D. & L. BRÜGMANN (1976): Natürliche und anthropogene hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee.  
*Fischerei-Forsch.* 14 (1), 13 - 18
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1974): Hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee im Jahre 1972 unter besonderer Berücksichtigung des Salzwassereinbruchs im März/April 1972.  
*Fischerei-Forsch.* 12 (1), 23 - 33
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1976): Hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee im Jahre 1975. *Fischerei-Forsch.* 14, 65 - 75
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1978): Die Erneuerung des Tiefenwassers und andere hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee im Jahre 1976. *Fischerei-Forsch.* 16, 15 - 24
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1980): Hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee im Jahre 1977. *Fischerei-Forsch.* 18, 51 - 59

- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1981 a): Hydrographisch-chemische Untersuchungen in der Ostsee von 1969 - 1978. I. Die hydrographischen Bedingungen und ihre Veränderungen.  
Geod. Geophys. Veröff. R. IV, 35, 3 - 38
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1981 b): Hydrographisch-chemische Veränderungen in der Ostsee nach dem extremen Eiswinter 1978/79.  
Fischerei-Forsch. 19, 7 - 14
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1982): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der Ostsee im Jahre 1980.  
Fischerei-Forsch. 20, 69 - 77
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1983 a): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der Ostsee im Jahre 1981.  
Fischerei-Forsch. 21, 45 - 55
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1983 b): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der Ostsee im Jahre 1982.  
Fischerei-Forsch. 21, 56 - 65
- NEHRING, D. & E. FRANCKE (1985): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee im Jahre 1983.  
Fischerei-Forsch. 23, 7 - 17
- NICHOLS, F.H. (1977): Dynamics and production of Pectinaria koreni (Malmgren) in Kiel Bay, West Germany. In: B.F. KEEGAN, P.O. CEIDIGH, P.J.S. BOADEN (Hrsg.): Biology of Benthic Organisms. Pergamon Press, Oxford and New York, 453 - 463
- NOJI, T., U. PASSOW & V. SMETACEK (1986): Interaction between pelagial and benthal during autumn in Kiel Bight. I. Development and sedimentation of phytoplankton blooms. *Ophelia* 26, 333 - 349
- OCKELMANN, K.W. & K. MUUS (1978): The biology, ecology and behaviour of the bivalve Mysella bidentata (Montagu).  
*Ophelia* 17 (1), 1 - 93
- von OERTZEN, J.-A. & G. SCHLUNGBAUM (1972): Experimentell-ökologische Untersuchungen über O<sub>2</sub>-Mangel- und H<sub>2</sub>S-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee.  
Beitr. Meereskunde 29, 79 - 91
- von OERTZEN, J.-A. & S. SCHULZ (1973): Beitrag zur geographischen Verbreitung und ökologischen Existenz von Bivalviern der Ostsee.  
Beitr. Meereskunde 32, 75 - 88
- OESCHGER, R. & H. THEEDE (1986): Untersuchungen zur Langzeit-Anaerobiose bei Halicryptus spinulosus (Priapulida).  
Verh. Dtsch. Zool. Ges. 79, 401
- PEARSON, T.H. (1975): The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment.  
J. exp. mar. Biol. Ecol. 2, 1 - 41

- PEARSON, T.H. (1981): Stress and catastrophe in marine benthic ecosystems. In: G.W. BARRETT & R. ROSENBERG (Hrsg): Stress Effects on Natural Ecosystems. John Wiley & Sons Ltd., 201 - 214
- PEARSON, T.H., G. DUNCAN & J. NUTTALL (1986): Long term changes in the benthic communities of Loch Linnhe and Loch Eil (Scotland). *Hydrobiologia* 142, 113 - 119
- PEARSON, T.H., A.B. JOSEFSON & R. ROSENBERG (1985): PETERSEN's benthic stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 92, 157 - 206
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG (1976): A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from cellulose industries in Scotland and Sweden. *Ambio* 5, 77 - 79
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229 - 311
- PERSSON, L.-E. (1981): Were macrobenthic changes induced by thinning out of flatfish stocks in the Baltic Proper? *Ophelia* 20, 137 - 152
- PERSSON, L.-E. (1987): Baltic eutrophication: a contribution to the discussion. *Ophelia* 27 (1), 31 - 42
- PETERSEN, G.G.J. (1918): The sea bottom and its production of fish-food. *Rep. Danish Biol. Station* 25, 1 - 82
- PLEIJEL, F. (1982): On feeding of *Pholoe minuta* (FABRICIUS, 1780) (Polychaeta: Sigalionidae). *Sarsia* 68, 21 - 23
- RACHOR, E. (1982): Indikatorarten für Umweltbelastung im Meer. *Decheniana-Beihefte (Bonn)* 26, 128 - 137
- RACHOR, E., W.E. ARNTZ, H. RUMOHR & K.-H. MANTAU (1982): Seasonal and long-term population fluctuations in *Diastylis rathkei* (Crustacea: Cumacea) of Kiel Bay and German Bight. *Netherlands J. of Sea Res.* 16, 141 - 150
- RACHOR, E. & H. ALBRECHT (1983): Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven* 19, 209 - 227
- RAUSCHENPLAT, E. (1901): Ueber die Nahrung von Thieren aus der Kieler Bucht. *Dissertation Univ. Kiel*, 71 S.
- REMANE, A. (1940): Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee. In: GRIMPE & WAGLER: *Die Tierwelt der Nord- und Ostsee*, Bd. I, Leipzig, 1 - 238
- RHOADS, D., P.L. McCALL & J.Y. YINGST (1978): Disturbance and production on the estuarine seafloor. *American Scientist* 66, 577 - 586

- RICHTER, W. & M. SARNTHEIN (1977): Molluscan colonisation of different sediments on submerged platforms in the Western Baltic Sea. In: B.F. KEEGAN, P.O. CEIDIGH, P.J.S. BOADEN (Hrsg.): *Biology of Benthic Organisms*. Pergamon Press New York, 531 - 539
- ROMERO, M. (1983): Vertikale Verteilungsmuster der Makrofauna im Sedi- ment. Diplomarbeit Univ. Kiel, 131 S.
- ROSENBERG, R. (1972): Benthic faunal recovery in a Swedish fjord following the closure of a sulphite pulp mill. *Oikos* 23, 92 - 108
- ROSENBERG, R. (1973): Succession in benthic macrofauna in a Swedish fjord subsequent to the closure of a sulphite pulp mill. *Oikos* 24, 244 - 258
- ROSENBERG, R. (1980): Effects of oxygen deficiency on benthic macro- fauna. In: H.J. FREELAND, D.M. FARMER, C.D. LEVINGS (Hrsg.): *Fjord Oceanography*. Plenum Publishing Corp. New York, 499 - 514
- ROSENBERG, R., U. LARSSON & L. EDLER (1986): Eutrophication in marine waters surrounding Sweden - a review. National Swedish Envi- ronmental Protection Board, Report 3054, 137 S.
- ROSENBERG, R. & P. MÖLLER (1979): Salinity stratified macrofaunal communities and long-term monitoring along the west coast of Sweden. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 37, 175 - 203
- RUMOHR, H. (1979): Hydrographische Dauerregistrierungen bei Boknis Eck (20 m), westliche Ostsee, von 1975 - 1978. *Reports Sonderforschungsber.* 95, Kiel, 42, 59 S.
- RUMOHR, H. (1980): Der "Benthosgarten" in der Kieler Bucht - Experi- mente zur Bodentierökologie. *Reports Sonderforschungsber.* 95, Kiel, 55, 179 S.
- RUMOHR, H. (1985): Veränderungen des Makrozoobenthos der Kieler Bucht 1953 - 1983 und Dokumentation von möglicherweise eutrophiebedingten Ereignissen seit dem Ende des vorigen Jahrhunderts. Unveröff. Abschlußbericht im Rahmen des Projekts "Eutrophie- rung der Nord- und Ostsee (Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215 des Umweltbundesamtes)
- RUMOHR, H. (1986): Historische Indizien für Eutrophierungserscheinun- gen (1875 - 1939) in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). *Meeresforsch.* 31, 115 - 123
- RUMOHR, H., T. BREY & S. ANKAR (1987): A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists Publ. No.* 9, 56 S.
- RYGG, B. (1985): Distribution of species along pollution induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. *Mar. Poll. Bull.* 16 (12), 469 - 474

- SANDER, G. (1957): Beitrag zur Genauigkeit der Bodengreifermethodik. Z. f. Fischerei 6, N.F. (1-7), 251 - 257
- SCHEIBEL, W. (1981): Zur Nahrung von Nephtys ciliata (O.F. Müller, 1776) (Polychaeta, Nephtyidae) aus der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). Zool. Anz. Jena 206 (3/4), 171 - 177
- SCHOLZ, U. (1986): Sauerstoffmangelresistenz von Küstenfischen unter dem Einfluß von Parasitierung. Diplomarbeit Univ. Kiel, 65 S.
- SCHULZ, S. (1968): Rückgang des Benthos in der Lübecker Bucht. Monatsber. Dt. Akad. Wissensch. Berlin 10, 748 - 754
- SCHULZ, S. (1969): Das Makrobenthos der südlichen Beltsee (Mecklenburger Bucht und angrenzende Seegebiete). Beitr. Meereskunde 26, 21 - 46
- SCHULZ, S. (1973): Biologische Untersuchungen während des internationalen Ostseejahres (International Baltic Year, IBY) 1969/70. IV. Das Makrobenthos. Beitr. Meereskunde 32, 57 - 74
- SCHULZ, S. & W. KAISER (1986): Increasing trends in plankton variables in the Baltic Sea - a further sign of eutrophication? Ophelia, Suppl. 4, 249 - 257
- SIMON, J.L. & D.M. DAUER (1977): Reestablishment of a benthic community following natural defaunation. In: B.C. COULL (Hrsg.): Ecology of Marine Benthos. Univ. South Carolina Press, Columbia, 139 - 154
- STACHOWITSCH, M. (1984): Mass mortality in the Gulf of Trieste: the course of community destruction. P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol. 5, 243 - 264
- STEIMLE, F.W. & D.J. RADOSH (1979): Effects on the benthic invertebrate community. In: R.L. SWANSON & C.J. SNDERMANN (Hrsg.): Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New York Bight, 1976. NOAA Professional Paper 11, 281 - 23
- SUHRHOFF, P. (1985): Zur Situation des Makrobenthos am Eingang der Flensburger Förde (Breitgrund - westliche Ostsee) im Tiefenbereich von 18 - 28 m. Diplomarbeit Univ. Kiel, 145 S.
- SUNDET, J.H. & M. JOBLING (1985): An investigation of the interactions between the nemertine, Malacobdella grossa, and its bivalve host, Arctica islandica. In: J.S. GRAY & M.E. CHRISTIANSEN (Hrsg.): Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms. John Wiley & Sons Ltd., 185 - 197
- STICKNEY, R. & D. PERLMUTTER (1975): Impact of intracoastal waterway maintenance on a mud bottom benthos community. Biol. Conserv. 7, 211 - 226
- STRUVE-BLANCK, S. (1982): Die Strömungen in der Kieler Bucht. Ber. Inst. f. Meereskunde Kiel 102, 112 S.

- THEEDE, H. (1974): Die Tierwelt. I. Ökologie. In: L. MAGAARD & G. RHEINHEIMER (Hrsg): Meereskunde der Ostsee. Springer-Verlag Berlin - Heidelberg - New York, 171 - 188
- THEEDE, H., A. PONAT, K. HIROKI & C. SCHLIEPER (1969): Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. *Mar. Biol.* 2, 325 - 337
- THUROW, F. (1974): Zur Stärke des Dorschjahrganges 1972 in der westlichen Ostsee. *Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch.* 23, 129 - 136
- TRUTSCHLER, K. (1986): Verbreitung und Produktion der Astarte-Arten in der Kieler Bucht. Diplomarbeit Univ. Kiel, 120 S.
- TSUTSUMI, H. (1987): Population dynamics of Capitella capitata (Polychaeta; Capitellidae) in an organically polluted cove. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 36, 139 - 149
- TSUTSUMI, H. & T. KIKUCHI (1983): Benthic ecology of a small cove with seasonal oxygen depletion caused by organic pollution. *Publ. Amkusa Mar. Biol. Lab.* 7 (1), 17 - 40
- WEIGELT, M. (1985): Auswirkungen des Sauerstoffmangels 1981 auf Makrozoobenthos und Bodenfische in der Kieler Bucht. *Ber. Inst. f. Meereskunde, Kiel* 138, 122 S.
- WEIGELT, M. (1986): Daten zu Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos auf 15 Stationen in der Kieler Bucht, 1968 - 1986. Unveröff. Datensammlung, 583 Tab.
- WEIGELT, M. & H. RUMOHR (1986): Effects of wide-range oxygen depletion on benthic fauna and demersal fish in Kiel Bay 1981 - 1983. *Meeresforsch.* 31, 124 - 136
- WHITLATCH, R.B. & R.N. ZAJAC (1985): Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 21, 299 - 311
- WITTSTOCK, R. (1982): Zu den Ursachen bodennaher Strömungsschwankungen in der nordöstlichen Kieler Bucht. *Ber. Inst. f. Meereskunde, Kiel* 107, 105 S.
- WOLF, G. (1972): Salzwassereinbrüche im Gebiet der westlichen Ostsee. *Beitr. Meereskunde* 29, 67 - 77
- WYRTKI, K. (1954): Der große Salzeinbruch in die Ostsee im November und Dezember 1951. *Kieler Meeresforsch.* 10, 19 - 25
- ZAJAC, R.N. & R.B. WHITLATCH (1982 a): Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonisation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 1 - 14
- ZAJAC, R.N. & R.B. WHITLATCH (1982 b): Responses of estuarine infauna to disturbance. II. Spatial and temporal variation of succession. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 15 - 27

- ZIEGELMEIER, E. (1964): Einwirkungen des kalten Winters 1962/63 auf das Makrobenthos im Ostteil der Deutschen Bucht. Helgoländer wiss. Meeresunters. 10, 277 - 282
- ZIEGELMEIER, E. (1970): Über das Massenvorkommen verschiedener makrobenthaler Wirbelloser während der Wiederbesiedelungsphase nach Schädigung durch "katastrophale" Umwelteinflüsse. Helgoländer wiss. Meeresunters. 21, 9 - 20
- ZMUDZINSKI, L., F. GOSELCK, H. CEDERWALL, K. JENSEN & H. RUMOHR (1987): Zoobenthos. In: Baltic Marine Environment Proceedings 17 B; First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980 - 1985; Background Document, 256 - 321

## **ANHANG**

Tab. A 1:

Liste der Bodengreiferstationen. Substratbezeichnungen nach subjektivem Eindruck in Anlehnung an ARNTZ (1971 a).

<u>Gebiet</u>	<u>Station</u>	<u>Substrat</u>	<u>Tiefe (m)</u>	<u>Koordinaten</u>	<u>Decca</u>
Boknis Eck	1	Schlick	28	54°31.2'N 10°02.4'E	H 15.4 A 35.3
Stollergrund	2	Schlick	21	54°33.5'N 10°10.2'E	H 19.4 J 44.1
Kiel-Flensburg-Weg	3	Sandiger Schlick	22	54°37.1'N 10°12.9'E	H 16.7 J 38.5
Dorschmulde	4	Sandiger Schlick	21	54°37.3'N 10°18.8'E	H 22.4 J 32.7
Hohwachter Bucht	5	Sandiger Schlick	19	54°26.8'N 10°34.7'E	J 05.9 I 45.9
Hohwachter Bucht	6	Sandiger Schlick	20	54°26.0'N 10°42.4'E	J 15.5 I 40.5
Wattenbergrinne	7	Mittelsand	24	54°41.7'N 10°09.0'E	H 05.7 J 38.1
Vejsnäs-Rinne	8	Schlick	30	54°41.4'N 10°23.5'E	H 21.0 I 42.1
Vejsnäs-Rinne	9	Schlick	24	54°40.7'N 10°28.8'E	I 04.0 I 38.0
Boknis Eck	10	Feinsand	20	54°32.0'N 10°02.4'E	H 14.2 A 34.7
Millionenviertel	14	Schlickiger Sand	23	54°38.3'N 10°39.6'E	I 20.4 I 31.0
Millionenviertel	16	Sandiger Schlick	23	54°35.3'N 10°40.8'E	J 02.1 I 33.2
Süderfahrt	18	Sandiger Schlick	22	54°32.6'N 10°42.1'E	J 07.2 I 34.8
Süderfahrt	19	Sandiger Schlick	22	54°32.7'N 10°45.9'E	J 11.7 I 31.7
Süderfahrt	20	Schlickiger Sand	21	54°32.7'N 10°48.0'E	J 14.3 I 30.0

Tab. A 2:

Häufigkeit der Probennahme auf den Stationen

<u>Jahr</u>	<u>Stationen</u>															<u>Summe</u>
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	14	16	18	19	20	
1968	5	5		5	3	3		5	5		5	5	9	9	9	68
69	1	1		1	1	1		1	1		3	3	4	4	4	25
70											3	3	3	3	3	15
71											6	6	6	6	6	30
72											2	2	2	2	2	10
73																
74																
75											4	4	4	4	4	20
76											6	6	6	6	6	30
77										5	6	6	6	6	6	35
78										6	5	5	5	5	5	31
79											2	2	2	2	2	10
80								1	1	2	1	1	3	3	3	15
81	1	1		1	1					7			7	7	7	32
82	6	6	1	5	4	1				4	1		6	6	5	45
83	3	3	1	3	2	1				6			7	7	7	40
84	5	6	4	7	7	6	6	6	6	6	5	6	8	8	8	94
85	5	6	6	5	5	5	5	4	4	5	4	4	7	7	7	79
86													1	1	1	3
<u>Summe</u>	26	28	12	27	23	17	11	17	17	41	53	53	86	86	85	582

Tab. A 3:

Umrechnungsfaktoren für Makrozoobenthos, gewonnen aus Datender Jahre 1983 - 1986

Art	FG→TG	n	N	s	TG→AFTG	n	N	s	FG→AFTG	n	N	s
Bivalvia (ohne Arct., Ast.)	0.299	8326	207	0.087	0.184	36866	1495	0.116	0.055			
sonstige Mollusken (1)	0.451	1358	185	0.128	0.140	19860	1223	0.078	0.063			
Abra alba	0.313	1345	104	0.043	0.180	2246	217	0.101	0.049	1345	104	0.021
Arctica islandica	0.532	153	45	0.111	0.100	583	583	0.089	0.053			
Astarte borealis	0.729	263	19	0.064	0.072	1070	127	0.020	0.053			
Astarte elliptica	0.766	396	20	0.039	0.077	1448	106	0.226	0.059			
Astarte montagui	0.706	349	12	0.028	0.071	1415	85	0.009	0.050			
Astarte spp.	0.736	1008	51	0.051	0.074	3933	318	0.137	0.054			
Cardium edule	Cardium fasciatum				Cardium fasciatum				Cardium fasciatum			
Cardium fasciatum	0.317	147	26	0.089	0.229	290	79	0.160	0.073			
Cardium spp.	Cardium fasciatum				Cardium fasciatum				Cardium fasciatum			
Corbula gibba	0.567	222	41	0.163	0.115	12142	329	0.023	0.065			
Macoma baltica	0.365	113	5	0.078	0.185	873	84	0.110	0.068			
Macoma calcarea	Macoma baltica				Macoma baltica				Macoma baltica			
Modiolaria marmorata	Mytilus edulis				Mytilus edulis				Mytilus edulis			
Modiolaria nigra	Mytilus edulis				Mytilus edulis				Mytilus edulis			
Mya arenaria	0.311	29	3	0.020	Mya truncata				Mya truncata			
Mya truncata	0.342	18	11	0.078	0.199	361	135	0.065	0.068			
Mysella bidentata	0.479	609	44	0.053	0.151	5151	327	0.055	0.072			
Mytilus edulis	0.382	58	18	0.068	0.238	230	63	0.125	0.091			
Nucula tenuis	Bivalvia (ohne Arct., Ast.)				Bivalvia (ohne Arct., Ast.)				Bivalvia (ohne Arct., Ast.)			
Phaxas pellucidus	0.413	28	8	0.300	0.456	356	71	0.182	0.188			
Saxicava arctica	0.301	20	5	0.083	0.173	13	8	0.050	0.052			
Gastropoda (ohne Nudibr.)	0.477	107	19	0.092	0.235	281	80	0.136	0.112			
Nudibranchia	0.076	3	3	0.033	0.934	6	6	0.056	0.071			
Acera bullata	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Buccinum undatum	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Cadlina obveolata	Nudibranchia				Nudibranchia				Nudibranchia			
Facelina drummondii	0.076	3	3	0.033	0.934	6	6	0.056	0.071			
Hydrobia spp.	0.493	79	6	0.027	0.205	209	45	0.097	0.101			
Lepidochiton cinereus	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Littorina littorea	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Littorina saxatilis	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Onchidoris depressa	Nudibranchia				Nudibranchia				Nudibranchia			
Philine aperta	Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)				Gastropoda (ohne Nudibr.)			
Retusa obtusa	Retusa spp.				Retusa spp.				Retusa spp.			
Retusa truncatula	Retusa spp.				Retusa spp.				Retusa spp.			
Retusa spp.	0.432	27	12	0.172	0.301	37	23	0.169	0.130			
Rissoa spp.	Hydrobia spp.				Hydrobia spp.				Hydrobia spp.			

## Fortsetzung Tab. A 3:

Art	FG→TG	n	N
Crustacea	0.118	8380	91
sonstige Crustaceen (2)	0.137	57	19
Amphipoda	0.108	72	28
Apherusa bispinosa	Amphipoda		
Bathyporeia pelagica	Pontoporeia femorata		
Calliopius laeviusculus	Amphipoda		
Caprella linearis	Amphipoda		
Corophium insidiosum	0.129	30	9
Corophium spp.	Corophium insidiosum		
Corophium volutator	Corophium insidiosum		
Crangon crangon	0.191 (3)		
Dexaminis spinosa	Amphipoda		
Diastylis rathkei	0.118	8293	61
Dulichie spp.	0.142	15	2
Gammarus spp.	Amphipoda		
Gastrosaccus spinifer	0.180	30	11
Hyperia galba	Amphipoda		
Idothea baltica	0.218	2	2
Microdeutopus gryllotalpa	Amphipoda		
Mysis mixta	Crangon crangon		
Phoxocephalus holboellii	Amphipoda		
Phthisica marina	Amphipoda		
Pontoporeia femorata	0.103	6	2
Pseudocuma longirostris	Diastylis rathkei		

s	TG→AFTG	n	N	s	FG→AFTG	n	N	s
0.035	0.669	32306	698	0.093	0.079			
0.049	0.839	594	176	0.112	0.115			
0.025	0.845	3856	1146	0.098	0.091			
	0.917	9	2	0.010	0.099			
	Pontoporeia femorata				Pontoporeia femorata			
	Amphipoda				Amphipoda			
0.054	0.838	72	22	0.172	0.108			
	Corophium insidiosum				Corophium insidiosum			
	Corophium insidiosum				Corophium insidiosum			
	0.907	11	9	0.065	0.173			
	Amphipoda				Amphipoda			
0.033	0.665	31530	438	0.088	0.078			
0.005	0.848	91	18	0.111	0.121			
	Amphipoda				Amphipoda			
0.153	0.869	182	84	0.122	0.157			
	Amphipoda				Amphipoda			
0.046	0.759	42	5	0.058	0.165			
	Amphipoda				Amphipoda			
	0.856	3	3	0.129	0.164			
	0.815	5	5	0.178	0.088			
	Amphipoda				Amphipoda			
0.019	0.845	350	104	0.098	0.087			
	Diastylis rathkei				Diastylis rathkei			

Fortsetzung Tab. A 3:

Art	FG→TG	n	N	s
Polychaeta (alls Arten)	0.168	6557	539	0.140
sonstige Polychaeten (4)	0.179	4419	412	0.125
Ampharete acutifrons	0.200	27	13	0.130
Ampharete finnarchica	Ampharete acutifrons			
Amphicteis gunneri	Polychaeta			
Amphitrite cirrata	Terebellides stroemi			
Anaitides maculata	0.139	99	26	0.026
Arenicola marina	Polychaeta			
Aricidea jeffreysii	0.239	16	9	0.119
Artacama spp.	Polychaeta			
Brada villosa	Polychaeta			
Capitella capitata	0.327	31	15	0.316
Chaetozone setosa	0.195	14	6	0.091
Eteone longa	0.251	30	23	0.152
Euchone papillosa	0.168	63	22	0.071
Eulalia bilineata	Anaitides maculata			
Eulalia viridis	Anaitides maculata			
Eumida sanguinea	Anaitides maculata			
Fabricia sabella	Polychaeta			
Flabelligera affinis	Polychaeta			
Gattyana cirrosa	Harmothoe sarsi			
Harmothoe imbricata	Harmothoe sarsi			
Harmothoe impar	Harmothoe sarsi			
Harmothoe longisetis	Harmothoe sarsi			
Harmothoe sarsi	0.147	110	37	0.59
Harmothoe spp.	Harmothoe sarsi			
Laonome kroeyeri	Euchone papillosa			
Lepidonotus squamatus	0.237	3	3	0.095
Lumbriclymene cylindricauda	Polychaeta			
Microphthalmus aberrans	Polychaeta			
Mysta barbata	Anaitides maculata			
Neanthes succinea	Nephtys spp.			
Nephtys spp.	0.180	341	37	0.022
Nereimyra punctata	0.173	13	9	0.101
Nereis diversicolor	Nephtys spp.			
Nereis pelagica	Nephtys spp.			
Nereis spp.	Nephtys spp.			
Nereis virans	Nephtys spp.			
Nicolea zostericola	Polychaeta			
Nicomache personata	Polychaeta			
Heteromastus filiformis	0.175	950	51	0.119
Ophelia rathkei	Polychaeta			
Paraonis fulgens	0.246	271	38	0.196
Paraonis gracilis	0.252	407	43	0.193
Pectinaria koreni	0.396	43	17	0.329
Pherusa plumosa	0.152	82	26	0.034
Phloe minuta	0.300	23	14	0.290
Phyllodoceidae	Anaitides maculata			
<b>Polycirrus medusa</b>	<b>Polychaeta</b>			
Polydora spp.	0.203	264	42	0.145
Polynoidae	Harmothoe sarsi			
Rhodine spp.	Heteromastus filiformis			
Pygospio elegans	Polydora spp.			
Rhodine spp.	Heteromastus filiformis			
Scalibregma inflatum	Polychaeta			
Scoloplos armaiger	0.149	2065	40	0.037
Spio filicornis	Polydora spp.			
Terebellides stroemi	0.136	1850	38	0.032
Trochochaeta multisetosa	Polychaeta			

TG→AFTG	n	N	s	FG→AFTG	n	N	s
0.788	36108	3567	0.153	0.133			
0.832	28590	2527	0.108	0.149			
0.840	447	159	0.124	0.168			
Ampharete acutifrons				Ampharete acutifrons			
Polychaeta				Polychaeta			
Terebellides stroemi				Terebellides stroemi			
0.894	1387	289	0.089	0.124			
Polychaeta				Polychaeta			
0.803	115	40	0.165	0.192			
Polychaeta				Polychaeta			
Polychaeta				Polychaeta			
0.736	693	49	0.099	0.241			
0.858	21	7	0.140	0.168			
0.831	50	27	0.158	0.208			
0.901	381	133	0.203	0.151			
0.859	12	9	0.195	0.120			
Anaitides maculata				Anaitides maculata			
0.863	9	4	0.157	0.120			
Polychaeta				Polychaeta			
0.699	23	4	0.024	0.118			
Harmothoe sarsi				Harmothoe sarsi			
0.885	82	39	0.077	0.130			
0.844	25	10	0.074	0.124			
Harmothoe sarsi				Harmothoe sarsi			
0.906	1303	356	0.062	0.133			
Harmothoe sarsi				Harmothoe sarsi			
0.919	25	16	0.105	0.154			
0.946	2	2	0.002	0.224			
Polychaeta				Polychaeta			
Polychaeta				Polychaeta			
Anaitides maculata				Anaitides maculata			
0.724	3	3	0.240	0.130			
0.742	341	37	0.021	0.133	341	37	0.015
0.860	110	46	0.111	0.149			
Nephtys spp.				Nephtys spp.			
Nephtys spp.				Nephtys spp.			
Nephtys spp.				Nephtys spp.			
Nephtys spp.				Nephtys spp.			
Polychaeta				Polychaeta			
Polychaeta				Polychaeta			
0.838	7394	407	0.068	0.146			
Polychaeta				Polychaeta			
0.848	1086	136	0.143	0.209			
0.897	2882	202	0.068	0.226			
0.520	2841	318	0.223	0.206			
0.590	1354	152	0.073	0.090			
0.776	551	54	0.144	0.232			
Anaitides maculata				Anaitides maculata			
0.417	2	2	0.118	0.070			
0.835	3645	167	0.124	0.169			
Harmothoe sarsi				Harmothoe sarsi			
Heteromastus filiformis				Heteromastus filiformis			
Polydora spp.				Polydora spp.			
Heteromastus filiformis				Heteromastus filiformis			
0.500	208	44	0.156	0.084			
0.793	7803	236	0.087	0.118			
0.841	41	25	0.152	0.171			
0.609	1099	110	0.080	0.083			
0.792	269	47	0.092	0.133			

Fortsetzung Tab. A 3:

Art	FG→TG	n	N	s	TG→AFTG	n
sonstige Fauna (5)	0.154	407	91	0.684	0.819	1971
Halicyptus spinulosus	0.076	293	52	0.031	0.861	1117
Friapulius caudatus	Halicyptus spinulosus				0.798	20
Asterias rubens	0.444	6	5	0.287	0.380	39
Ophiura albida	0.557	43	13	0.117	0.127	1793
Anthozoa	0.215	58	13	0.051	0.654	266
Actinia spp.	0.166	1	1		0.882	5
Thyonidium pellucidum	sonstige Fauna				sonstige Fauna	
Malcanpa spp.	0.219	55	10	0.049	0.637	246
Metridium senile	Anthozoa				Anthozoa	
Peachia hastata	Anthozoa				Anthozoa	
Sagartia spp.	Anthozoa				0.873	7
Tealia felina	Anthozoa				Anthozoa	
Nemertini	0.255	39	15	0.200	0.862	127
Nymphon gracile	0.167	1	1		0.971	2
Pycnogonum littorale	Crustacea				Crustacea	

- (1) Mollusken ohne Abra, Arctica, Astarte (für ARNTZ-Daten)
- (2) Crustaceen ohne Diastylis, Gastroaccus (für ARNTZ-Daten)
- (3) nach RUMOHR, BREY, ANKAR (1987)
- (4) Polychaeten ohne Nephtys, Pectinaria, Pherusa, Terebellides (für ARNTZ-Daten)
- (5) Sonstige ohne Ophiura (für ARNTZ-Daten)

N	s	FG→AFTG	n	N	s
549	0.135	0.125			
368	0.064	0.065			
15	0.144	0.061			
21	0.079	0.169			
230	0.089	0.071			
81	0.135	0.140			
3	0.052	0.147			
		sonstige Fauna			
65	0.123	0.139			
		Anthozoa			
6	0.084	0.187			
		Anthozoa			
62	0.119	0.220			
2	0.042	0.162			
		Crustacea			

Tab. A4

Liste aller Arten, die seit 1968 auf der Süderfahrt gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I = 1968 bis Aug. 1981	Station 18:	54 PN	= 100 %
		54 PN	= 100 %
		54 PN	= 100 %
II = Sept. 1981 bis 1983	Station 18:	16 PN	= 100 %
		16 PN	= 100 %
		16 PN	= 100 %
III = 1984 und 1985	Station 18:	15 PN (45 GP)	= 100 %
		15 PN (45 GP)	= 100 %
		15 PN (45 GP)	= 100 %

	Station 18			Station 19			Station 20		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
<b>MOLLUSCA</b>									
<i>Abra alba</i> Wood	89	50	87 (82)	85	50	87 (84)	96	53	93 (89)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	91	94	100 (64)	76	69	100 (78)	83	93	93 (78)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)					19	40 (13)	17	47	100 (93)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)		6			13	7 (2)	22	47	100 (98)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)				4			20	40	93 (93)
<i>Astarte</i> spp.	4			15	6		76	53	
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	6	13		13	50	27 (13)	69	40	100 (84)
<i>Cardium</i> spp.				2			2		
<i>Corbula gibba</i> (Olivier)	65	75	67 (51)	46	100	100 (98)	54	80	100 (96)
<i>Macoma baltica</i> (L.)	19			9	19	13 (7)	11	7	13 (4)
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	7			30			83		27 (13)
<i>Modiolaria marmorata</i> (Forbes)							94		
<i>Modiolaria nigra</i> Gray	15			41			2		
<i>Mya arenaria</i> (L.)									
<i>Mya truncata</i> L.	11	19	7 (2)	11	19	73 (36)	35	47	87 (62)
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	2	25	33 (11)	7	44	67 (60)	24	53	93 (93)
<i>Mytilus edulis</i> L.	11	44	33 (11)	13	38	20 (11)	9	27	47 (27)
<i>Nucula tenuis</i> (Montagu)				4		7 (2)	2		
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant	7	19	20 (13)	11	19	13 (11)	19	20	27 (16)
<i>Saxicava arctica</i> (L.)	2			2	13		4	27	20 (7)
<i>Acera bullata</i> O.F.Müller							4		
<i>Buccinum undatum</i> L.								7	
<i>Facelina drummondi</i> (Thompson)	2							13	47 (22)
<i>Hydrobia</i> spp.	2	6				13 (4)	2		
<i>Lepidochiton cinereus</i> (L.)					6			13	
<i>Retusa obtusa</i> (Montagu)					6		4	40	53 (27)
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguiere)								7	
<i>Rissoa</i> spp.									
<b>CRUSTACEA</b>									
<i>Bathyporeia pelagica</i>				2				7	
<i>Calliopius laeviusculus</i> (Krøyer)					6				7 (2)
<i>Caprella linearis</i> (L.)					13		4	20	13 (7)
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford							15		
<i>Corophium</i> spp.		6			13				7 (2)
<i>Crangon crangon</i> (L.)	98	100	93 (93)	100	100	100 (100)	100	100	100 (100)
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer)	2	6		4		13 (4)	4		20 (13)
<i>Dulichia</i> spp.		13					2		
<i>Gammarus</i> spp.	20	25		24	44	40 (24)	50	47	27 (18)
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	2		7 (2)		6				
<i>Mysis mixta</i> Lilljeborg					6				
<i>Phoxocephalus holboelli</i> (Krøyer)	2							7	53 (42)
<i>Ponthysica marina</i> Slabber									
<i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer			47 (33)			60 (42)			

Fortsetzung Tab. A 4:

	Station 18			Station 19			Station 20		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
<b>POLYCHAETA</b>									
Ampharete acutifrons (Grube)	9	13	53 (27)	11	25	80 (60)	24	20	80 (58)
Ampharete finsarchica M.Sars					6			7	
Amphitrite cirrata (O.F.Müller)				2					
Anaitides maculata (L.)	22	69	67 (62)	24	81	67 (60)	44	73	80 (60)
Aricidea jeffreysii (Mc Intosh)	24			22			44	40	67 (42)
Brada villosa (Rathke)	17			7			4		
Capitella capitata (Fabricius)	2	50	27 (9)		44	33 (13)		40	40 (18)
Chaetozone setosa Malmgren		13							
Eteone longa (Fabricius)	15	38	13 (7)	13	50	20 (7)	20	53	13 (4)
Euchone papillosa (M.Sars)	30	13	20 (7)	37	31	80 (56)	48	20	80 (76)
Eulalia viridis (L.)									7 (2)
Flabelligera affinis M.Sars	2								
Gattyana cirrosa (Pallas)							4		
Harmothoe imbricata (L.)	2		7 (2)			13 (4)	6	20	53 (20)
Harmothoe impar (Johnston)									7 (4)
Harmothoe sarsi (Kinberg)	20	69	87 (71)	15	75	87 (80)	30	80	87 (80)
Harmothoe spp.	31			44			50		
Heteromastus filiformis (Claparede)	67	88	100(100)	67	94	100(100)	80	87	100(100)
Laonome kroeyeri Malmgren	4					20 (7)	9		20 (7)
Lepidonotus squamatus (L.)							9	7	
Microphthalmus aberrans (Webster+Bened.)	2		7 (2)			7 (4)			7 (2)
Mysta barbata Malmgren				7			7		
Neanthes succinea Frey+Leuckart	2	19			13			7	20 (7)
Nephtys spp.	100	63	93 (87)	100	50	100 (89)	100	53	73 (51)
Nereis punctata (O.F.Müller)	2	25	13 (7)	2	19	7 (2)	19	33	47 (27)
Nereis diversicolor O.F.Müller									7 (2)
Nereis pelagica L.								13	
Nereis spp.				2			2	7	
Nichomache personata Johnson									7 (2)
Ophelia rathkei McIntosh				2			4		
Paraonis fulgens (Levinsen)	2	50	93 (64)		50	93 (76)	2	47	93 (64)
Paraonis gracilis (Tauber)	44	75	100 (84)	46	81	100 (93)	41	73	100 (89)
Pectinaria koreni Malmgren	41	31	73 (47)	72	69	73 (56)	65	80	100 (69)
Pherusa plumosa (O.F.Müller)	4	31	27 (9)	9	38	27 (9)	69	33	87 (67)
Pholoe minuta (Fabricius)	6	44	27 (13)	7	19	47 (33)	24	27	40 (29)
Polydora spp.	9	69	67 (40)	15	81	93 (78)	15	87	60 (29)
Pygospio elegans Claparede		6	7 (2)		6	7 (2)			7 (2)
Rhodine spp.	26			72			80		
Scalibregma inflatum Rathke	2		13 (7)	4		33 (24)	24		67 (49)
Scoloplos armiger (O.F.Müller)	70	50	67 (62)	91	44	80 (76)	98	53	80 (73)
Spio filicornis (O.F.Müller)		13	7 (2)	2	25	20 (7)	7	7	53 (29)
Terebellides stroemi M.Sars	94	38	7 (2)	96	44	13 (4)	100	40	67 (42)
Trochochaeta multisetosa (Oersted)	41	6	27 (18)	43		40 (18)	19		20 (7)
<b>SONSTIGE</b>									
Halicyptus spinulosus Von Siebold		75	100 (87)		81	100 (93)		80	100 (93)
Priapulus caudatus Lamarck	4			7	6		2	27	33 (18)
Asterias rubens L.	4		13 (4)	2		7 (2)	7	13	20 (7)
Ophiura albida Forbes	52	19	73 (40)	83	38	100 (96)	85	33	100(100)
Actinia equina		6			6			7	7 (2)
Thyonidium pellucidum (Fleming)							28		
Halocampa spp.	54	38	7 (2)	39	13	7 (2)	65	33	87 (49)
Metridium senile (L.)	2	6	7 (2)			7 (2)			7 (2)
Sagartia spp.					13	7 (2)			20 (9)
Nemertini	39			24	31	13 (4)	30	27	60 (22)
Nymphon gracile		6		2					7 (2)
Gesamtartenzahl :	54	43	38 (38)	52	50	48 (48)	64	56	63 (63)
davon > 50 %	10	14	16 (12)	10	15	20 (18)	19	16	33 (23)

Tab. A5

Liste aller Arten, die seit 1968 im Millionenviertel gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I = 1968 bis 1980	Station 14: 43 PN	= 100 %
	16: 43 PN	= 100 %
II = Juli 1982	Station 14: 1 PN	= 100 %
III = 1984 und 1985	Station 14: 9 PN (27 GP)	= 100 %
	16: 10 PN (30 GP)	= 100 %

	Station 14			Station 16	
	I	II	III	I	III
<b>MOLLUSCA</b>					
<i>Abra alba</i> Wood	81	100	100(100)	95	100 (97)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	100		100(100)	74	80 (60)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)	16		78 (67)		
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)	16		78 (63)	2	10 (3)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)	16		78 (63)		
<i>Astarte</i> spp.	77	100		7	
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	51		56 (26)	5	
<i>Cardium</i> spp.				2	
<i>Corbula gibba</i> (Olivier)	79		89 (67)	40	80 (60)
<i>Macoma baltica</i> (L.)	28		56 (48)	7	50 (37)
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	49		11 (4)	9	10 (3)
<i>Modiolaria nigra</i> Gray	86			9	
<i>Mya arenaria</i> (L.)	2				
<i>Mya truncata</i> L.	72		100 (78)	5	50 (20)
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	30		100 (89)	5	90 (70)
<i>Mytilus edulis</i> L.	14		22 (11)	7	30 (10)
<i>Nucula tenuis</i> (Montagu)	26		11 (4)		
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant	40			19	40 (13)
<i>Saxicava arctica</i> (L.)	2				
<i>Buccinum undatum</i> L.	7		11 (4)	2	
<i>Hydrobia</i> spp.			22 (7)		10 (3)
<i>Retusa obtusa</i> (Montagu)	2				
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguiere)	9		11 (7)		
<b>CRUSTACEA</b>					
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford	2		22 (15)		10 (7)
<i>Corophium</i> spp.	7				
<i>Corophium volutator</i> (Pallas)	2				
<i>Diastylis rathkei</i> (Kröyer)	100	100	100(100)	100	100(100)
<i>Dulichia</i> spp.	9		44 (30)	2	40 (33)
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	47	100	56 (33)	21	40 (17)
<i>Idothea baltica</i> (Pallas)	2				
<i>Phoxocephalus holboellii</i> (Kröyer)	5				
<i>Pontoporeia femorata</i> Kröyer	2		44 (19)		20 (7)

Fortsetzung Tab. A 5:

	Station 14			Station 16	
	I	II	III	I	III
<b>POLYCHAETA</b>					
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)	33	100	100 (67)	7	90 (53)
<i>Ampharete finnarchica</i> M.Sars					10 (3)
<i>Amphitrite cirrata</i> (O.F.Müller)				5	
<i>Anaitides maculata</i> (L.)	40		78 (56)	26	100 (90)
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)	58	100	44 (30)	26	10 (3)
<i>Artacama</i> spp.				2	
<i>Grada villosa</i> (Rathke)	12			49	
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)		100	22 (7)		30 (13)
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)	33		44 (15)	30	60 (27)
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)	19		67 (44)	35	100 (67)
<i>Eulalia bilineata</i> (Johnston)			11 (7)		
<i>Eumida sanguinea</i> (Oersted)					10 (7)
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)	2		33 (11)		40 (13)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	19	100	89 (63)	12	90 (77)
<i>Harmothoe</i> spp.	51			42	
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)	65	100	100 (96)	70	100(100)
<i>Laonome kroeyeri</i> Malmgren	2		22 (11)		30 (13)
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L.)	5				
<i>Mysta barbata</i> Malmgren	7				
<i>Nephtys</i> spp.	100	100	100(100)	100	100 (97)
<i>Nereis punctata</i> (O.F.Müller)	16		44 (22)		30 (10)
<i>Nereis</i> spp.	2				
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)	2	100	100 (78)		80 (63)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)	49	100	100 (96)	58	100 (97)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	91	100	100 (85)	47	70 (33)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	42		100 (78)	7	100 (80)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)	19		89 (81)	7	40 (33)
<i>Polycirrus medusa</i> Grube					10 (3)
<i>Polydora</i> spp.	14	100	100 (85)	12	100 (93)
<i>Rhodine</i> spp.	35		11 (7)	37	
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke	16		44 (30)	2	20 (7)
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	58	100	100(100)	77	100(100)
<i>Spio filicornis</i> (O.F.Müller)	2		67 (26)		20 (7)
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	91	100	100 (89)	93	100 (87)
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)	40		22 (11)	67	80 (60)
<b>SONSTIGE</b>					
<i>Halicryptus spinulosus</i> Von Siebold		100			40 (17)
<i>Priapulius caudatus</i> Lamarck			33 (11)	7	10 (3)
<i>Asterias rubens</i> L.	5		11 (4)	5	
<i>Ophiura albida</i> Forbes	93		89 (81)	93	80 (63)
<i>Thyonidium pellucidum</i> (Fleming)	2			2	
<i>Halcampa</i> spp.	40		56 (48)	33	
<i>Metridium senile</i> (L.)	2		11 (4)	2	20 (7)
<i>Nemertini</i>	30		44 (26)	30	20 (7)
<i>Pycnogonum littorale</i> Stroem	2			2	
<b>Gesamtartenzahl :</b>	65	17	52 (52)	48	47 (47)
davon > 50 %	16	17	29 (23)	10	23 (19)

Tab. A6

Liste aller Arten, die seit 1968 in der Hohwachter Bucht gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I = 1968 und 1969	Station 5:	4 PN	= 100 %
	6:	4 PN	= 100 %
II = Dez. 1981 bis 1983	Station 5:	7 PN	= 100 %
	6:	2 PN	= 100 %
III = 1984 und 1985	Station 5:	12 PN (36 GP)	= 100 %
	6:	11 PN (33 GP)	= 100 %

	Station 5			Station 6		
	I	II	III	I	II	III
<b>MOLLUSCA</b>						
<i>Abra alba</i> Wood	100	57	58 (47)	100		64 (55)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	100	57	67 (28)	100	50	82 (39)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)					50	9 (3)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)					50	
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu		14	42 (19)			9 (3)
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	100	100	100 (100)	100	100	82 (70)
<i>Macoma baltica</i> (L.)	100	14		100		
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	100					
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	100	57	83 (64)			73 (58)
<i>Mytilus edulis</i> L.	25	100	58 (28)	50	50	55 (24)
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant		29	42 (31)		50	27 (18)
<i>Acera bullata</i> O.F.Müller			8 (3)			
<i>Buccinum undatum</i> L.			8 (3)			
<i>Facelina drummondii</i> (Thompson)			8 (3)	50		9 (3)
<i>Hydrobia</i> spp.		14				27 (15)
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguiere)			25 (14)			9 (3)
<b>CRUSTACEA</b>						
<i>Bathyporeia pelagica</i>						9 (6)
<i>Caprella linearis</i> (L.)			8 (3)			9 (3)
<i>Crangon crangon</i> (L.)		29				18 (9)
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer)	100	86	83 (83)	100	100	100 (82)
<i>Dulichia</i> spp.						9 (3)
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	25	43	17 (11)		50	27 (9)
<i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer			8 (3)			
<b>POLYCHAETA</b>						
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)						18 (15)
<i>Anaitides maculata</i> (L.)	25	29	67 (36)			55 (36)
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)			8 (3)			
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	50	57	8 (3)	100	50	9 (3)
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)			8 (3)			
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)						9 (3)
<i>Eumida sanguinea</i> (Oersted)						18 (9)
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)						18 (9)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	100	71	75 (64)	75	50	82 (58)
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)		43	92 (58)		50	91 (58)
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L.)						9 (3)
<i>Microphthalmus aberrans</i> (Webster+Bened.)						9 (3)
<i>Neanthes succinea</i> Frey+Leuckart					50	9 (3)
<i>Nephtys</i> spp.	100	71	100 (94)	75	50	100 (97)
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Müller)	25			50		9 (3)
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)		29	75 (44)		50	82 (55)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)		43	8 (3)	25	100	27 (18)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	100	71	92 (83)	25	100	91 (82)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	50					9 (3)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)						9 (3)
<i>Polydora</i> spp.	25	100	100 (94)	25	100	100 (94)
<i>Pygospio elegans</i> Claparede		29				
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	25		8 (3)	75		18 (12)
<i>Spio filicornis</i> (O.F.Müller)			8 (3)		50	
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	75			75		
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)	25		17 (11)			18 (12)
<b>SONSTIGE</b>						
<i>Halicryptus spinulosus</i> Von Siebold	100	100	100 (67)	100	100	73 (45)
<i>Asterias rubens</i> L.			8 (3)			27 (12)
<i>Ophiura albida</i> Forbes		29	42 (14)		50	45 (33)
<i>Halcaampa</i> spp.					50	9 (3)
<i>Metridium senile</i> (L.)				75		9 (3)
Nemertini	25					
Gesamtartenzahl :	22	24	32 (32)	17	22	43 (43)
davon > 50 %	14	12	14 (9)	14	22	14 (10)

Tab. A7

Liste aller Arten, die seit 1968 in der Vejsnäs-Rinne gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

	Station 8		Station 9	
	I	III	I	III
I = 1968/69 und 1980	Station 8: 7 PN = 100 %		7 PN = 100 %	
III = 1984 und 1985	Station 8: 10 PN (30 GP) = 100 %		10 PN (30 GP) = 100 %	
	Station 8		Station 9	
	I	III	I	III
<b>MOLLUSCA</b>				
<i>Abra alba</i> Wood	71	60 (33)	71	90 (67)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	86	80 (50)	29	70 (33)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)			43	10 (3)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)	14		29	
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	29		43	
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	57	20 (10)	29	90 (43)
<i>Macoma baltica</i> (L.)			43	
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)			43	10 (3)
<i>Modiolaria nigra</i> Gray			14	
<i>Mya arenaria</i> (L.)			14	
<i>Mya truncata</i> L.			29	
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	57	10 (3)	86	90 (63)
<i>Mytilus edulis</i> L.			14	30 (10)
<i>Nucula tenuis</i> (Montagu)	29			
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant			14	40 (13)
<i>Saxicava arctica</i> (L.)			14	10 (7)
<i>Buccinum undatum</i> L.				10 (3)
<i>Facelina drummondii</i> (Thompson)		10 (3)		
<i>Lepidochiton cinereus</i> (L.)			14	
<b>CRUSTACEA</b>				
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford		10 (7)		10 (3)
<i>Corophium volutator</i> (Pallas)			14	
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer)	100	100(100)	100	100(100)
<i>Dulichia</i> spp.				20 (10)
<i>Gammarus</i> spp.			14	
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	29	10 (3)	14	30 (10)
<i>Phoxocephalus holboelli</i> (Krøyer)		10 (3)		
<i>Phthisica marina</i> Slabber			14	
<i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer		40 (20)		50 (30)
<b>POLYCHAETA</b>				
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)		20 (10)		60 (40)
<i>Amphitrite cirrata</i> (O.F.Müller)			14	
<i>Anaitides maculata</i> (L.)	29	80 (47)		60 (43)
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)				20 (7)
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	57	20 (10)	57	30 (17)
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)		10 (3)	14	20 (7)
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)	29		29	30 (17)
<i>Flabelligera affinis</i> M.Sars				10 (3)
<i>Gattyana cirrosa</i> (Pallas)			14	
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)	14		29	20 (7)
<i>Harmothoe impar</i> (Johnston)			14	10 (3)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	71	70 (60)	86	80 (67)
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)		100(100)		100 (93)
<i>Laonome kroeyeri</i> Malmgren				10 (7)
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L.)			14	
<i>Nephtys</i> spp.	57	90 (67)	100	100 (83)
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Müller)			14	
<i>Ophelia rathkei</i> McIntosh			14	
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)				60 (40)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)		30 (17)		90 (73)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	57	70 (40)	29	60 (43)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	14	20 (7)	43	20 (7)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)				30 (13)
<i>Polydora</i> spp.		30 (10)		60 (40)
<i>Rhodine</i> spp.	14			
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke			14	10 (3)
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	43	20 (7)	57	50 (27)
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	29		43	20 (13)
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)		40 (27)	29	20 (13)
<b>SONSTIGE</b>				
<i>Halicryptus spinulosus</i> Von Siebold	71	100 (80)	57	80 (53)
<i>Asterias rubens</i> L.			29	
<i>Ophiura albida</i> Forbes		10 (7)	14	40 (17)
<i>Thyonidium pellucidum</i> (Fleming)			29	
<i>Halcampa</i> spp.			29	20 (17)
<i>Nemertini</i>	14		29	10 (7)
Gesamtartenzahl :	22	25 (25)	45	42 (42)
davon ≥ 50 %	10	9 (6)	8	17 (8)

Tab. A8

Liste aller Arten, die seit 1968 in der Dorschmulde (Station 4) gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I	= 1968 und 1969	6 PN	= 100 %
II	= Dezember 1981 bis 1983	9 PN	= 100 %
III	= 1984 und 1985	12 PN (36 GP)	= 100 %

	I	II	III
	-----		
<b>MOLLUSCA</b>			
<i>Abra alba</i> Wood	67	33	67 (58)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	50	89	58 (22)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)	17	11	8 (6)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)		11	17 (6)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)	33	11	8 (3)
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	33		33 (19)
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	50	89	100 (75)
<i>Macoma baltica</i> (L.)	17	11	8 (3)
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	33		
<i>Modiolaria marmorata</i> (Forbes)	17		8 (3)
<i>Modiolaria nigra</i> Gray	33		
<i>Mya truncata</i> L.		22	33 (14)
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	17	67	75 (53)
<i>Mytilus edulis</i> L.	33	33	
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant		11	25 (14)
<i>Hydrobia</i> spp.		22	
<b>CRUSTACEA</b>			
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer)	100	100	92 (81)
<i>Dulichia</i> spp.			8 (3)
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	50	44	25 (14)
<i>Idothea baltica</i> (Pallas)			8 (3)
<i>Mysis mixta</i> Lilljeborg			17 (6)
<i>Phthisica marina</i> Slabber	17		
<i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer			17 (8)
<b>POLYCHAETA</b>			
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)		11	67 (42)
<i>Anatides maculata</i> (L.)		33	67 (50)
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)	17		
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	50	56	17 (14)
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)	33	33	8 (3)
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)	33		
<i>Gattyana cirrosa</i> (Pallas)	17		
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)	33		8 (3)
<i>Harmothoe impar</i> (Johnston)			8 (3)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	67	67	92 (58)
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)		89	100 (86)
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L.)		11	
<i>Nephtys</i> spp.	83	67	100 (89)
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Müller)	33	11	
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)			75 (31)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)	17	22	100 (83)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	33	67	83 (50)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	33		42 (22)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)		11	8 (3)
<i>Polydora</i> spp.		100	58 (44)
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke	33		
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	33	22	25 (8)
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	83	11	17 (8)
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)	17		17 (6)
<b>SONSTIGE</b>			
<i>Halicryptus spinulosus</i> Von Siebold	17	100	100 (81)
<i>Ophiura albida</i> Forbes		11	67 (53)
<i>Halocampa</i> spp.	50	22	8 (3)
<i>Sagartia</i> spp.		11	
<i>Tealia felina</i> L.		11	
Nemertini	17	11	8 (3)
Gesamtartenzahl :	34	35	40 (40)
davon > 50 %	10	11	16 (12)

Tab. A9

Liste aller Arten, die seit 1968 im Westgebiet gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I = 1968 und 1969	Station 1:	6 PN	= 100 %
	2:	6 PN	= 100 %
II = Dez. 1981 bis 1983	Station 1:	10 PN	= 100 %
	2:	10 PN	= 100 %
	3:	2 PN	= 100 %
III = 1984 und 1985	Station 1:	10 PN (30 GP)	= 100 %
	2:	12 PN (36 GP)	= 100 %
	3:	10 PN (30 GP)	= 100 %

	Station 1			Station 2			Station 3	
	I	II	III	I	II	III	II	III
<b>MOLLUSCA</b>								
<i>Abra alba</i> Wood		30		100	50	67 (50)		80 (60)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	17	20		33	70	42 (14)	100	80 (50)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)								20 (7)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)				17				
<i>Cardium edule</i> L.					10			
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu					10	8 (3)		
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	17	20			90	42 (36)	50	50 (43)
<i>Macoma baltica</i> (L.)		30	20 (10)	17	30	8 (8)	50	
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)				33				
<i>Mya truncata</i> L.		10		17	30			
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)		20		33	30	100 (86)		80 (73)
<i>Mytilus edulis</i> L.		20	10 (7)		60	17 (17)	50	10 (3)
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant			10 (3)			25 (11)		10 (10)
<i>Hydrobia</i> spp.		10	10 (3)		20			
<i>Rissoa</i> spp.	17							
<b>CRUSTACEA</b>								
<i>Bathyporeia pelagica</i>	17							
<i>Caprella linearis</i> (L.)			20 (7)					
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford		10	20 (7)					
<i>Crangon crangon</i> (L.)					10			
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer)	83	80	80 (77)	100	100	83 (83)	100	100 (93)
<i>Dulichia</i> spp.			10 (3)			17 (6)		
<i>Gammarus</i> spp.		10						
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)		20	10 (3)	33	20	25 (11)	100	10 (3)
<i>Phoxocephalus holboellii</i> (Krøyer)						8 (3)		
<i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer					10	8 (3)		
<b>POLYCHAETA</b>								
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)						42 (28)		30 (17)
<i>Anatides maculata</i> (L.)	17	20	70 (43)	17	50	58 (39)	100	60 (30)
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	50	60	60 (40)	67	70	33 (28)	100	10 (10)
<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren						10		
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)		20	10 (3)	17	20	8 (3)		
<i>Euchoe papillosa</i> (M.Sars)								20 (7)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	50	60	60 (57)	50	80	92 (67)	50	90 (67)
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)		10	10 (3)		30	92 (58)	100	100 (67)
<i>Microphthalmus aberrans</i> (Webster+Bened.)								10 (7)
<i>Neanthes succinea</i> Frey+Leuckart					20		50	
<i>Nephtys</i> spp.		10		100	40	92 (78)	100	90 (77)
<i>Nereis punctata</i> (O.F.Müller)								10 (3)
<i>Nereis</i> spp.	17							
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)			10 (3)		20	42 (19)	50	70 (47)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)		10			50	8 (3)	50	60 (43)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren		10	40 (23)	33	70	67 (53)	100	80 (70)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)			10 (3)			8 (3)		10 (7)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)		10						
<i>Polydora</i> spp.		60	80 (60)		80	67 (47)	100	80 (60)
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)		20	10 (3)		40	8 (3)		10 (3)
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars				50				
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)			10 (3)			25 (8)		40 (13)
<b>SONSTIGE</b>								
<i>Halicryptus spinulosus</i> Von Siebold	100	60	80 (53)	83	90	83 (47)	100	100 (70)
<i>Asterias rubens</i> L.			10 (7)		10			
<i>Ophiura albida</i> Forbes		10	20 (10)		10	8 (6)		20 (10)
<i>Halca</i> spp.		10	10 (3)					
<i>Metridium senile</i> (L.)				17				
<i>Sagartia</i> spp.						8 (3)	50	
<i>Nemertini</i>			20 (7)					
Gesamtartenzahl :	10	26	25 (25)	18	30	30 (30)	18	27 (27)
davon > 50 %	4	5	6 (4)	7	12	10 (7)	18	14 (10)

Tab. A10

Liste aller Arten, die seit 1977 bei Boknis Eck (Station 10) gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

I	= 1977 bis August 1981	16 PN	= 100 %
II	= September 1981 bis 1983	14 PN	= 100 %
III	= 1984 und 1985	11 PN (= 33 GP)	= 100 %

	I	II	III
	-----		
<b>MOLLUSCA</b>			
<i>Abra alba</i> Wood	94	71	100 (88)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	81	71	73 (45)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)	13	43	100 (85)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)	6	36	91 (61)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)		14	18 (6)
<i>Astarte</i> spp.		29	
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	31	50	9 (3)
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	81	86	91 (67)
<i>Macoma baltica</i> (L.)	56	57	100 (97)
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	38	7	45 (33)
<i>Modiolaria marmorata</i> (Forbes)	13		
<i>Modiolaria nigra</i> Gray	25	14	82 (48)
<i>Mya truncata</i> L.	88	57	100 (88)
<i>Myselia bidentata</i> (Montagu)	69	57	100(100)
<i>Mytilus edulis</i> L.	25	29	36 (15)
<i>Phaxas pelucidus</i> Pennant	38	14	9 (3)
<i>Saxicava arctica</i> (L.)		7	
<i>Acera bullata</i> O.F.Müller		7	27 (15)
<i>Buccinum undatum</i> L.	6		
<i>Cadlina obvelata</i> (O.F.Müller)		7	
<i>Facelina drummondi</i> (Thompson)		7	9 (3)
<i>Hydrobia</i> spp.		29	91 (64)
<i>Littorina saxatilis</i> (Olivi)	6		
<i>Onchidora depressa</i>			9 (3)
<i>Philine aperta</i> (L.)	50		
<i>Retusa obtusa</i> (Montagu)	6		
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguere)		36	18 (9)
<i>Rissoa</i> spp.		7	18 (6)
<b>CRUSTACEA</b>			
<i>Apherusa bispinosa</i>			9 (6)
<i>Caprella linearis</i> (L.)	13		27 (12)
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford		21	64 (21)
<i>Corophium</i> spp.	13		
<i>Crangon crangon</i> (L.)	6	7	
<i>Dexamine spinosa</i> (Montagu)	13		
<i>Diastylis rathkei</i> (Kröyer)	100	100	100 (94)
<i>Dulichia</i> spp.			9 (3)
<i>Gammarus</i> spp.		7	
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	44	36	45 (30)
<i>Hyperia galba</i> Montagu	6		
<i>Idothea baltica</i> (Pallas)	13	21	9 (3)
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Da Costa		14	9 (3)
<i>Mysis mixta</i> Lilljeborg	6		
<i>Phoxocephalus holboellii</i> (Kröyer)	13		27 (9)
<i>Phthisica marina</i> Slabber	19		9 (9)
<i>Pontoporeia femorata</i> Kröyer		7	45 (24)

Fortsetzung Tab. A 10:

	I	II	III
<b>POLYCHAETA</b>			
Ampharete acutifrons (Grube)		36	91 (58)
Amphicteis gunneri (M.Sars)	38		
Anatides maculata (L.)		86	100 (73)
Arenicola marina (L.)		14	
Aricidea jeffreysii (Mc Intosh)		21	64 (33)
Capitella capitata (Fabricius)	13	43	36 (15)
Chaetozone setosa Malmgren		14	18 (12)
Eteone longa (Fabricius)		29	36 (15)
Euchone papillosa (M.Sars)	75	21	91 (58)
Eulalia bilineata (Johnston)		14	36 (18)
Eumida sanguinea (Oersted)		7	
Fabricia sabella (Ehrenberg)		7	
Flabelligera affinis M.Sars		7	9 (6)
Harmothoe imbricata (L.)	50	7	36 (21)
Harmothoe impar (Johnston)	19	7	
Harmothoe sarsi (Kinberg)	100	86	91 (70)
Heteromastus filiformis (Claparede)		57	45 (21)
Laonome kroeyeri Malmgren		7	
Lepidonotus squamatus (L.)		7	
Lumbriclymene cylindricauda		7	
Microphthalma aberrans (Webster+Bened).		7	
Nephtys spp.	94	79	100(100)
Nereis punctata (O.F.Müller)	44	14	18 (6)
Nereis diversicolor O.F.Müller		7	
Nicolea zostericola (Oersted)		14	
Paraonis fulgens (Levinsen)		7	45 (30)
Paraonis gracilis (Tauber)		36	27 (15)
Pectinaria koreni Malmgren	100	86	100 (94)
Pherusa plumosa (O.F.Müller)	25	43	100 (67)
Pholoe minuta (Fabricius)		43	100 (79)
Phyllodoceidae	63		
Polycirrus medusa Grube		7	
Polydora spp.		79	100 (94)
Pygospio elegans Claparede		7	9 (9)
Rhodine spp.	6		
Scalibregma inflatum Rathke	31		18 (12)
Scoloplos armiger (O.F.Müller)	100	79	100(100)
Spio filicornis (O.F.Müller)	50	21	18 (12)
Terebellides stroemi M.Sars	94	43	73 (55)
Trochochaeta multisetosa (Oersted)	69	7	27 (18)
<b>SONSTIGE</b>			
Halicryptus spinulosus Von Siebold		64	73 (33)
Priapulus caudatus Lamarck		7	
Asterias rubens L.	38	14	27 (12)
Ophiura albida Forbes	69	43	73 (58)
Actinia spp.	25		
Halcapa spp.	6	36	64 (36)
Nemertini	69	36	91 (52)
Nymphon gracile			9 (3)
<b>Gesamtartenzahl :</b>	<b>51</b>	<b>72</b>	<b>63 (63)</b>
<b>davon ≥ 50 %</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>28 (22)</b>

Tab. A11

Liste aller Arten, die 1984/1985 in der Wattenbergrinne (Station 7) gefunden wurden. Angegeben ist in Prozent, wie häufig jede Art in den Proben vertreten war. Eine Probennahme (PN) entspricht 3 Greiferproben (GP).

11 PN (33 GP) = 100 %

MOLLUSCA

<i>Abra alba</i> Wood	82 (76)
<i>Arctica islandica</i> (L.)	45 (24)
<i>Astarte borealis</i> (Schumacher)	55 (45)
<i>Astarte elliptica</i> (Brown)	73 (48)
<i>Astarte montagui</i> (Dillwyn)	64 (45)
<i>Cardium fasciatum</i> Montagu	18 (6)
<i>Corbula gibba</i> (Olivi)	18 (9)
<i>Macoma calcarea</i> (Gmelin)	9 (3)
<i>Modiolaria nigra</i> Gray	36 (15)
<i>Mya truncata</i> L.	91 (61)
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu)	91 (88)
<i>Mytilus edulis</i> L.	55 (18)
<i>Saxicava arctica</i> (L.)	27 (15)
<i>Hydrobia</i> spp.	27 (12)

CRUSTACEA

<i>Corophium insidiosum</i> Crawford	55 (30)
<i>Corophium volutator</i> (Pallas)	9 (3)
<i>Diastylis rathkei</i> (Kröyer)	100 (91)
<i>Dulichia</i> spp.	18 (12)
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes)	55 (45)
<i>Phoxocephalus holboellii</i> (Kröyer)	18 (6)
<i>Phthisica marina</i> Slabber	9 (3)
<i>Pontoporeia femorata</i> Kröyer	73 (58)

POLYCHAETA

<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube)	73 (45)
<i>Anaitides maculata</i> (L.)	91 (67)
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)	9 (3)
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	27 (9)
<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren	27 (15)
<i>Eteone longa</i> (Fabricius)	45 (21)
<i>Euchone papillosa</i> (M.Sars)	55 (52)
<i>Eulalia bilineata</i> (Johnston)	27 (12)
<i>Eumida sanguinea</i> (Oersted)	9 (6)
<i>Harmothoe imbricata</i> (L.)	45 (24)
<i>Harmothoe impar</i> (Johnston)	27 (15)
<i>Harmothoe sarsi</i> (Kinberg)	82 (61)
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede)	73 (45)
<i>Laonome kroeyeri</i> Malmgren	9 (6)
<i>Lepidonotus squamatus</i> (L.)	9 (3)
<i>Microphthalmus aberrans</i> (Webster+Bened.)	9 (3)
<i>Nephtys</i> spp.	82 (73)
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Müller)	91 (67)
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)	18 (9)
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber)	9 (3)
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren	45 (21)
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Müller)	82 (76)
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius)	45 (27)
<i>Polydora</i> spp.	73 (58)
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller)	64 (61)
<i>Spio filicornis</i> (O.F.Müller)	27 (9)
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars	45 (30)
<i>Trochochaeta multisetosa</i> (Oersted)	18 (6)

SONSTIGE

<i>Halicyptus spinulosus</i> Von Siebold	82 (61)
<i>Prispulus caudatus</i> Lamarck	9 (6)
<i>Asterias rubens</i> L.	27 (9)
<i>Ophiura albida</i> Forbes	45 (27)
<i>Halcapa</i> spp.	9 (6)
Nemertini	73 (45)

Gesamtartenzahl : 56 (56)  
davon  $\geq$  50 % 23 (14)