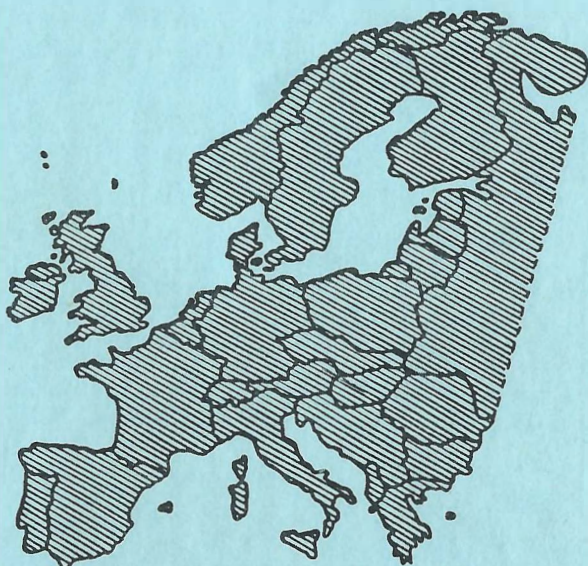


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 1



Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA

80000

-1



Universität Rostock

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 1

**Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1993**

HERAUSGEBER: Der Rektor der Universität Rostock

REDAKTIONSKOLLEGIUM: Dr. Günter Arlt
Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof.Dr. Helmut Pankow
Prof.Dr. Ulrich Schiewer
Prof.Dr. Günter Schlungbaum

WISSENSCHAFTLICHE LEITUNG: Prof.Dr. Ernst A. Arndt

HERSTELLUNG der DRUCKVORLAGE: Ing. Elisabeth Bründel

REDAKTIONSSCHLUß: Dezember 1992

ZITAT KURZTITEL: Rostock. Meeresbiolog. Beitr.
ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Wissenschaftspublizistik, Postfach 999, O-2500 Rostock 1

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock, Universitätsbibliothek, Schriftentausch
Postfach 999, O-2500 Rostock 1

Universität Rostock, Wissenschaftspublizistik
Postfach 999, O-2500 Rostock 1

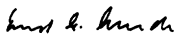
DRUCK: Universitätsdruckerei 329/93

Es ist uns eine Freude, Ihnen mitteilen zu können, daß die "Meeresbiologischen Beiträge" aus dem Fachbereich Biologie, wie sie seit 1972 im Rahmen der Universitätszeitschrift, Math.-Naturwiss. Reihe publiziert wurden, (letzte Ausgabe Heft 18, 1990), als eigenständige Reihe weitergeführt werden können.

Sie erhalten die neue Reihe unter dem Titel "Rostocker Meeresbiologische Beiträge", die mit Heft 1 beginnt und damit die alte Reihe, Meeresbiologische Beiträge (Heft 19), fortsetzt. Es ist uns gelungen, das Layout und das Format zu optimieren.

Wir hoffen, daß die Neue, den internationalen Gepflogenheiten entsprechend, von Ihnen akzeptiert wird.

Wie erwarten und hoffen weitere gute Zusammenarbeit.



Prof.Dr. Ernst A. Arndt

Wissenschaftlicher Leiter

It is a pleasure for us to announce a new lay out and a new format of the "Meeresbiologische Beiträge aus der Sektion Biologie", published till now within the frame of the "University Press Rostock Series Math.-Nat.". The volume (1991)19 should be the volume 1 of "Rostocker Meeresbiologische Beiträge (1993) within the frame of the University of Rostock with the Rektor as the editor.

We hope we can continue our fruitful cooperation in the future.



Prof.Dr. Ernst A. Arndt

Inhalt

Contents

	Seite
Abstract	5 - 7
BICK, Andreas; ARLT, Günter The influence of <i>Hediste diversicolor</i> (O.F. MÜLLER, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea) Der Einfluß von <i>Hediste diversicolor</i> (O.F. MÜLLER, 1776) auf das Makro- und Meiozoobenthos einer flachen Küstenregion der Mecklenburger Bucht (westliche Ostsee)	9 - 24
HEERKLO SS, Reinhard; SCHIEWER, Ulrich; WASMUND, Norbert; KÜHNER, Eugen A long-term study of Zooplankton succession in enclosures with Special reference to <i>Eurytemora affinis</i> (POPPE); Calanoida, Copepoda Eine Langzeituntersuchung zur Zooplankton-Sukzession in Labormesokosmen unter besonderer Berücksichtigung von <i>Eurytemora affinis</i> (POPPE), Calanoida, Copepoda	25 - 35
NAUSCH, Günther; SCHLUNGBAUM, Günter Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern XXXII. Langzeitvergleiche zur Sedimentdynamik in flachen eutrophen Küstengewässern, dargestellt am Beispiel des Barther Boddens (Darß-Zingster Boddengewässer, südliche Ostsee) Sediment Chemical investigations in coastal waters XXXII. Long-term comparisons of the dynamic of Sediments in shallow eutrophic coastal waters, demonstrated on the example of the Barther Bodden (Darß-Zingst bodden chain, southern Baltic)	37 - 46
WASMUND, Norbert Der Sauerstoffbedarf des Sediments in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee) The oxygen demand of Sediments in the Darß-Zingst coastal waters (southern Baltic Sea)	47 - 59
SCHIEWER, Ulrich; MADSEN, Lene Fluorometry - a method for ecotoxicological purposes Fluorometrie - eine Methode für ökotoxikologische Fragestellungen	61 - 75

JÖNSSON, Nils; RICHTER, Thomas	77 - 86
Fangstatistik von Heringsreusen - eine unterstützende Methode der Analyse des Wanderverhaltens des Rügenschens Frühjahrsherings (<i>Clupea harengus</i> L.)	
Statistics of herring pound net catches - a supporting method for the migration-behaviour analysis of the springspawning Rügen-herring (<i>Clupea harengus</i> L.)	
MEHNER, Thomas	87 - 94
Einige Angaben zum Jungfischauflkommen im Freiwasser des Barther Stroms im Frühjahr 1990	
Some details about yield of young-of-year fish in the pelagial of the Barther Strom in spring 1990	
WINKLER, Helmut M.; THIEL, Ralf	95 - 104
Beobachtungen zum aktuellen Vorkommen wenig beachteter Kleinfischarten an der Ostseeküste Mecklenburgs und Vorpommerns (Nordostdeutschland)	
Observations into the actual occurrence of some small fish species on the Baltic coast of Mecklenburg and Vorpommern (Northeast-Germany)	
KLINKHARDT, Manfred B.	105 - 115
Optimierung einer Methode zur Chromosomenpräparation aus Fischlaich	
Optimisation of a method for chromosome preparation from fish eggs	
JEROSCHEWSKI, Paul; SCHMUHL, Andreas	117 - 122
Coulometrische Herstellung von Schwefelwasserstoff-Standardlösungen	
Coulometric generation of hydrogen sulfide Standard Solutions	
AUTORENREFERATE	123 - 126
eine Auswahl der an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock, FB Biologie, verteidigten Dissertationen (1988-1992)	

Abstract

The influence of *Hediste diversicolor* (O.F. MÜLLER, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea) / Bick, A.; Arlt, G. - In: Rostock. Meeresbilog. Beitr. (1993)1, S. 9-24

Short-term box experiments were performed in a sheltered shallow water area in the southern part of Mecklenburg Bay (Baltic Sea) to investigate the direct influence of *Hediste diversicolor* on the benthic macrofauna and meiofauna. Among the macrofauna, only the amphipod *Corophium volutator* was definitely negatively affected by the unnaturally high individual numbers of this polychaet, and natural populations of this species are probably also controlled in the same manner. No significant influence was ascertained in the infaunal polychaets and oligochaetes. Besides a slight increase in nematode abundances, the permanent meiofauna showed no appreciable response to higher *H. diversicolor* density. Since the artificially enlarged individual number of *H. diversicolor* in the boxes obviously decreased during the experiments, it is assumed that the population density of this polychaet is mainly controlled by intraspecific interactions such as cannibalism and competition for space and food.

A long-term study of Zooplankton succession in enclosures with Special reference to *Eurytemora affinis* (POPPE), Calanoida, Copepoda / Heerkloß, R.; Schiewer, U.; Wasmund, N.; Kühnen, E. - In: Rostock. Meeresbilog. Beitr. (1993)1, S. 25-35

The succession of Zooplankton in water collected from the Darß-Zingst estuary (Southern Baltic) was studied in three 90-litre compartments under defined light and temperature conditions for 15 months. The brackish water copepod *Eurytemora affinis* (Pope) was dominant in all three compartments. Conclusions are drawn from the results concerning the causes of the rather fast decline of the spring population peak of this species, which is observed regularly in the Darss-Zingst estuary. The results indicate to an inhibitory effect of the cyanobacterium *Gomphosphaeria pusilla* on *E. affinis* and to an increase of nauplian mortality by cannibalism.

Sediment chemical investigations in coastal waters XXXII. Long-term comparisons of the dynamic of Sediments in shallow eutrophic coastal waters, demonstrated on the example of the Barther Bodden (Darss-Zingst bodden chain, southern Baltic) / Nausch, G.; Schlungbaum, G. - In: Rostock. Meeresbilog. Beitr. (1993)1, S.37-46

After a mapping out of the Sediments of the Barther Bodden, repeated between 1977-1980 four times, a new survey of the sediment quality of the same area was done in 1990. The aim was to find out possible long term variations. The investigations were performed by the same method using a 100-point-net with a distance between the stations in any direction of 500m. Summing up all five surveys we could not find in a period of around 15 years an evidence of increasing accumulation. This has to be evaluated rather as a result of an intensive turnover rate of the substances than as a evidence of lower loading out of the catchment area.

The oxygen demand of Sediments in the Darss-Zingst coastal waters (southern Baltic Sea) / Wasmund, N. - In: Rostock. Meeresbilog. Beitr. (1993)1, S. 47-59

The biologic-chemical oxygen demand of undisturbed sediment cores was determined *in situ* at two Sites of a shallow coastal water of the southern Baltic Sea, the so-called Darss-Zingst

Bodden Chain. The highest values (up to $130 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) were recorded in May/June. The means of the four years of investigation varied between 23.6 and $61.1 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. About 65 % of the biologic-chemical oxygen demand were due to pure chemical oxygen consumption. The biologic-chemical oxygen demand was correlated with water temperature. It decreased with increasing exposition to waves. In the course of the day, the highest biologic-chemical oxygen demand was recorded in the afternoon.

Fluorometry - a method for ecotoxicological purposes / Schiewer, U.; Madsen, L. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S. 61-75

A screening method based on in vivo fluorescence measurements for ecotoxicological purposes is described. Comparative studies involving measurements of the growth rate and the rate of photosynthesis of different algae species (*Phaeodactylum tricornutum*, *Skeletonema costatum*, *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus subspicatus*). The influences of (3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethyl urea (DCMU), 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D), 4-chlor-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) and 4-nitrophenol (4-NP) and various kinds of waste water show that the results obtained by fluorometry are consistent with those obtained by the conventional methods. Compared with other methods, fluorescence measurements are quick, simple and cheap while simultaneously yielding more information.

Statistics of herring pound net catches - a supporting method for the migration-behaviour analysis of the springspawning Rügen-herring / Jönsson, N.; Richter, T. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S.77-86

A catch statistic - on a daily basis - of 97 herring pound nets shows a proper supplement to the results of former tagging-experiments. A comparison of the mean-herring-catches and the rough maturity-stages of that poundnet-herring makes it possible to characterize migration routes to and from the spawning areas.

Some details about yield of young-of-year fish in the pelagial of the Barther Strom in spring 1990 / Mehner, Th. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S. 87-94

From May to July 1990 we investigated the species composition of y-o-y fish in the pelagial of the Barther Strom using a bongo net. At first composition is dominated by herring (*Clupea harengus*) and perch (*Perca fluviatilis*), in late spring predominate goby larvae (*Pomatoschistus microps* and *P. minutus*). The maximum abundances for herring and perch achieve 24.6 ind/m^2 and 13.45 ind/m^2 , respectively. These values result in maximum of freshweight of 913 and 680 mg/m^2 . In opposition to the highest abundance of 8.5 ind/m^2 for gobies we found only small fresh weights. A plain feeding influence on copepod populations may be assumed.

Observations into the actual occurrence of some small fish species on the Baltic coast of Mecklenburg and Vorpommern (Northeast-Germany) / Winkler, H.M.; Thiel, R. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S. 95-104

This article presents records of noncommercial species on the coast of Mecklenburg-Vorpommern which have been carried out during the last 15 years. These records include 3 species of Gasterosteidae, 3 species of Syngnathidae, 5 species of Cottidae, 1 species

of Pholidae, 2 species of Ammodytidae and 5 species of Gobüdae. A critical discussion of the results has been performed using literature which refers to the investigation area. Observations of Syngnathus rostellatus and Aphia minuta are first records.

Optimisation of a method for chromosome preparation from fish eggs / Klinkhardt, M. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S. 105-115

An effective method for chromosome preparation from fish eggs has been tested. Optimal conditions for demonstration of metaphasis plates were determined in some experiments. The best moment for chromosome preparation lies in the first half of the period of egg development. A 6 hours treatment with colchizin (0,02%) and hypotonisation (0,075 M KCL or 0,8% Sodiumcitrate) for 1 hour is recommendable.

Coulometric generation of hydrogen sulfide standard solutions / Jeroschewski, P.; Schmul, A. - In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1993) 1, S. 117-122

The calibration of hydrogen sulfide/sulfide measuring systems is time-consuming and uncertain, especially at the ppm- and ppb-level. A Coulometric H₂S/sulfide generator was therefore developed to overcome all common problems and serve as a source for standard solutions in the concentration range of 8 ppb to 25 ppm hydrogen sulfide. The equipment is also suitable for on-site calibrations.

Andreas Bick; Günter Arlt

The influence of *Hediste diversicolor* (O.F. MÜLLER, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea)

Introduction

The purpose of many ecological studies is to identify interactions between faunistic ecosystem components by means of laboratory and field experiments. It has often been shown that abiotic and biotic factors such as competition, disturbance and predation influence the composition and dynamics of macrobenthos communities (REISE, 1977; COMMITO and AMBROSE, 1985; AMBROSE, 1986; BEUKEMA, 1987; KIKUCHI, 1987; REDMOND and SCOTT, 1989; COMMITO and BANCAVAGE, 1989; MATILA and BONSDORFF, 1989; HILL et al., 1990).

Experiments have also been performed to detect interactions between macrofauna and meiofauna (BELL & Coull, 1978; REISE, 1979; GEE et al., 1985; ALONGI and TENORE, 1985).

The interactions between Nereidae and infauna that are common in shallow water and are fairly easily handled have been a major topic of study (COMMITO, 1982; REISE, 1979b; COMMITO and SCHRADER, 1985; OLAFSON and PERSSON 1986; RÖNN et al., 1988).

The purpose of our studies was to investigate the influence of the omnivorous *H. diversicolor* on the infauna of a shallow water region in the southern Baltic Sea. *H. diversicolor* achieves abundances of between 5,000 and 15,000 ind · m⁻² (individual dominances up to 15 %) in the investigation area and is thus a major component of the macrofauna. It therefore seemed likely that its carnivorous feeding habits can affect community structure.

To detect direct influences on both the macrozoobenthos and meiozoobenthos and to reduce box effects, we performed short term experiments. ,

Investigation area

The investigation area is situated in a relatively sheltered shallow region in the southern part of Mecklenburg Bay (Fig. 1). Wind-induced water level fluctuations never exceeded 1 m during the experiments and were superimposed on the regular tidal range of about 0.2 m. Water temperatures were subject to normal fluctuations; they rose to 22° C in summer and dropped to about 0° C

in winter. The salinity varied between 10.5 ‰ in summer and 16.5 ‰ in winter. The boxes used for the experiments were about 50 m from the shore, where the water was about 0.5 m deep. The sediment was mineral in character, and its mean grain size varied from 0.23 to 0.31 mm. The water content of the sediment was about 25 %ww. Its organic content varied seasonally, reaching 1.5 % dw in late summer and dropping to 0.4 % dw in winter. The characteristic macrozoobenthos species of the region were *Hydrobia ventrosa*, *Hediste diversicolor* and *Corophium volutator*. They achieved mean individual dominances of around 80 %.

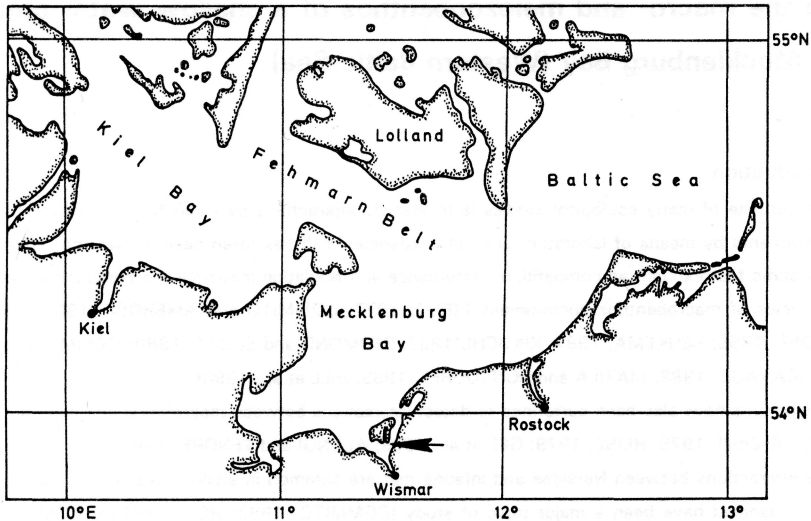


Fig. 1 Investigation area (arrow) in Mecklenburg Bay

Material and methods

Four box experiments were performed from April to September to investigate the direct influence of *H. diversicolor* on the macrofauna and meiofauna. The boxes consisted of PVC tubes. The diameter of the box used for experiment 1 was 19.5 cm (about 300 cm²). Boxes with a diameter of 10.5 cm (about 87 cm²) were used for experiments 2 to 4.

The boxes were pushed into the sediment to a depth of 20 to 25 cm by carefully turning and pressing them to avoid disturbing the presediment as far as possible. The top edges of the boxes were 10 to 15 cm above the sediment surface after installation.

After a defined number of *H. diversicolor* of alength of 15 - 50 mm (Table 1) had been placed in each box, the boxes were covered with gauze (mesh size: 0.1 mm). Inspection at the end of the experiment revealed that the entire gauze had been colonized by microflora and microfauna, but water exchange was still possible through pores that had not become completely clogged.

Table 1 Number of added *H. diversicolor* specimens
0 = natural stocking density ($\bar{x}$ = ind 10 cm⁻²)

	B1		B2		0
	total	$\bar{x}$	total	$\bar{x}$	$\bar{x}$
experiment 1	300	10.0	600	20.1	4.4
experiment 2	80	9.2	160	18.5	4.4
experiment 3	60	6.9	120	13.8	7.3
experiment 4	45	5.2	90	10.4	17.0

Three boxes were used for each experiment. One box (BO) served as a control and was therefore not treated, but was also covered with gauze. The boxes to which a small number of *H. diversicolor* were added were denoted B1, and those in which a larger number of were added were denoted B2. The numbers of these animals added to the different boxes are shown in Table 1. The *H. diversicolor* specimens used for the experiments were collected near the boxes immediately before each experiment began. None of them were visibly injured, and they were all at least 15 mm long.

The quantitative and qualitative composition of the macrozoobenthos and meiozoobenthos was analyzed and the sedimentological and hydrographic parameters measured near the boxes at the beginning and end of the experiments (initial value 0; final values: I, II).

For experiment 1 we analyzed the sediment grain size, water content and organic content in the boxes. The results are presented in Table 2. No significant differences were found inside the boxes after eight weeks, although the organic content of boxes BO to B2 were slightly higher at the end than at the beginning of this period. The low water content values in I and II were doubtless a consequence of the extremely low water level at the time of sampling. All samples (both macrozoobenthos and meiozoobenthos) were collected by means of a corer (about 3 cm², 5 - 6 cm core length). Four cores were combined to form a pooled sample for the second part of experiment 1 and for experiment 3.

Table 2 Sediment characteristics during experiment 1

	03.04.90	03.05.90	28.05.90			
	0	I	II	BO	B1	B2
median grain-size (mm)	0.269	0.234	0.297	0.265	0.191	0.260
water content $\bar{x}$ (% w/w)	25.93	23.75	23.36	25.94	25.38	25.01
SD	0.33	0.26	0.58	0.14	0.43	0.56
organic matter $\bar{x}$ (% dw)	0.73	0.97	0.87	0.93	0.99	0.08
SD	0.12	0.06	0.14	0.06	0.17	0.10

The samples were sieved (mesh size: 0.1 mm) after fixation in 4 % formaldehyde solution. The temporary meiofauna and small oligochaetes such as *Amphichaeta sannio* were examined separately from the permanent meiofauna.

The use of a corer (3 cm²) and a 0.1 mm sieve is rather unusual in macrozoobenthos studies. However, examination of various available sampling techniques showed that this method was very effective in our investigation area, particularly during the period from April to November. A publication dealing with this problem is in preparation.

The results were tested for significant differences by simple analysis of variance after the normality of distribution (zero class test) and homogeneity of variance (BARTLETT test) had been verified. Significant differences between values were identified by DUNCAN's multiple range test.

Results

Macrozoobenthos (Tables 3-6, Fig. 2)

The results of experiments 1 to 4 are summarized in Tables 3 to 6. The results resembled each other in some cases, but others were typical of only one experiment. The data from experiment 2 will not be presented and discussed here because they scarcely permit interpretation (Table 4), especially those from the control box (BO). In the case of this box, only the abundance of *H. diversicolor* is comparable to the controls 0 and I. Apart from hydrobiid snails, especially the oligochaetes exhibited low abundances and achieved only 22.7 % of the individual density of the initial value (0) and 15.8 % of the control value (I). A similar decrease in abundance was found in B1.

The direct influence of *H. diversicolor* on *Corophium volutator* abundance in B1 and B2 was evident in all experiments. In the control boxes BO, the *C. volutator* population developed in the same way as outside (Fig. 2). The statistical analysis of these abundances is shown in Table 8. No statistical analysis was possible for experiment 3 owing to the pooling of samples. However, the results of experiments 1 and 4 were convincingly confirmed (see also Fig. 2). There was a clear difference between the abundances in B1 and B2 only in this experiment. *C. volutator* was thus the only species in our experiment that was subject to a direct negative effect of *H. diversicolor*, at least during the investigation period (April to September).

The population density of *H. diversicolor* in the control boxes BO did not differ significantly from that in control areas I and II in any instance. Nor were significant changes in abundance outside of the boxes observed during the short duration of the experiments, although an increase in colony density was observed between April and September as a result of reproduction (Tables 3-6). The abundance of *H. diversicolor* in the boxes (B1 and B2) to which specimens of this species had been added was naturally higher in all experiments than in the untreated boxes (BO) and was also higher than outside of the boxes (I, II). B1 in experiment 1 (2nd part) was the sole exception

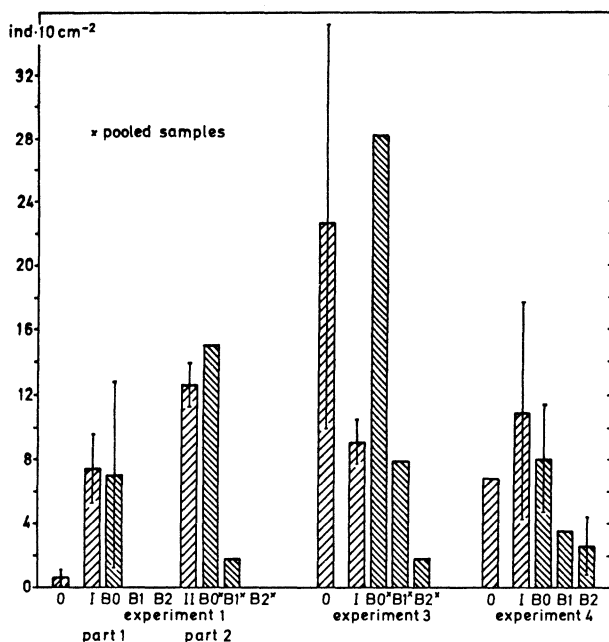


Fig. 2 Abundances ($\bar{x} \pm SD$) of *Corophium volutator* in experiments 1, 3, and 4

- * = pooled samples
- O = surrounding area at the beginning of the experiments
- I = surrounding area during first sampling
- II = surrounding area during second sampling
- BO = untreated box, B1 and B2 see table 1

(Table 3). Strikingly, however, the expected population density (initial value 0 plus the number of additional *H. diversicolor*) was not achieved in any case. In experiment 4 (B1 and B2), the number of individuals did amount to about 90 % of the expected value (Table 6), but in the other experiments the abundances achieved only 55 to 70 % of this theoretical value. The densities in the second part of experiment 1 were particularly extreme in this respect. Only 20 to 30 % of the theoretically expected number of *H. diversicolor* were found in B1 and B2. Since we found hydrobiid snails on the inside of the gauze and on the box sides after opening the boxes, and these had obviously migrated out of the sediment, the hydrobiid values are rather difficult to analyze. However, there was a striking reduction in hydrobia abundance as *H. diversicolor* abundance increased only during the second part of experiment 1 (Table 3).

Table 3 Macrofauna abundances ($\bar{x}$ = ind $\cdot$ 10 cm⁻²) in experiment 1 (see also legend of Fig. 2)

	03.04.1990		03. 05.1990						28.05.1990						
Taxa	O	n=3	I	n=3	BO	n=4	B1	n=4	B2	n=4	II	n=3	BO *	B1 *	B2 *
	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	$\bar{x}$	$\bar{x}$
Hydrobiidae	27.6	6.7	27.3	3.9	7.9	1.8	17.6	8.1	39.6	29.8	17.3	2.2	6.2	1.8	18.5
Paranais littoralis	2.1	1.3	2.6	1.8	2.6	3.4	0.9	1.8	0.9	1.8	8.2	1.0	8.8	6.2	3.5
Amphichaeta sannio	-	-	0.3	0.5	1.8	2.0	-	-	-	-	0.9	1.5	0.9	0.9	-
Tubifex costatus	15.3	3.3	15.0	4.7	10.6	4.1	3.5	2.9	15.0	13.3	11.4	3.2	18.5	21.2	15.0
Enchytraeidae	13.5	5.0	26.5	19.9	16.7	12.7	6.2	3.4	7.9	5.3	12.0	3.1	3.5	9.7	3.5
Hediste diversicolor	4.4	1.8	6.5	4.4	3.5	2.9	9.7	3.4	15.9	8.9	5.6	1.9	2.6	3.5	7.1
Manayunkia aestuarina	3.2	0.5	1.5	0.5	3.5	5.0	1.8	2.0	4.4	3.4	1.8	1.5	2.6	6.2	1.8
Corophium volutator	0.6	0.5	7.4	2.2	7.0	5.8	-	-	-	-	12.6	1.3	15.0	1.8	-
Sphaeroma hookeri	0.3	0.5	0.3	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae larvae	0.3	0.5	-	-	-	-	0.9	1.8	-	-	-	-	-	-	-
sum	67.3	6.7	87.3	16.8	53.7	9.3	40.5	13.3	83.6	43.3	70.0	2.8	58.2	51.1	49.4

Table 4 Macrofauna abundances ($\bar{x}$ = ind $\cdot$ 10 cm⁻²) in experiment 2 (see also legend of Fig.. 3)

	03.04.1990				03.05.1990					
T a x a	O $\bar{x}$	n=3 SD	I $\bar{x}$	n=3 SD	BO $\bar{x}$	n=4 SD	B1 $\bar{x}$	n=4 SD	B2 $\bar{x}$	n=4 SD
Hydrobiidae	27.6	6.7	27.3	3.9	15.2	8.8	22.2	15.8	26.8	10.7
Paranais littoralis	2.1	1.3	2.6	1.8	-	-	-	-	3.5	3.5
Amphichaeta sannio	-	-	0.3	0.5	3.5	0.0	1.2	2.0	1.2	2.0
Tubifex costatus	15.3	3.3	15.0	4.7	1.2	2.0	9.3	5.4	11.7	12.3
Enchytraeidae	13.5	5.0	26.5	19.9	2.3	2.0	7.0	0.0	9.3	7.3
Hediste diversicolor	4.4	1.8	6.5	4.4	4.7	5.4	9.3	2.0	22.2	5.4
Manayunkia aestuarina	3.2	0.5	1.5	0.5	-	-	5.8	5.4	1.2	2.0
Corophium volutator	0.6	0.5	7.4	2.2	-	-	-	-	-	-
Sphaeroma hookeri	0.3	0.5	0.3	0.5	-	-	-	-	-	-
Chironomidae larve	0.3	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-
sum	67.3	6.7	87.3	16.8	26.8	11.3	54.8	26.7	75.8	2.0

Comparison of the oligochaete abundances showed that they were scarcely affected, if at all, by enclosure in boxes or by the *H. diversicolor* density. Although increases and decreases in certain species were recorded in some experiments, these changes were not evident in other experi-

ments. In fact different experiments sometimes yielded changes in opposite directions. Experiment 4, for example, indicated that population development of *Amphichaeta sannio* inside the boxes was delayed compared with that in the open water (Table 6). However, in experiment 3 *A. sannio* was found only in the boxes (Table 5). A similar result is obtained by comparing Enchytraeidae in experiments 1 and 4 (Tables 3 and 6) with those in experiment 3 (Table 5).

Table 5 Macrofauna abundances ($\bar{x}$ = ind · 10 cm⁻²) in experiment 3 (see also legend of Fig. 2)

T a x a	16.05. 1990		28.05. 1990				
	O x̄	n=3 SD	I x̄	n=3 SD	BO * x̄	B1 * x̄	B2 * x̄
Hydrobiidae	36.4	7.1	27.0	7.7	31.7	43.1	36.1
Cerastoderma lamarcki	-	-	0.6	1.0	-	0.9	0.9
Paranais littoralis	2.3	0.5	6.7	3.1	3.3	-	7.9
Amphichaeta sannio	-	-	-	-	6.2	7.0	7.0
Tubifex costatus	5.6	1.8	6.8	2.7	15.0	7.0	8.8
Tubificoides benedeni	2.7	1.5	0.9	0.0	1.8	3.5	4.4
Enchytraeidae	7.3	4.5	8.5	5.4	6.2	8.8	4.4
Hediste diversicolor	7.3	3.6	9.7	3.8	6.2	8.8	12.3
Polydora ligni	-	-	0.3	0.5	-	-	-
Pygospio elegans	-	-	-	-	0.9	-	-
Streblospio shrubsolei	0.3	0.5	0.3	0.5	2.6	3.5	0.9
Heteromastus filiformis	0.3	0.5	0.3	0.5	-	-	0.9
Alkmaria romijni	2.9	1.3	1.2	0.5	-	0.9	1.8
Manayunkia aestuarina	2.6	0.9	1.9	1.3	0.9	5.3	12.3
Corophium volutator	22.6	12.7	9.1	1.4	28.2	7.9	1.8
Cyathura carinata	0.6	1.0	-	-	-	-	-
Sphaeroma hookeri	0.3	0.5	0.6	0.5	0.9	-	0.9
sum	91.5	8.9	85.1	16.4	105.6	96.8	100.4

In the second part of experiment 1, the abundance of *Paranais littoralis* decreased markedly from BO to B2 as the *H. diversicolor* density increased (Table 3). However, this tendency was not confirmed in experiments 3 and 4 (Tables 5 and 6).

The increase in *Manayunkia aestuarina* density as the density of *H. diversicolor* increased in experiment 3 is very remarkable (Tab. 5), especially since experiment 4 yielded a similar result (Table 6). Owing to the very short duration of the experiments, no conclusions regarding secondary effects resembling a three or multiple level model could be expected.

Table 6 Macrofauna abundances ($\bar{x}$ = ind · 10 cm⁻²) in experiment 4 (see also legend of Fig. 2)

T a x a	05.09.1990		20.09.1990							
	O $\bar{x}$	n = 3 SD	I $\bar{x}$	n = 3 SD	BO $\bar{x}$	n = 4 SD	B1 $\bar{x}$	n = 4 SD	B2 $\bar{x}$	n = 4 SD
Hydrobiidae	32.6	0.9	40.8	9.4	30.9	16.4	49.4	24.1	29.1	8.3
Littorina obtusata	0.3	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-
Cerastoderma lamarcki	0.3	0.5	0.3	0.5	0.9	1.8	1.8	2.0	0.9	1.8
Paranais littoralis	5.6	1.9	5.3	0.9	7.1	2.9	7.9	5.3	8.0	7.9
Amphichaeta sannio	33.5	2.3	106.7	37.9	74.2	19.8	52.0	18.6	61.8	37.7
Tubifex costatus	9.1	2.2	7.9	4.9	0.9	1.8	7.1	4.1	7.1	5.0
Tubificoides benedeni	2.3	0.5	4.4	4.0	3.5	2.9	6.2	1.8	1.8	2.0
Enchytraeidae	5.9	2.1	4.4	6.2	0.9	1.8	2.7	3.4	0.9	1.8
Hediste diversicolor	17.0	6.6	16.5	5.7	17.7	2.9	21.2	9.1	16.5	4.6
Polydora ligni	-	-	0.6	1.0	-	-	-	-	0.9	1.8
Steblospio shrubsoi	0.6	1.0	0.9	0.0	1.8	2.0	-	-	0.9	1.8
Alkmarna romijini	0.6	1.0	11.5	13.0	0.9	1.8	2.7	5.3	-	-
Manayunkia aestuarina	6.4	6.6	8.2	3.6	4.4	5.3	12.4	11.0	9.7	6.1
Corophium volutator	6.8	0.5	10.9	6.7	8.0	3.4	3.5	0.0	2.6	1.8
Gammaridae juv.	0.6	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyathura carinata	-	-	0.6	1.0	-	-	-	-	-	-
Idotea chelipes	-	-	-	-	-	-	-	-	0.9	1.8
Chironomidae larvae	0.3	0.5	1.2	1.3	-	-	0.9	1.8	0.9	1.8
sum	122.0	13.5	219.9	17.0	159.7	15.4	167.8	11.1	151.8	40.8

Meiozoobenthos (Table 7, Fig. 3)

The artificially increased *H. diversicolor* density did not cause generally significant changes in the overall dominance of the permanent meiofauna compared with the controls (BO). A distinct decrease was observed in only one case (B1 in part 1 of experiment 1), and in experiment 3 meiofauna colonization was much more dense at the end of the experiments in the boxes to which *H. diversicolor* had been added than in those with a natural *H. diversicolor* population density at the beginning of the experiment. The general results for meiofauna also apply in general to the nematodes since they account for the larger part of meiofauna (70 - 80 %). However, comparison of the mean values gives the impression that their abundance increased as *H. diversicolor* population density increased (exception: B1 in part 1 of experiment 1). No major changes that could be attributed to the differences in *H. diversicolor* population density were detected in the rough qualitative composition of the permanent meiofauna during the experiment. At the end of experiment 1 there was a striking increase in both copepod and nematode abundance. Although individual

densities in some boxes were significantly higher than in the surrounding open water at the end of the experiments, no definite box effect such as a compartment-induced increase in meiofauna population density could be identified.

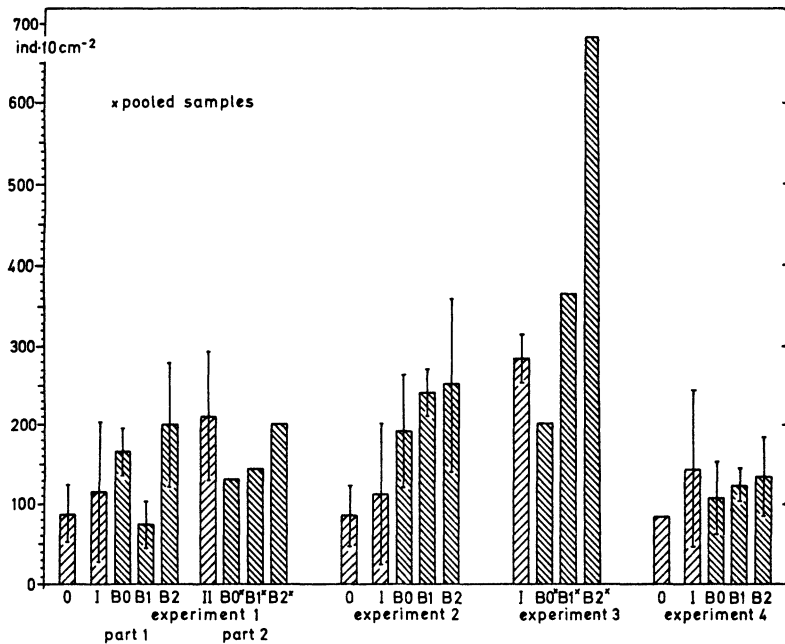


Fig. 3 Abundances ($\bar{x} \pm SD$) of the Nematoda in experiments 1 - 4
 x = pooled samples (see legend of Fig. 2)

Table 7: Abundances ($\bar{x}$ = ind $\cdot$ 10 cm⁻² ; SD = standard deviation) of permanent meiofauna in experiments 1 - 4
A = experiment 1; B = experiment 2; C = experiment 3; D = experiment 4; * = pooled samples
(see also legend of Fig. 2)

Taxa		0		I		B O		B 1		B 2		I i		BO *	B1 *	B2 *
		$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	$\bar{x}$	$\bar{x}$
Cnidaria	A	0.2	0.5	0.3	0.6	1.0	1.7	0.8	1.5	0.8	1.5	2.3	3.2	24	10	18
	B	-	-	-	-	0	-	1.0	1.7	0	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	10.3	2.1	21*	-	11*	-	33*	-	-	-	-	-	-
	D	1.3	0.5	3.0	3.6	2.3	1.5	9.0	7.1	5.0	2.3	-	-	-	-	-
Turbellaria	A	3.2	3.0	7.0	2.6	13.3	9.7	5.0	4.4	1.8	3.5	10.3	3.1	12	8	0
	B	-	-	-	-	3.3	3.5	2.3	4.0	4.7	4.0	-	-	-	-	-
	C	-	-	9.0	2.6	13*	-	9*	-	7*	-	-	-	-	-	-
	D	12.0	4.6	23.0	6.2	16.5	6.0	26.0	22.3	20.0	9.6	-	-	-	-	-
Nemetoda	A	86.8	37.9	113.7	86.7	165.0	32.5	73.5	30.3	199.0	77.8	212.0	82.9	129	144	201
	B	-	-	-	-	189.0	70.9	241.0	31.2	250.0	106.7	-	-	-	-	-
	C	-	-	285.0	32.1	202*	-	367*	-	682*	-	-	-	-	-	-
	D	84.7	3.2	142.7	101.5	108.5	45.3	123.3	22.1	134.3	48.3	-	-	-	-	-
Halacarida	A	1.8	2.0	1.3	1.5	0	-	0	-	0.8	1.5	0	-	8	3	0
	B	-	-	-	-	2.3	4.0	2.3	4.0	1.0	1.7	-	-	-	-	-
	C	-	-	0	-	3*	-	5*	-	11*	-	-	-	-	-	-
	D	0.7	1.2	3.3	1.5	1.5	1.7	0.8	1.5	1.8	3.5	-	-	-	-	-
Ostracoda	A	8.4	5.6	2.7	3.1	6.8	7.4	4.8	5.7	7.5	8.8	20.3	4.0	18	15	23
	B	-	-	-	-	17.7	13.7	8.0	1.7	9.0	1.7	-	-	-	-	-
	C	-	-	10.0	2.0	19*	-	22*	-	13*	-	-	-	-	-	-
	D	8.0	6.9	12.7	4.2	10.8	2.9	14.3	5.6	5.8	6.8	-	-	-	-	-
Copepoda	A	6.4	4.1	6.0	6.0	24.3	3.4	4.3	3.4	7.5	5.0	31.7	10.8	96	88	66
	B	-	-	-	-	13.3	8.5	9.0	10.1	5.3	6.8	-	-	-	-	-
	C	-	-	55.7	26.6	83*	-	77*	-	232*	-	-	-	-	-	-
	D	8.0	2.0	14.7	6.5	7.5	3.3	5.0	4.4	7.5	7.6	-	-	-	-	-
Sum	A	106.8	38.5	131.0	77.0	210.4	17.9	88.4	34.7	217.4	67.7	276.6	80.0	287	268	308
	B	106.8	38.5	131.0	77.0	225.6	66.7	263.6	30.7	270.0	87.0	-	-	-	-	-
	C	-	-	370.0	18.8	341*	-	491*	-	978*	-	-	-	-	-	-
	D	114.7	11.4	199.4	97.5	147.1	36.0	178.4	13.5	174.4	57.3	-	-	-	-	-

Discussion

The results of the experiments showed that a few representatives of the benthic fauna are influenced by changes in *H. diversicolor* population density. The added number of *H. diversicolor* corresponded to 0.3 (exp. 4, B1) to 4 (exp. 1, B2) times the population density outside of the boxes at the time of the experiment (Table 1). However, if we take into account that the added specimens were between 15 and 50 mm long (25 to 30 mm on average), the population density of this size class compared to that outside the boxes was raised by a factor of 8 (B1) and 16 (B2) respectively in experiments 1 and 2, 2.5 (B1) and 5 (B2) respectively, in experiment 3 and 2 (B1) and 4 (B2) respectively in experiment 4. This is important because REISE and LAMBERT (1987) showed that especially adult *H. diversicolor* exhibit territorial behaviour. This behaviour is most evident in their defense of their tube systems, but is also displayed when they seek food on the sediment surface. In our investigation area, *H. diversicolor* is uniformly distributed with territories of 2 to 4 cm². REISE (1979 a) calculated a territory size of 4 cm² for this species in the North Sea watt regions. This means that the addition of mainly adult and subadult animals with corresponding territorial requirements led to populations that were too large for the size of the boxes so that intraspecific interactions were unavoidable. This is a possible explanation for the reduced abundances of *H. diversicolor* compared with those theoretically expected in boxes B 1 and B2 in all experiments, particularly since no reduction in population density was observed in the control boxes BO, so that box effects can be precluded.

Apart from a decrease in expected population by 70 to 80 % (exp. 1), we were also able to detect a shift in length frequency. At the end of the experiment, box B2 contained only *H. diversicolor* specimens with a length of 30 mm or more ($n = 8$). Outside of the boxes, only 25 % of *H. diversicolor* belonged to this size group at the time. Similar changes in length distribution were observed in all boxes and were probably caused by two factors. Firstly, most of the animals used for our experiments belonged to this size group, and secondly the number of smaller individuals decreased substantially. However, the numbers of *H. diversicolor* with a length of 30 mm or more also decreased compared with the numbers of animals added. It is improbable that these animals escaped from the boxes through the sediment. Although ESSELINK (1989) observed that *H. diversicolor* in the length group up to 40 mm lives at an average depth of 60 mm in sandy substrates (down to 200 mm in exceptional cases), this does not apply to our experiments. We found only occasional polychaetes in tubes deeper than 60 mm.

We attribute the loss of abundance to predation pressure by larger individuals. Cannibalism has also been described for this species (GOERKE, 1971). It seems possible that the population density would decline to the optimal value for the biotope in long-term experiments.

The significant influence on *C. volutator* abundance was much more distinct than the intraspecific interaction. An increase in *H. diversicolor* abundance led in all experiments to a reduction in the population density of this amphipod (Fig. 2). COMMITO (1985) and RÖNN et al. (1988) re-

ported a similar link between Nereidae and *C. volutator* abundance. RÖNN et al. also showed that *C. volutator* reacts very sensitively to mechanical disturbances and tries to leave the area of the disturbance if possible. This may explain control value I in experiment 3, which differs markedly from the other values measured at the same point in time (Fig. 4).

In late April and early May we observed a major increase in *C. volutator* abundance from around 4,000 ind · m⁻² to between 25,000 ind · m⁻² (1990) and 55,000 ind · m⁻² (1989) within a few weeks in the investigation area (Fig. 4). The individual dominance changed from between 1 and 2 % (October to April) to around 20 % (June - August). This rapid increase in abundance was caused by reproduction. However, in June/July the abundance decreased again just as rapidly as it increased. We suspect that one of the reasons for the decrease was predation or disturbance of the juvenile *C. volutator* by *H. diversicolor*, which would thus exercise a major influence on the *C. volutator* population development. Predation on juvenile *C. volutator* caused by *H. diversicolor* larger than 20 mm was also recorded by SAMMOUR (1989) in laboratory experiments.

Fig. 4
Abundances ($\bar{x} \pm \text{SD}$) of
Corophium volutator in the
investigation area from March
1988 to November 1990

Certainly, it is difficult to prove the existence of a secondary effect on the basis of our short-term experiments. However, it is striking that in experiment 3 the density of *Manayunkia aestuarina* increased markedly as the *C. volutator* density decreased due to the higher *H. diversicolor* abundance. We found the first free-living *M. aestuarina* juveniles in mid-May during experiment 3. It seems as if the survival rate of juvenile *M. aestuarina* increases as a result of the reduced *C. volutator* density. It is not yet possible to come to a definite conclusion in this respect, but similar inferences can be drawn from experiment 4.

According to REISE (1979 b) and RÖNN et al. (1988), *H. diversicolor* does not only affect the abundance of *C. volutator*, but also that of other macrozoobenthos representatives. REISE noted that an increase in *H. diversicolor* is accompanied by a decrease in juvenile *Cerastoderma edule* (<5 mm). According to RÖNN et al., individual densities of chironomid larvae and juvenile *Macoma baltica* also decrease as the abundance of *H. diversicolor* increases. REISE also observed that the abundance of *H. diversicolor* does not correlate with the abundances of other polychaetes.

No evidence of influences on macrofauna other than the representatives mentioned here was found during our experiments. This applies to both the dominant hydrobiid snails (about 90 % *Hydrobia ventrosa*) and the oligochaetes. The other taxa were too weakly represented to permit definite conclusions. Signs of a box effect in the form of reduced abundance were observed in the case of *Amphichaeta sannio* (exp. 4) and the Enchytraeidae (exp. 1 and 4). The decrease in *Paranais littoralis* abundance observed in experiment 1 was not evident in experiments 3 and 4. The change in *H. diversicolor* population density also had no influence on the abundance of *Tubifex costatus*, a dominant species in our investigation area.

The way in which *H. diversicolor* feeds can account for the different degrees to which the various macrofauna representatives are influenced. Most oligochaete and polychaete species in our investigation area inhabit the sediment. They are therefore less exposed to direct predation by *H. diversicolor* than juvenile molluscs living on the substrate or juvenile *C. volutator* during the first phase of their migration after leaving the brood pouch of the females. *H. diversicolor* therefore has a direct effect at least on the composition and dynamics of macrobenthic epifauna.

The stocking density of *H. diversicolor* does not appear to have an appreciable influence on the abundance and rough qualitative composition of the permanent meiofauna (Table 3). The apparent slight general increase in nematode abundances (Fig. 3) accompanying the higher *H. diversicolor* density is difficult to interpret. The changes this polychaete induces in the sediment structure may provide a possible explanation. The ephemeral tubes built by this species increase the reactive surface area of the sediment, and the slime excreted during their construction suppresses resuspension and might also form a basis for a food chain that can be utilized by meiofauna. This, however, conflicts with observations made by ALONGI (1985), who reported that Protozoan individual densities and bacterial production were significantly higher in the tubes than in

the surrounding sediment, but that meiofauna was scarcely present owing to the absence of nematodes. Only the harpacticoid *Tisbe holothuriae* was found relatively frequently in the tubes. Our findings are also in contradiction to observations reported by GEE et al. (1985), GOERKE (1971) and TIETJEN (1969), who showed that *H. diversicolor* can severely decimate the permanent meiofauna, and especially nematodes.

Table 8 Statistical analysis of the results of experiments 1 and 4
* = P 0.05; ** = P 0.01; *** = P 0.001

experiment 1		experiment 4
1st part	2nd part	
0 < I**	I = II	0 = I
I = B0	II = B0	I = B0
B0 > B1**	B0 > B1***	I > B1*
B0 > B2**	B0 > B2***	I > B2*
B1 = B2	B1 = B2	B0 > B2*

Summary

The direct influence of *Hediste diversicolor* on the benthic macro- and meiofauna was investigated in four short-term experiments using submerged boxes consisting of plastic tubes with diameters of 10.5 and 19.5 cm respectively. The boxes were closed at the top with gauze (mesh size: 0.1mm) and at the bottom by the sediment surface. They were loaded with different numbers of *H. diversicolor*, one remaining untreated as control. A definite influence of *H. diversicolor* was only recorded for the amphipod *Corophium volutator*, which was negatively affected by artificially increased individual numbers of this polychaet. The infaunal polychaete and oligochaete showed no significant response to the higher *H. diversicolor* density. Although there were signs of a slight increase in nematode abundances accompanying the higher *H. diversicolor* density, the stocking density of this polychaet does not appear to have an appreciable influence on the abundance and rough qualitative composition of the permanent meiofauna.

Zusammenfassung

Um den direkten Einfluß von *Hediste diversicolor* auf die Makro- und Meiofauna zu überprüfen, wurden in einem Flachwassergebiet der Mecklenburger Bucht Kurzzeit-Boxexperimente durchgeführt. Künstlich erhöhte Individuendichten dieses Polychaeten in den Boxen hatten Verringerungen der Abundanzen von *Corophium volutator* zur Folge. Vermutlich wird die natürliche Population von *C. volutator* in diesem Gebiet in ähnlicher Weise beeinflusst.

Die Abundanzen der Oligochaeten- und Polychaetenarten veränderten sich nicht signifikant. Innerhalb der permanenten Meiofauna erhöhte sich die Individuendichte der Nematoden leicht. Eine deutliche Abnahme der *Hediste diversicolor*-Abundanzen in den Versuchsboxen deutet auf intraspezifische Wechselwirkungen durch Kannibalismus oder Konkurrenz um Raum oder Nahrung hin.

Acknowledgements

We are grateful to Mrs. Linde Rodbertus and Renate Deutschmann for their assistance in collecting and processing the samples. Thanks are due to Mrs. Inge Duty for making drawings.

References

- ALONGI, D. M. (1985): Microbes, meiofauna, and bacterial productivity on tubes constructed by the polychaete *Capitella capitata*. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 23, 207-208
- ALONGI, D. M.; TENORE, K. R. (1985): Effect of detritus supply on trophic relationship within experimental benthic food webs. T. Meiofauna-polychaete (*Capitella capitata* (Type I) Fabricius) interactions.- J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 88, 153-166
- AMBROSE, W. G. Jr. (1986): Importance of predatory infauna in marine soft-bottom communities: reply to Wilson. - Ecol. Prog. Ser. 32, 41-45
- BELL, S. S.; COULL, B. C. (1978): Field evidence that shrimp predation regulates meiofauna. - Oecologia (Bln.) 35, 141-148
- BEUKEMA, J. J. (1987): Influence of the predatory polychaete *Nephtys hombergii* on the abundance of other polychaetes.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 40, 95-101
- COMMITO, J. A. (1982): Importance of predation by infaunal polychaetes in controlling the structure of a soft-bottom community in Maine.- USA. Mar. Biol. 68, 77-81
- COMMITO, J. A.; AMBROSE, W. G. Jr. (1985): Multiple trophic levels in soft-bottom communities.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 26, 289-293
- COMMITO, J. A.; SHRADER, P. B. (1985): Benthic community response to experimental additions of the polychaete *Nereis virens*.- Mar. Biol. 86, 101-107
- COMMITO, J. A.; BONCAVAGE, E. M. (1989): Suspension-feeders and coexisting infauna: an enhancement counterexample.- J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 125, 33-42
- ESSELINK, P.; ZWARTS, L. (1989): Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*.- Mar. Ecol. Prog. Ser. 56, 243-254
- GEE, J. M.; WARWICK, R. M.; DAVEY, J. T.; GEORGE, C. L. (1985): Field experiments on the role of epibenthic predators in determining prey densities in an estuarine mudflat.- Shelf Sci. 21, 429-448
- GOERKE, H. (1971): Die Ernährungsweise der Nereis-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 13, 1-50
- HILL, C.; ELMGREN, R.; ABRAMS, P. (1990): Predation by the polychaete *Harmothoe sarsi* on different size classes of the amphipod *Pontoporeia affinis*. - Proc. 24th Europ. Mar. Biol. Symp. 1990, 468-477
- KIKUCHI, T. (1987): Some aspects of the ecological niche and interspecific relationship in marine benthic communities.- Ecol. Japan 24(Special No.), 29-55
- LAMBERT, R.; RETIERE, C. (1987): Etude de la territorialité chez les adultes de *Nereis diversicolor* (Annelide Polychete). - C. R. Acad. Sci. Paris, t. 305, Ser. III, 643-647
- MATTILA, J.; BONSDORFF, E. (1989): The impact of fish predation on shallow soft bottoms in brackish waters (SW Finland); an experimental study. - Neth. J. Sea Res., 23(1), 69-81
- OLAFSON, E. B.; PERSSON, L. P. (1986): The interaction between *Nereis diversicolor* O. F. Müller and *Corophium volutator* Pallas as a structuring force in a shallow brackish sediment.- J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 103, 103-117
- REDMOND, M. S.; SCOTT, K. J. (1989): Amphipod predation by the infaunal polychaete, *Nephtys incisa*. - Estuaries 12(3), 205-207
- REISE, K. (1977): Predation pressure and community structure of an intertidal soft-bottom fauna. Biology of benthic organisms, ed. by B. F. Keegan, P. O. Ceidigh, P. J. S. Boaden. Oxford: Pergamon Press, 513-520
- REISE, K. (1979a): Spatial configurations generated by motile benthic polychaetes. - Helgoländer wiss. Meeresunters. 32, 55-72

- REISE, K. (1979b): Moderate predation on meiofauna by the macrobenthos of the Wadden Sea. - Helgoländer wiss. Meeresunters. 32, 453-465
- RÖNN, C; BONSDORFF, E.; NELSON, W. 6. (1988): Predation as a mechanism of interference within infauna in shallow brackish water soft bottoms; experiments with an infauna predator, *Nereis diversicolor* O. F. Müller. J. Exp. - Mar. Biol. Ecol. 116, 143-157
- SAMMOUR, M. (1989): Zur Struktur und Ökologie des Makrozoobenthos in Flachwassergebieten der Seevogelschutzinsel Langenwerder (Wismarer Bucht, Westliche Ostsee). - Dissertation, Rostock 1989, 1-72
- THISTLE, D. (1979): Deep-sea harpacticoid copepod diversity maintenance: the role of polychaetes. - Mar. Biol. 52, 371-376
- TIETJEN, J. H. (1969): The ecology of shallow water meiobenthos in two New England estuaries. - Oecologia (Berl.) 2, 251 -291
- WILSON, W. H. Jr. (1988): Shifting zones in a Bay of Fundy soft-sediment community: patterns and processes. - Ophelia 29(3), 227-245

Authors:

Dr. Andreas Bick;
 Dr. Günter Arlt
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Wissenschaftsbereich
 Meeresbiologie und Spezielle Zoologie
 Freiligrathstr. 7/8,
 Postfach 999
0-2500 Rostock 1

Reinhard Heerkloss; Ulrich Schiewer; Norbert Wasmund; Eugen Kühner

A long-term study of Zooplankton succession in enclosures with special reference to *Eurytemora affinis* (Poppe), Calanoida, Copepoda

Introduction

The genuine brackish water copepod *Eurytemora affinis* (Poppe) is common in shallow estuarine waters of the southern Baltic and is found throughout the year. Monitoring studies lasting many years in the Darß-Zingst estuary (54°26'N, 12°42'E) have revealed a stable pattern of seasonal fluctuation of *E. affinis* each year (HEERKLOSS et al. 1991). The time of the most vigorous development of this species is late spring, when its biomass reaches 3 mm³/l (Fig.1). After the spring peak, the biomass declines within one or two weeks down to densities resembling those observed in winter. A second, less pronounced peak appears in late summer, and an autumn peak is also sometimes observed. Such a pattern of seasonal fluctuation has also been reported for other estuarine waters (CRONIN et al. 1962, JEFFRIES 1962, HERMAN et al. 1968, LEAH et al. 1978, MILLER 1983, CHRISTIANSEN 1988, HEERKLOSS et al. 1991). The causes of the fast decline of the *E. affinis* population after the spring peak are interesting from the viewpoint of modelling and prognosis. It seems improbable that food deficiency plays a role. With suspended particle concentrations of between 40 and 50 mg dry weight per litre (HEERKLOSS et al. 1984) at their disposal, the animals are well supplied with food. So far, no clear water phase has been observed in the Darß-Zingst estuary as a result of the copepods spring peak. Nor, apparently, is food quality a key factor. Besides nanophytoplankton, the species can exploit a variety of other food items: bacteria (BOAK & GOULDER 1983), protozoans (BERK et al. 1977, BURCKHARDT & ARNDT 1987), detritus (HEINLE & FLEMER 1975, WOLTHUSEN 1982, HEERKLOSS et al. 1990).

The period of rapid decline following the copepod spring peak is accompanied by signs of physiological stress. Feeding activity, for instance, decreases (HEERKLOSS & RING 1989). Analysing the population dynamics at a station in the middle of the Darß-Zingst estuary (Zingster Strom), ARNDT (1985) found that the egg-number per female was reduced when the population declined in late spring. A similar result was reported by CHRISTIANSEN (1988) for the Schlei. However,

KHATIB (1989), who investigated two stations in the western part of the Darß-Zingst estuary (Saaler Bodden) was able to confirm this result for only one of them. Therefore, the reported reductions in the egg ratio could also be a result of selective predation on egg carrying females by visual predators. Predation pressure by fish larvae and the mysid *Neomysis integer* shows a pronounced increase during late spring (JANSEN et al. 1983, DEBUS & ARNDT 1984, FRANEK 1985, ARNDT 1986).

When trying to model the annual copepod biomass cycle in the Darß-Zingst estuary, VIETINGHOFF (1982) was forced to assume that some additional factor besides predation inhibits copepod growth during the decline phase following the spring peak. Since toxic effects of cyanobacteria on Zooplankton have been reported in literature (ARNOLD 1971, MILLS & WYATT 1974, LANPERT 1981), he assumed hypothetically that these were responsible for inhibitory effect on copepod growth. The assumption led to good curve fitting. Cyanobacteria, especially the species *Gomphosphaeria pusilla* (see Fig.1), become a dominant phytoplankton group in the Darß-Zingst estuary during June.

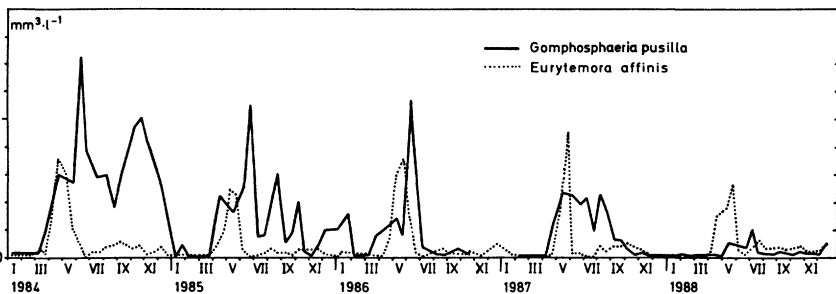


Fig. 1 Annual biomass cycle of *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda) and *Gomphosphaeria pusilla* (Cyanobacteria) at the station "Zingster Strom" in the middle of the Darß-Zingst estuary. Data for *E.affinis* in 1987 for the station Dierhagen (Saaler Bodden) from KHATIB (1989)

The influence of potential inhibiting factors on the population growth of *E.affinis* was also analysed by Ring et al. (1985), Ring (1987) and HEERKLOSS et al. (1990). They studied (1) the natural spring phytoplankton population for toxic effects, (2) the influence of temperature, pH-value and high concentrations of free ammonia on this species, and (3) whether mortality increases as a result of attached epizoid ciliates. Using the feeding rate as an indicator of vitality, RING (1987) showed that the animals adapt to the seasonal temperature cycle by a shift in their temperature optimum from 10° to 15°C. He showed that a temperature of 20°C is above-optimal. However, in his experiments the animals were acclimized to the experimental temperature for only 24 hours. This may have been too short, because HEERKLOSS et al. (1990), reporting on laboratory cultu-

res growing at various temperatures, observed no signs of stress in animals grown at 20°C. The correlation between generation time and temperature followed the Vant-Hoff rule between 5° and 20°C. It therefore seems unlikely that the higher temperatures typically occurring in shallow water areas in June contribute to the decline of the spring peak of *E.affinis*. With respect to cyanobacterial toxicity, RING (1987) found no indication that natural phytoplankton collected in early summer was toxic. On the other hand, his results indicated that high pH-values and epizoic ciliates play a role. He found that pH-values above 9 inhibited the feeding rate. Open water pH-values in the Darß-Zingst estuary rise to between 9 and 10 in June.

This paper presents data about the development of *E.affinis* in an enclosure experiment. They allow an evaluation of the relative importance of various factors that can be considered potential causes of the spring peak decline because the environmental factors influencing the population dynamics of this species are more defined in experimental compartments than in the open water. The experiment called KOLA 89/1 (Komplexes Laborexperiment) started in April 1989. Its original aim was to study the succession of the plankton community in 90-litre containers under controlled temperature and light conditions for only seven weeks. Owing to the stability of the population dynamics of *E.affinis* in the compartments, observation continued after the original experiment finished in May 1989. Zooplankton samples were collected, and a restricted data set was measured, once or twice a month for over 15 months. The results from three compartments will be presented here. Two were in a tempered cold room at 10°C, and the third was held at room temperature. It was possible to study the effects of food quality on the *E. affinis* population development besides the temperature because the successional paths of the phytoplankton and protozoan communities diverged in the different compartments. Since planktivorous predators were excluded from the compartments, the experiment represented an opportunity to study the food-zooplankton interaction on its own.

Material and methods

The compartments were prepared by filling cylindric plastic containers (height 75 cm, diameter 45 cm) with a 10 cm layer of sediment from a nearshore station in the central part of the Darß-Zingst estuary (Barther Bodden). The container was filled with 90 litres of water from the same location. After preincubation for one week to stabilize the sediment stratification, the experiment was started by changing the water which had been filtered through gauze with a mesh size of 200 µm. The water was destratified by aeration. The illumination from above (26.1 watt/m² at the water surface) was switched on for 16 hours a day in summer (March - October) and 12 hours a day in winter (November - February). Originally there were four compartments, two serving as control enclosures and the two other being nutrient enriched by the addition of 120 ml 0.1 M NaNO₃. One set was run at 10°C and the other at 20°C. Only the results from three compartments are described here because *E.affinis* disappeared completely from the fourth after so-

me months when a clear water phase led to the elimination of almost all phytoplankton. The compartments considered here are

- comp. I: control, 10°C,
- comp. II: added nitrate, 10°C,
- comp. III: control, room temperature.

Compartment III was not controlled by thermostat after June 1989, but ran at room temperature, which varied between 18° and 21°C (in January and February 1990 between 15° and 18°C). Zooplankton samples were collected by filtering 5 to 10 litres of water through gauze with a mesh size of 200 µm. Additionally, a one litre sample was filtered through a net with a mesh size of 20 µm to estimate microzooplankton abundance. Animals were washed into 20 ml water of the same salinity and fixed with formaldehyde to a final concentration of 4%. The microscopic counts were made in flat chambers. Abundances were converted to biomasses by using volume standards (c.f. HEERKLOSS et al. 1991). The turbidity (extinction at 720 nm), temperature, pH-value and salinity were measured when samples were collected. Counting results for the nanophytoplankton, picophytoplankton, heterotrophic nanoflagellates and ciliates for the first seven week period were taken from the data stock of the original experiment KOLA 89/1 (H.P. Spittler, R. Schumann pers. comm.). After the seventh week, numbers of individuals for these groups were quantified once a month by inspecting a live sample in a Kolkwitz chamber under an epifluorescence microscope.

The pH-value averaged 8.5 and never exceeded 9.0. It can be assumed, therefore, that the zooplankton was not pH-stressed during the experiment. The salinity was 8.5‰ at the beginning. Due to evaporation it increased to 11.0‰ in compartments I and II and to 14‰ in compartment III. This can be regarded as having no significant influence on the population dynamics of *E. affinis* because the species tolerates salinity fluctuations from 0.2 to 33‰ (JEFFRIES 1962, KATONA 1970).

Results and discussion

The succession of the zooplankton in the different compartments and the variation in time of turbidity are shown in Fig. 2, 3 and 4. Estimates of the seston dry weight during the first week varied between 19 and 26 mg/l. Using these values as for reference, a rough estimate of the concentration of suspended particulate matter can be made by multiplying the extinction at 720 nm by the factor 4. Thus the seston content during bloom phases in comp. II was as high as 100 mg/l (Fig. 3), but during a clear water phase in comp. I it dropped to below 1 mg/l. The water placed in the experimental containers when the experiment began contained several nanophytoplankton species, and the chlorophyte *Monoraphidium contortum* and *Tetrastrum triangulare* were the dominant species (Table 1). However, the phytoplankton changed drastically in both

qualitative and quantitative terms during the first seven weeks. The biomass started at a level of 5.2 to 5.4 mm³/l and increased to 6.8 mm³/l in comp.I and 15.4 mm³/l in comp.II, but dropped to 0.35mm³/l in comp.III. The cyanobacteria species *Gomphosphaeria pusilla* appeared in comp.I and II, whereas the rather diluted phytoplankton of comp.III consisted mainly of *Scenedesmus* spp. and *Stephanodiscus hantzschii*.

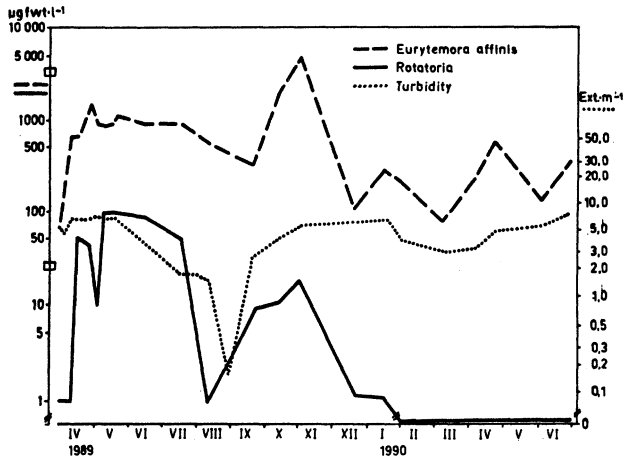


Fig. 2 Development of the biomass of *Eurytemora affinis* and rotifers and the time course of turbidity (extinction at 720 nm) in compartment I (without nutrient enrichment, 10°C)

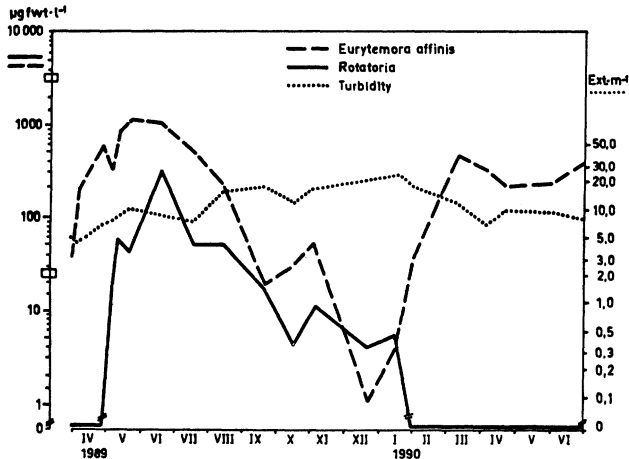


Fig. 3 Development of the biomass of *Eurytemora affinis* and rotifers and the time course of turbidity (extinction at 720 nm) in compartment II (nitrogen enriched, 10°C)

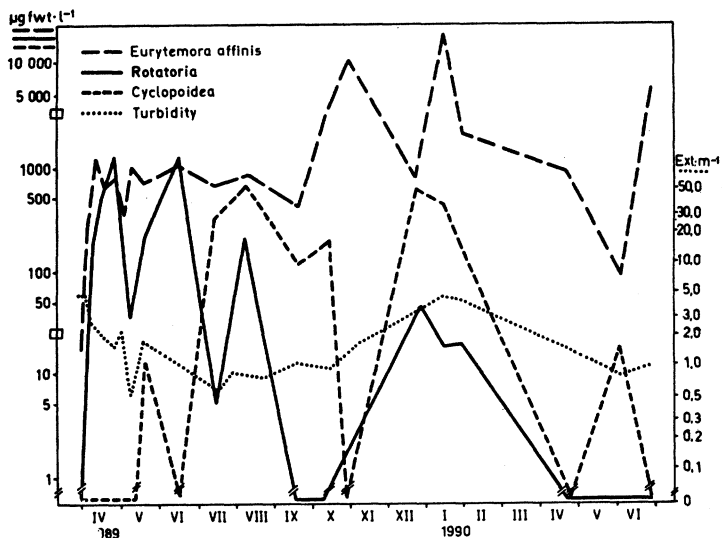


Fig. 4 Development of the biomass of *Eurytemora affinis*, rotifers and cyclopoids and the time course of turbidity (extinction at 720 nm) in compartment III (without nutrient enrichment, room temperature)

Table 1 Abundance of the dominant nanophytoplankton species in compartment II. Numbers are cells/ml or colonies/ml.

- 1 = *Gomphosphaeria pusilla*, about 30 cells/colony; 2 = *Merismopedia spp.*, 16 cells/colony;
3 = *Oscillatoria limnetica*, trichom length 30 µm; 4 = *Scenedesmus spp.*;
5 = *Tetrastrum triangulare* 6 = *Monoraphidium contortum*;
7 = *Stephanodiscus hantzschii*.

DATA	1	2	3	4	5	6	7
89/29/03	0	550	0	1,950	11,650	14,250	1,800
89/17/04	0	450	0	1,900	4,200	18,500	340
89/05/05	2,900	550	0	1,200	3,500	19,500	275
89/18/05	6,100	950	0	775	1,000	22,750	200
89/20/09	19,000	0	0	230	0	5,550	1,210
89/12/10	120,000	240	0	0	0	1,350	180
89/01/11	105,000	0	0	0	0	0	0
90/01/02	125,000	0	0	0	0	0	0
90/08/03	43,000	0	0	90	0	9,000	0
90/05/04	59,000	0	0	50	0	1,850	0
90/03/05	81,000	0	75	0	0	22,000	0
90/31/05	43,000	0	7,500	0	0	33,800	0
90/24/06	50,100	0	36,000	0	0	50,000	0

The further succession in the nutrient enriched comp. II was characterized by the dominance of *Gomphosphaeria pusilla*. A dense bloom of this species developed, reaching a maximum with an abundance of 125,000 colonies per ml (= 60 mm³/l) in February 1990 and when it was almost the only nanophytoplankton species (Table 1). The *Gomphosphaeria* population then gradually declined. The chlorophycean species *Monoraphidium contortum* and the filamentous cyanobacterium *Oscillatoria limnetica* became more numerous. The biomasses of the picophytoplankton and the heterotrophic nanoflagellates in comp. II remained at a low level during the whole investigation period (as a rule below 0.5 mm³/l), but large hypotrichous ciliates developed biomasses between 0.5 and 2.0 mm³/l.

The nanophytoplankton biomass in comp. I remained stable until the end of May 1989. The extinction curve in Fig. 2 shows that it then gradually declined. Finally, in early September, a clear water phase occurred. The phytoplankton that developed afterwards reached a biomass as high as that at the beginning of the experiment. The nanophytoplankton was almost fully replaced by coccoid and filamentous picoplankton species belonging to the cyanobacteria. In February 1990 this group reached a maximum level of 2.3×10^4 cells/ml. Heterotrophic nanoflagellates exhibited rather high and stable abundances during the period after the clear water phase. Their biomass was 1 mm³/l at the beginning of the experiment, and their biomass levels were at least this high when samples were examined in October 1989 and February, March, April 1990.

The natural phytoplankton disappeared fairly rapidly in comp. III, although there was no genuine clear water phase (Fig. 4). After a minimum in July, the extinction gradually increased and reached with 5 a level in January that was similar to that at the beginning of the experiment. Autotrophic nanoflagellates belonging mainly to the genus *Cryptomonas* contributed most to the suspended particulate matter from October 1989 to June 1990. The biomass levels of the picophytoplankton, heterotrophic nanoflagellates and ciliates were comparatively low during this period.

Eurytemora affinis was the main Zooplankton species in all compartments. The biomass of the rotifers, of which *Brachionus plicatilis* was the dominant species, originally equalled that of *E. affinis*, but then decreased in relative terms. Considerable numbers of cyclopoid copepods were present in comp. III. Markers on the biomass scale in Fig. 2, 3 and 4 indicate the lowest and highest mean *E. affinis* biomasses calculated from long term monitoring programmes lasting several years in the Darß-Zingst estuary. The lower marker corresponds to the winter level. The upper marker shows the level during the spring peak. In comp. I and II the rotifers were unimportant, and cyclopoids appeared only sporadically. However, in the compartment running at room temperature rotifer biomass peaks of up to 1 mm³/l were observed in April and June 1989. The rotifer biomass level remained rather low after September 1989, probably as a result of high grazing pressure by cyclopoids.

It can be seen from Fig. 2 and 4 that the *E.affinis* biomass of compartment I and III was high for almost the whole investigation period. Some biomass values even exceeded the maximum level observed in the field. Obviously, phytoflagellates and heterotrophic nauplii were a good food for *E.affinis* and served as a basis for a sustainable food chain. Because the two compartments differed in temperature, our results contradict the assumption that the copepod decline after the spring peak is caused by high temperature. On the contrary, it supports the conclusion drawn from earlier results obtained with laboratory cultures (HEERKLOSS et al. 1990) showing that temperature factor has to be excluded from the set of potential causes leading to the decline of the spring peak of *E.affinis*.

The results from comp. II seem to indicate that *Gomphosphaeria pusilla* has an inhibitory effect on *E. affinis*. This could be a factor that contributes to the spring decline. The *G.pusilla* biomass at the Zingster Strom in spring varied between 5 and 10 mm³/l from 1981 until 1988, which represents a considerable part of the total phytoplankton biomass. It must be remembered, however, that *G.pusilla* does not always develop blooms in spring. In 1988, its maximum biomass was only 1 mm³/l, but the spring population decline of *E. affinis* took place in the same way as in other years. On the other hand, the fact that *E.affinis* declined in comp.II during a *G.pusilla* bloom, but recovered after January 1990 when the green alga *Monoraphidium contortum* developed besides *G.pusilla* (Table 1) does suggest the presence of an inhibitory effect. But this is not a result of selective food rejection by the animals. Feeding experiments with 14-C-labelled *G.pusilla* (unpubl.) showed that the feeding rate of adults and late copepodite stages is as high on this species as on other nanophytoplankton species. An additional pointer to a possible inhibitory effect of *G.pusilla* on *E.affinis* came from a further enclosure experiment (KOLA 89/2), which started in October 1989. In this experiment, *G.pusilla* developed a bloom in one of the compartments running at 20° C, while *E.affinis* disappeared and was replaced by the copepod *Acartia tonsa*. Thus, there are definitely signs of an inhibitory effect of *G.pusilla* on *E.affinis*, but it is not clear whether this effect is adequate to explain the rather fast population decline of the copepods after the spring peak.

A strong correlation was found between the nauplian mortality and abundance of adults and copepodites. Fig. 5 demonstrates the inverse relation between the abundance and a coefficient C for nauplian survival. C is defined as

$$C(\%) = N_n \times 100/N_o$$

where N_o = individuals per litre of adults and copepodites

and N_n = individuals per litre of nauplian stages I, II and III divided by female individuals per litre.

The division of the nauplian number by female abundances served to standardize the nauplian number for recruitment by egg hatching. Fig. 5 shows that the number of early nauplian stages per female decreases as N_o increases. The obvious conclusion is that the copepodites and adults

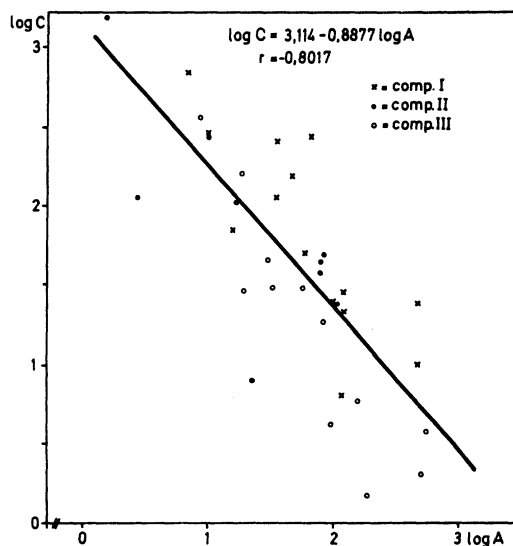


Fig. 5
Relation between the abundance of copepodites and adults of *Eurytemora affinis* and the survival coefficient C for the nauplian stages I, II and III

graze on the nauplians. Cannibalism on nauplians was observed also by HEERKLOSS et al. (1990) when nauplians hatched from egg-carrying females of *E. affinis* in small cultivation tubes and by LONSDALE et al. (1978) for *Acartia tonsa*. Cannibalism seems to be a mechanism regulating population size when the abundance becomes high, and it may explain the oscillation-like variations in *E. affinis* abundance in comp. I and III. As ARNDT (1985) has shown, the sex ratio changes in favour of the males when the population density becomes very high, and this may also contribute to the self-regulation of population size. It seems conceivable that cannibalism and the change in sex ratio can cause a fast population decline when the abundance surpasses some threshold value. If environmental factors such as pH-value, epizoans, planktivorous predation and composition of food cause an additional increase in mortality or decrease in natality, a rapid decline in population size to a very low level is understandable.

Summarizing the conclusions from the experiment, there are two questions to be answered separately: (1) which factors are responsible for the high rate of decline after the spring peak, and (2) why does the population remain small during summer. The explanation of the small population size in summer may lie in high mortality due to factors such as predation pressure and pH-value. These factors were excluded in our experiment, and this might be why the biomass was not as low as the observed in the open water in mid-summer even during periods of minimum density (e.g. in December 1989 in comp. I). The answer to the first question may lie in intraspecific control mechanisms. This would be in line with the findings of ARNDT (1985) and KHATIB (1989), who observed a high mortality among early nauplian stages for the third cohort of *E. affinis* in June.

Zusammenfassung

Kausalfaktoren der Populationsökologie des ästuarinen Copepoden *Eurytemora affinis* wurden an Hand von Zeitreihenergebnissen aus drei Mesokosmosexperimenten untersucht. Die Mesokosmen enthielten 90 Liter Biotopwasser und wurden im Labor unter konstanten Licht- und Temperaturbedingungen über einen Zeitraum von 12 Monaten gehältert. Nach anfänglichem Artenschwund bildete sich eine stabile Klimaxgemeinschaft des Planktons heraus. *E. affinis* wurde dabei zur dominierenden Komponente des Zooplanktons. Die Ergebnisse zeigten, daß die Blaualge *Gomphosphaeria pusilla* das Populationswachstum der Copepoden hemmend beeinflusst und daß die Mortalitätsrate der Nauplien durch Cannibalismus erhöht wird.

Acknowledgement

We thank Mrs. Helga Albrecht for counting the Zooplankton samples and technical help.

References

- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Promotion A, Universität Rostock.
- ARNDT, H. (1989): Zooplankton production and its consumption by planktivores in a Baltic inlet. Proc. 21st EMBS, Gdansk, 14-19 September 1986. Wrocław: Polish Acad. Sci., pp. 205-214.
- ARNOLD, D.E. (1971): Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. Limnol. Oceanogr. 16, 906-920.
- BERK, S.G.; D.C. BROWNEE; D.T. HEINLE; H.J. KLING; R. COLWELL (1977): Ciliates as a food source for marine planktonic copepods. Microb. Ecol. 4, 27-40.
- BOAK, C.A.; R. GOULDER (1983): Bacterioplankton in the diet of the calanoid copepod *Eurytemora* sp. in the Humber Estuary. Mar. Biol. 73, 139-149.
- BURCKHARDT, R.; H. ARNDT (1987): Untersuchungen zur Konsumtion von Ciliaten durch Metazooplankter des Barther Boddens (südliche Ostsee). Wiss. Ztschr. Univ. Rostock. N-Reihe, 36, no. 2, 22-26.
- CHRISTIANSEN, B. (1988): Vergleichende Untersuchungen zur Populationsdynamik von *Eurytemora affinis* (Poppe) und *Acartia tonsa* Dana, Copepoda, in der Schlei. Dissertation, Universität Kiel.
- CRONIN, L.E.; J.D. DAIBER; E.M. HULBERT (1962): Quantitative seasonal aspects of Zooplankton in the Delaware River Estuary. Chesapeake Sci. 3, 63-93.
- DEBUS, L.; H. ARNDT (1984): Nahrungsbiologische Untersuchungen an Jungfischpopulationen eines brackischen Flachwassergebietes des Barther Boddens (südliche Ostsee). Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, N-Reihe 33, no. 6, 76-82.
- HEERKLOSS, R.; H. ARNDT; J. HELWIG; U. VIETINGHOFF; F. GEORDGI; B. WESSEL (1984): Consumption and assimilation by Zooplankton related to primary production in the Baltic coastal inlet Barther Bodden. Limnologica 15, 387-394.
- HEERKLOSS, R.; U. BRENNING; R. IHLENEELD; R. FRANKE (1990): Influence of temperature and epizoic ciliates on the growth of *Eurytemora affinis* under laboratory conditions. Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, N-Reihe, 39, no 3, 12-15.
- HEERKLOSS, R.; M. RING (1989): Ingestion rate and amylase activity in the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Poppe). Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, N-Reihe, 38, no 5, 13-17.
- HEERKLOSS, R.; W. SCHNESE; B. ADAMKIEWICZ-CHOJNACKA (1991): Influence of eutrophication on seasonal variation of Zooplankton biomass in shallow coastal lagoons of the Southern Baltic. Acta Ichthyol. et Piscatoria 21, 67-76.
- HERMAN, S.S.; J.A. MIHURSKI; A.J. McERLEAN (1968): Zooplankton and environmental characteristics of the Patuxent River Estuary 1963-1965. Chesapeake Sci. 8, 87-82.
- JANSEN, W.; H. ARNDT; R. HEERKLOSS (1983): Die Rolle von *Neomysis integer* Leach (Mysidacea) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (südliche Ostsee). II. Konsumtion von Zooplankton. Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, N-Reihe, 32, no. 5, 44-47.
- JEFFRIES, H.P. (1962): Salinity-space distribution of the estuarine copepod genus *Eurytemora*. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 47, 291-300.

- KATONA, S.K. (1970): Growth characteristics of the copepods *Eurytemora affinis* and *Eurytemora herdmanni* in laboratory cultures. Helgoländer wiss. Meeresunters. 20, 373-384.
- KHATIB, S. (1989): Die Populationsdynamik des Zooplanktons im Saaler Bodden. Dissertation A, Universität Rostock.
- LAMPERT, W. (1981): Inhibitory and toxic effect of blue-green algae on *Daphnia*. Int.Rev.ges.Hydrobiol. 66, 285-298.
- LEAH, R.T.; B. MOSS; D.E. FORREST (1978): Experiments with large enclosures in a fertile, shallow brackish lake, Hieckling Broad, Norfolk, U.K. Int.Rev.ges.Hydrobiol. 63, 291-310.
- LONSDALE, D.J.; D.H. HEINLE; C. SIEGFRIED (1979): Carnivorous feeding behaviour of the adult calanoid copepod *Acartia tonsa* Dana. J.exp.Mar.Biol.Ecol. 36, 291-248.
- MILLER, C.B. (1983): The Zooplankton of estuaries. Estuaries and enclosed seas 5, 103-149.
- MILLS, J.M.; J.T. WYATT (1974): Ostracod reactions to nontoxic and toxic algae. Oecologia 17, 171-177.
- RING, M.; R. HEERKLOSS; W. SCHNESE (1985): Einfluß von Temperatur, pH-Wert und Nahrungsqualität unter Laborbedingungen auf *Eurytemora affinis*. Wiss.Ztschr.Univ. Rostock, N-Reihe, 34, no.6, 22-26.
- RING, M. (1987): Autökologische Untersuchungen an *Eurytemora affinis* (Poppe). Dissertation A, Universität Rostock.
- VIETINGHOFF, U. (1982): Die mathematische Modellierung des Ökosystems Barther Bodden als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. Dissertation B, Universität Rostock.
- WOLTHUSEN, E. (1982): Untersuchungen zur Nahrungsverwertung von Sekundärproduzenten. Diplomarbeit, Universität Rostock.

Authors:

Dr. Reinhard Heerkloss
 Prof. Dr. Ulrich Schiewer
 Dr. Eugen Kühner
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Freiligrathstraße 7/8
 PF 999
 O - 2500 Rostock

Dr. Norbert Wasmund
 Institut für Ostseeforschung
 Seestraße 15
 O-2530 Warnemünde

Günther Nausch; Günter Schlungbaum

Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern

XXXII. Langzeitvergleiche zur Sedimentdynamik in flachen eutrophen Küstengewässern, dargestellt am Beispiel des Barther Boddens (Darß-Zingster Boddengewässer, südliche Ostsee)¹

Einleitung

Die Eutrophierung der Oberflächengewässer ist gegenwärtig ein weltweites Problem, das sich in starkem Maße auch in inneren und äußeren Küstengewässern dokumentiert. Die Ursache der erhöhten Primärproduktion und der Anreicherung von Biomasse muß vor allem im Überangebot der Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff gesehen werden.

Für flache eutrophe Küstengewässer kommt neben dem Austausch mit der vorgelagerten See den Wechselwirkungen am Sediment/Wasser-Kontakt besondere Bedeutung zu. Den grundsätzlichen Aussagen THIENEMANN's (1927) folgend, der die "Sedimente als Regulator des Nährstoffkreislaufes im Wasser" bezeichnet, beschreibt NAGUIB (1982) die Sedimente in ihrer Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit wie folgt: "sowohl aerobe als auch anaerobe mikrobielle Umsetzungen verleihen diesem dominanten Standort (Gewässerboden) die Eigenschaft einer zentralen Schaltstelle für fast alle funktionellen Kreisläufe". Der Beitrag der Sedimente ist dort am höchsten, wo er sich meist nicht als Konzentration an gelösten Ionen dokumentiert, in den Flachgewässern (TESSENOW, 1979).

Folgerichtig gehören Untersuchungen zu physikalischen, chemischen und produktionsbiologischen Charakteristika der Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer (durchschnittliche Tiefe 2m; CORRENS, 1976) seit langem zu den Basisuntersuchungen dieses Ökosystems (SCHLUNGBAUM, 1979, NAUSCH, 1981). Neben Aufnahmen der physikalischen und chemischen Beschaffenheit der für die Gewässeranalyse bedeutenden Oberflächenschicht der Sedimente aller Hauptboddens des Systems (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1984b) standen Aussagen zur Sedimentdynamik im Blickpunkt. Bereits früher (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1984a) konnte eine viermalige Aufnahme des Barther Boddens (1977-1980) vorgestellt werden. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, auf Grund einer erneuten Aufnahme des Barther Boddens im Juli 1990 mögliche längerfristige Veränderungen zu erfassen.

¹ Mit diesem Beitrag findet die Publikationsserie "Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR" (Mitteilungen I.-XXXI.) ihre Fortsetzung

Material und Methoden

Für den 19,4 km² großen Barther Bodden kam erneut ein Netz homogen verteilter Probenahmestationen mit einem Stationsabstand von 500m zum Einsatz, die in einem komplexen Programm (17. - 19.7.1990) beprobt wurden. Die relativ leichte Möglichkeit der Ortsbestimmung (geringe Größe des Boddens, zahlreiche Landmarken, Haken, Betonung) läßt die Wiederfindung der Meßpunkte ebenso als gesichert erscheinen wie die weitgehende Übereinstimmung der Tiefenstruktur aller 5 Aufnahmen (Abb. 1, Tab. 1).

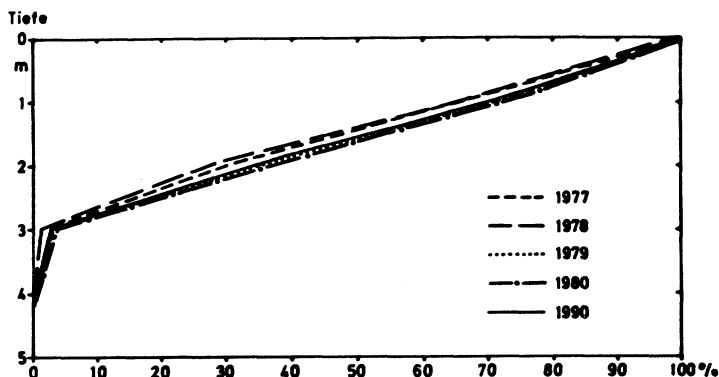


Abb.1 Hypsometrische Kurven der Sedimentaufnahmen des Barther-Boddens 1977 - 1980 und 1990

Tabelle 1 Mittlere Tiefe, Minimal- und Maximaltiefen der Aufnahmen des Barther Boddens sowie eine Tiefenverteilung der Proben

	Juni 1977	Juli 1978	Aug.1979	Mai 1980	Juli 1990
n	100	99	102	101	99*
min. Tiefe (m)	0.30	0.45	0.40	0.50	0.40
max. Tiefe (m)	4.90	4.55	5.30	7.10	4.00
mittl. Tiefe (m)	1.54	1.57	1.67	1.71	1.66
Anzahl der Proben im Bereich					
0 - 1.95 m	62	69	66	63	61*
2m und tiefer	38	30	36	38	38

*J 1990 konnten 3 Uferstationen auf Grund widriger Witterungsverhältnisse nicht beprobt werden

Die Gewinnung der Sedimentproben erfolgte mit einem Stechrohr nach ARLT (1970) an dem einige Modifizierungen vorgenommen wurden. Untersucht wurde die 5cm-Oberflächenschicht der

Sedimente, wobei je nach Wassergehalt und Konsistenz des Untergrundes 5... 10 Stiche je Station zu einer Mischprobe vereinigt wurden.

Die Sedimentprobe wurde wie folgt charakterisiert:

- Bestimmung des Wassergehaltes der Sedimente als Differenzmessung zwischen Feuchteinwaage und Auswaage nach dem Trocknen bei 105° C;
- Die organische Substanz wird als Glühverlust (Differenz der Auswaagen bei 105° C und 550° C) berechnet;
- Die Korngrößenverhältnisse werden durch Naßsiebung mit Sieben folgender Maschenweite bestimmt: 0.063 mm, 0.1 mm, 0.2 mm, 0.5 mm und 1 mm. Die mittlere Korngröße wird auf rechnerischem Wege als 50%-Wert in der Korngrößensummutation ermittelt;
- Ca. 0.1g Asche (Veraschung bei 550°C) werden 15min mit 1 molarer Salzsäure gekocht. Dieser Salzsäureextrakt wurde für folgende Bestimmungen eingesetzt:
 - Gesamtphosphat (ANDERSEN, 1976) durch photometrische Bestimmung im neutralisierten aliquoten Anteil nach VOGLER (1975) mit dem flow-stream-Automaten;
 - Gesamt-HCl-lösliches Eisen im aliquoten Anteil mit der o-Phenanthrolin-Methode auf dem flow-stream-Automaten (VOGLER, 1976).

Die Sedimente werden nach einer Untergliederung, die auf LINDNER (1972) zurückgeht und für die eigenen Sedimentuntersuchungen verbindlich ist, in einen Mineralbodenkomplex und einen Schlickbodenkomplex unterteilt. Als Hauptdifferenzierungsmerkmal wird ein organischer Gehalt von 5% TS angenommen. Diese Unterteilung findet bei der Diskussion aller Parameter Anwendung.

Ergebnisse und Diskussion

Die hypsometrische Kurve bestätigt die extreme Flachheit des Barther Boddens (Abb. 1). Die geloteten Tiefen wurden mit Hilfe des Zingster Pegels auf NN korrigiert. Die weitgehende Identität der Kurven steht darüberhinaus für eine gesicherte Wiederfindung der Probenahmepunkte. Die mittlere Tiefe schwankt lediglich zwischen 1.54 m und 1.71 m. Mit Ausnahme des Jahres 1978 ist auch die Verteilung in einen "flacheren" Bereich (<2m) und einen "tieferen" Bereich nahezu identisch (Tab. 1).

Die Verteilung der organischen Substanzen im Jahre 1990 bestätigt im wesentlichen die bekannten Aussagen. Sowohl was die Verteilung von Mineralbodenkomplex (56 %) und Schlickbodenkomplex (44%) (Tab. 2) als auch was den mittleren organischen Gehalt (7.0% TS) betrifft (Tab. 3), liegt die Aufnahme 1990 im Durchschnitt. In der Regel findet sich eine der Bodentopographie angepaßte Verteilung. Mulden, abgeschlossene Becken und Rinnen zeichnen sich durch entsprechende Schlickkonzentrationen aus, wobei die absolute Wassertiefe nur eine untergeordnete Rolle spielt. Haken, Bodenwellen und windexponierte Anstiege aus Senken sind meist mine-

ralisch. Da die Verteilung der organischen Substanz der Grundparameter ist, zu dem die weiteren Aussagen in Beziehung gesetzt werden, zeigt Abb. 2 nochmals das aktuelle Verteilungsbiid.

Tabelle 2 Verteilung der Meßwerte auf unterschiedliche Bereiche der organischen Substanz - Angaben in %

organische Substanz (% TS)	Juni 1977	Juli 1978	Aug.1979	Mai 1980	Juli 1990
0 - 1	10	9	16	9	16
1 - 2.5	39	24	11	27	12
2.5 - 5	17	20	20	21	27
Mineralbodenkomplex	66	53	47	57	56
5 - 10	9	21	22	19	18
10 - 15	12	11	13	14	16
15 - 20	10	3	6	4	4
20 - 30	3	8	9	6	4
> 30	-	4	3	-	2
Schlickbodenkomplex	34	47	53	43	44

Tabelle 3 Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für den Gehalt an organischer Substanz und den Wassergehalt der Sedimente für den Barther Bodden 1977 - 1980 sowie 1990, aufgegliedert nach Mineralboden- und Schlickbodenkomplex sowie Gesamtbodengebiet - Angaben in % TS (organische Substanz) bzw. % FS (Wassergehalt)

Aufnahmejahr		Mineral bodenk omplex			Schlickbodenko mplex			Gesamtbodenge biet		
		Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel
organischer	Gehalt									
Juni	1977	0.5	5.1	2.2	6.5	26.5	13.3	0.5	26.5	5.9
Juli	1978	0.2	5.5	2.3	5.5	42.9	14.8	0.2	42.9	8.2
August	1979	0.2	5.0	2.1	5.0	38.2	13.4	0.2	38.2	8.1
Mai	1980	0.2	4.8	2.3	5.3	25.9	12.1	0.2	25.9	6.4
Juli	1990	0.0	5.0	2.4	5.1	45.8	12.7	0.0	45.8	7.0
Wassergehalt										
Juni	1977	20.9	66.0	35.8	55.2	91.5	81.9	20.9	91.5	51.2
Juli	1978	21.0	62.5	35.5	38.3	91.1	70.9	21.0	91.1	52.3
August	1979	25.6	84.3	41.9	36.6	95.6	77.5	25.6	95.6	60.8
Mai	1980	22.0	74.2	40.3	55.9	93.7	78.0	22.0	93.7	56.3
Juli	1990	25.5	73.8	38.5	41.4	89.5	71.0	25.5	89.5	52.5

Mehrfach wurde bereits auf die große Heterogenität der Sedimentverteilung hingewiesen. Deshalb wurde die nunmehr fünfmalige Beprobung einer vergleichenden Betrachtung unterworfen. Im wesentlichen können auch hier frühere Aussagen bestätigt werden (Abb. 3).

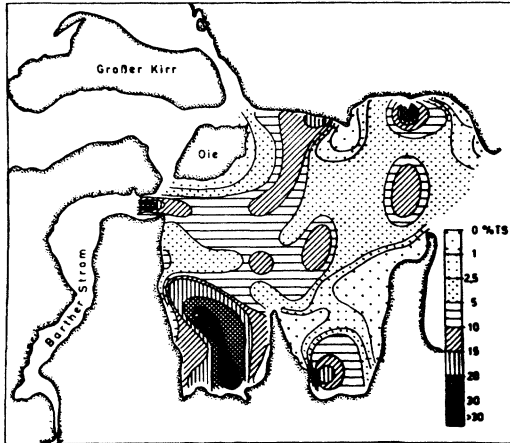


Abb. 2 Horizontalverteilung der organischen Substanz in der 5 cm - Oberflächenschicht des Barther Boddens (Juli 1990)

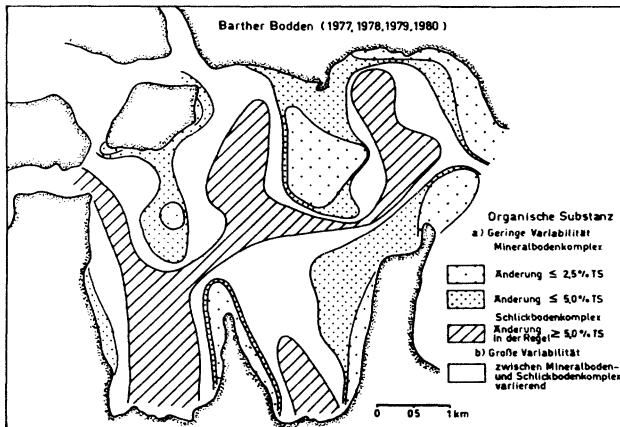


Abb. 3 Verallgemeinerte Verteilungskarte des Gehaltes an organischen Substanzen für den Barther Bodden

Im Barther Bodden existieren einige feststehende Strukturen, die in den Flachwasserregionen zu finden sind (Salzhaken, südliche Fortsetzung der Oie, Uferbereiche). Sie werden nahezu durchweg mineralisch mit nur geringen Variabilitäten gefunden. Andererseits gibt es Gebiete mit nahezu ständiger Schlickbedeckung (Barther Bucht, Barthemündung, Fahrwasser nach Zingst, Teile der Kleinen Wieck und der Glöwitzer Bucht). Die Unterschiede sind hier von Aufnahme zu Aufnahme jedoch wesentlich größer, was für eine hohe Mobilität der Sedimente spricht. Dazwischen gibt es typische Übergangsbereiche. Faßt man alle 5 Aufnahmen zusammen, ergibt sich folgende Übersicht:

Zugehörigkeit zum		Anzahl der Proben		mittlere Differenz des organischen Gehaltes (% TS)
Mineralboden komplex	Schlickboden komplex			
5x	-	32	45 mineralische	2.9
4x	1x	13	Strukturen	6.9
3x	2x	11	20 Übergangs-	8.8
2x	3x	9	bereiche	13.8
1x	4x	12	33 schlickige	12.3
-	5x	21	Strukturen	17.0

Zwischen organischem Gehalt und Wassergehalt bestehen enge Beziehungen (Tab. 5). 90% der organischen Substanz bestehen aus Wasser, das osmotisch in intakten Zellen, als Konstitutionswasser oder kolloidal gebunden vorliegt. Einen weiteren wesentlichen Einfluß besitzt die physikalische Struktur der Sedimente. Je feinkörniger (schlickiger) diese sind, um so mehr Wasser kann absorbiert und durch Kapillarwirkung gebunden werden. Abb. 4 zeigt die Beziehung zwischen beiden Parametern, die auch durch einen guten Korrelationskoeffizienten von $r = +0.79$ ($n = 99$) gestützt wird. Würde man eine solche Rechnung noch für mineralische Proben ($< 5\%$ TS) und schlickige Proben ($> 5\%$ TS) getrennt ausführen, würden sich die Beziehungen noch enger gestalten.

Tabelle 4 Mittlere Korngröße im Gesamtboddengebiet sowie aufgegliedert nach Mineralboden- und Schlickbodenkomplex

	Juni 1977	Juli 1978	Aug. 1979	Mai 1980	Juli 1990
Mineralbodenkomplex	0.264	0.187	0.240	0.302	0.266
Schlickbodenkomplex	0.158	0.123	0.190	0.202	0.184
Gesamtbodden	0.226	0.157	0.220	0.259	0.230

Charakteristisch für den Barther Bodden sind fein- bis mittelsandige Sedimente (0.1 - 0.5 mm Korngröße). Die Aufnahme 1990 ordnet sich gut in die bisherigen Befunde ein (Tab. 4).

Tabelle 5 Korrelationskoeffizienten zwischen verschiedenen Sedimentparametern für die Aufnahmen des Barther Boddens der Jahre 1977 - 1980 sowie 1990

	1977	1978	1979	1980	1990
organischer Gehalt - Wassergehalt	+ 0.91	+ 0.72	+ 0.78	+ 0.84	+ 0.79
organischer Gehalt - mittlere Korngröße	- 0.65	- 0.48	- 0.44	- 0.49	- 0.53
organischer Gehalt - Gesamt-Phosphor	+ 0.84	+ 0.50	+ 0.68	+ 0.87	+ 0.57
organischer Gehalt - Gesamt-HCL-lösl. Eisen	+ 0.92	+ 0.56	+ 0.82	+ 0.87	+ 0.72
Gesamt-Phosphor - Gesamt-HCL-lösl. Eisen	+ 0.81	+ 0.88	+ 0.84	+ 0.92	+ 0.68

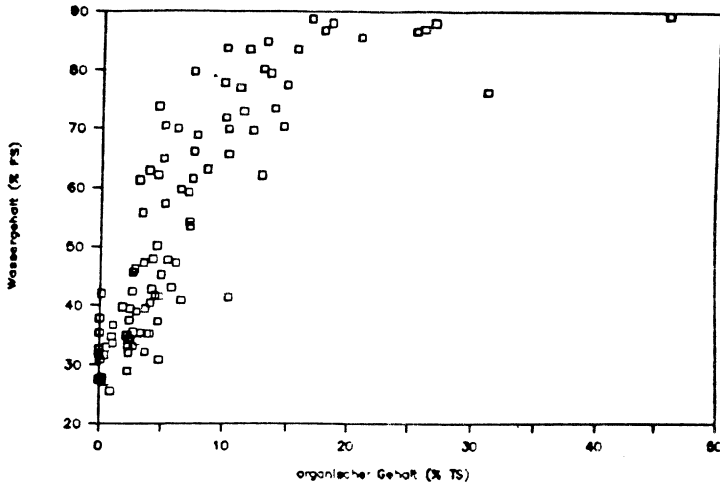


Abb. 4 Beziehung zwischen organischen Gehalt und Wassergehalt in der 5 cm - Oberflächenschicht des Barther Boddens (Juli 1990)

Gesicherte korrelative Zusammenhänge existieren zwischen dem Glühverlust und der mittlere Korngröße (Tab. 5). Wir finden also in der Regel eine der Bodentopographie und damit der Verteilung der organischen Substanzen angepaßte Struktur. Die Flachwasserareale weisen eine Anreicherung und Sortierung größerer Bestandteile auf. Hier dominiert die Mittelsandfraktion (0.2 - 0.5mm). Im Schlickkomplex herrscht dagegen Feinsand vor (0.1-0.2mm).

Lediglich die Aufnahme des Jahres 1978 ordnet sich nur begrenzt in dieses Bild ein. Starke Pegeldifferenzen bewirkten einen starken Ausstrom, stürmische Winde sorgten für erhebliche Wasserumwälzungen. Im Ergebnis dieser Prozesse kommt es zur Verwischung der "normalen" Strukturen. Aufgewirbelte, mobile, feinere, schlickigere Bestandteile lagerten sich auf größerem, stationärerem Material auf. So geht selbst im Mineralboden der Anteil der Mittelsandfraktion stark zurück (Tab. 4). Anzunehmen ist, daß sich ein Sortierungsprozeß anschließt, der dann wieder zu "normalen" Verhältnissen führt. Die Dauer dieser "Normalisierung" ist schwer abschätzbar und

wird sicher stark vom aktuellen hydrographischen und meteorologischen Geschehen bestimmt. Infolge der engen Verknüpfung zwischen organischem Gehalt und Gesamtphosphor (Tab. 5, Tab. 6) ergibt sich eine gute Übereinstimmung der Verteilungsmuster. Die höheren Phosphorgehalte der organisch reicheren Sedimente basieren auf ihren besseren Sorptionseigenschaften (BAADER, 1982).

Generell findet sich das vertraute Bild: Uferbereiche und andere Flachareale (Haken) sind mineralisch, grobkörnig und relativ phosphorarm. Mulden, Buchten, Barthemündung und Fahrwasserbereiche sind schllickig, feinkörnig und phosphorreich.

Tabelle 6 Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für Gesamtphosphor und HCl-lösliches Eisen der Sedimente des Barther Boddens 1977-1980 sowie 1990, aufgegliedert nach Mineralboden- und Schlickbodenkomplex sowie Gesamtboddengebiet

Angaben in $\mu\text{g P} \cdot \text{g TS}^{-1}$ bzw. $\text{mg Fe} \cdot \text{g TS}^{-1}$

Aufnahmejahr	Mineralbodenkomplex			Schlickbodenkomplex			Gesamtboddengebiet		
	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel
Gesamtphosphor									
Juni 1977	36	390	130	110	720	410	30	720	220
Juli 1978	90	540	190	150	1300	420	90	1300	300
August 1979	69	490	190	110	1260	520	60	1260	370
Mai 1980	90	460	200	296	1280	620	90	1280	380
Juli 1990	30	970	190	150	2180	430	30	2180	300
HCl-lös. Eisen									
Juni 1977	0.5	6.1	2.6	2.7	19.6	12.9	0.5	19.6	5.8
Juli 1978	0.8	5.8	2.4	1.7	14.8	6.4	0.8	14.8	4.3
August 1979	0.4	7.1	2.0	1.7	14.7	7.0	0.4	14.7	4.6
Mai 1980	1.2	6.4	2.9	3.6	20.4	8.6	1.2	20.4	5.3
Juli 1990	0.5	9.4	2.4	2.0	18.6	7.1	0.5	18.6	4.5

Faßt man die Aussagen aller 5 Aufnahmen für die verschiedenen Parameter zusammen, muß festgestellt werden, daß sich für den untersuchten Zeitraum von nahezu 15 Jahren keine Tendenz zur verstärkten Akkumulation nachweisen läßt. Auch die Phosphorgehalte, und das ist besonders bemerkenswert, haben sich im genannten Zeitraum nicht erhöht. Daraus darf jedoch nicht geschlossen werden, daß die Belastung gering und ohne Auswirkungen auf das Gewässer ist oder auch nur auf die Sedimente hat. Vielmehr muß darauf hingewiesen werden, daß trotz hoher Belastung, die durch Messungen belegt ist, keine Veränderungen im Phosphorstatus zu registrieren sind. Diese fehlenden Veränderungen im Phosphorstatus der Sedimentoberflächenschicht sind ein Zeichen dafür, daß die Sedimentdynamik mit ihren Kenngrößen Sedimentation/Resuspension, Sorption/Desorption hier auf Grund der hohen Produktivität des Gewässers und seiner Flachheit erheblichen Einfluß ausübt. Die registrierte Belastung der Sedimente mit Phosphat ist

aber ausreichend für den hohen Trophiestatus der Gewässer. Für Sanierungsstrategien ist dieser Fakt grundlegend (RYDING and FORSBERG, 1977; LIJKLEMA, 1986; SINKE et al., 1990).

Zusammenfassung

Nach einer 4-maligen Sedimentkartierung des Barther Boddens in den Jahren 1977 - 1980 erfolgte 1990 eine erneute Aufnahme der Sedimentbeschaffenheit dieses Gewässers mit dem Ziel, mögliche längerfristige Veränderungen zu erfassen. Die Untersuchungen wurden mit identischer Methodik (100 Meßpunkte in einem 500 m-Stationsraster) durchgeführt.

Faßt man die Aussagen aller 5 Aufnahmen zusammen, muß festgestellt werden, daß sich für den untersuchten Zeitraum von nahezu 15 Jahren keine Tendenz zur verstärkten Akkumulation nachweisen läßt, was jedoch nur als Kennzeichen einer immensen Umsatzleistung, nicht aber einer geringeren Belastung gewertet werden kann.

Summary

After a mapping out of the sediments of the Barther Bodden, repeated between 1977-1980 four times, a new survey of the sediment quality of the same area was done in 1990. The aim was to find out possible long term variations. The investigations were performed by the same method using a 100-point-net with a distance between the stations in any direction of 500m.

Summing up all five surveys we could not find in a period of around 15 years an evidence of increasing accumulation. This has to be evaluated rather as a result of an intensive turnover rate of the substances than as evidence of lower loading out of the catchment area.

Literatur

- ANDERSEN, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Res.* 10, 329-331.
- ARLT, G. (1970): Zur Gewinnung von Sedimentproben für quantitative Meiobenthosuntersuchungen in flachen Gewässern, unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie, Univ. Rostock.
- BAADER, G. (1982): Nährstoffgleichgewichte an der Sediment/Wasser-Kontaktzone von Flachwasserökosystemen. Diss., Univ. Rostock.
- CORRENS, M. (1976): Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. *Vermessungstechnik* 24, 12, 459-461.
- LIJKLEMA, L. (1986): Phosphorus accumulation in sediments and internal loading. *Hydrobiological Bulletin* 20, 1/2, 213-224.
- LINDNER, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Diss., Univ. Rostock.
- NAGUIB, M. (1982): Methagenese im Sediment der Binnengewässer. I. Methanol als dominanter Methan-Precursor im Sediment eines eutrophen Sees. *Arch. Hydrobiol.* 95, 1/4, 317-329.
- NAUSCH, G. (1981): Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. Diss., Univ. Rostock.
- NAUSCH, G. und G. SCHLUNGBAUM (1984a): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XVII. Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers (Barther Bodden). *Acta hydrochim. hydrobiol.* 12, 1, 61-72.

- NAUSCH, G. und G. SCHLUNGBAUM (1984b): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- XX. Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - eine zusammenfassende und vergleichende Übersicht. Wiss. Ztschr. Univ. Rostock 33, Math.-nat.R. 6, 59-63.
- RYDING, S.O. and C. FORSBERG (1977): Sediment as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Interactions between sediments and freshwater. GOLTERMAN, H.L.(Ed) pp-227-234., W. Junk BV Publishers, The Hague.
- SCHLUNGBAUM, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Diss. B, Univ. Rostock.
- SINKE, A.J.C., CORNELESE, A.A., KEIZER, P., VAN TONGEREN, O.F.R. and Th.E. CAPPENBERG (1990): Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands. Freshwater Biol. 23, 3, 587-599.
- TESSENOW, U. (1979): Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. Z. f. Wasser- und Abwasser-Forsch. 12, 2, 29-36.
- THIENEMANN, A. (1927): Der Nahrungskreislauf im Wasser. Aus Forschungen und Fortschritte, Berlin.
- VOGLER, P. (1975): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flowstream-Automaten. Teil 2: Die kombinierte automatische Bestimmung von Orthophosphat und Orthosilikat in Wassern. Acta hydrochim. hydrobiol. 3, 2, 145-158.
- VOGLER, P. (1976): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flowstream-Automaten. Teil 5: Die automatische Bestimmung von Eisen im Wasser. Acta hydrochim. hydrobiol. 4, 2, 115-127.

Verfasser:

Dr. rer. nat. Günther Nausch
 Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Freiligrathstraße 7/8
 PF 999
 0-2500 Rostock

Norbert Wasmund

Der Sauerstoffbedarf des Sediments in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee)

Einleitung

Aus den Sauerstoffverhältnissen lassen sich wichtige Rückschlüsse auf den Zustand eines Gewässers ziehen. Beispielsweise kommt es mit zunehmender Eutrophierung zu wachsenden Amplituden der Sauerstoff-Tagesgänge und zu verstärkten Sauerstoffzehrungen am Gewässergrund (vgl. v.OERTZEN et al. 1976).

Im Zuge der komplexen Modellierung der hoch eutrophen (bis hypertrophen) Darß-Zingster Boddenkette durch Mitarbeiter des Fachbereichs Biologie der Universität Rostock wurde deshalb dem Sauerstoffhaushalt große Beachtung geschenkt, wobei gerade wegen der geringen Tiefe dieses Küstengewässers der besonderen Rolle des Sedimentbereichs für das Gesamt-System Rechnung getragen wurde. Aus der großen Anzahl vorliegender Arbeiten sollen hier nur die von v.OERTZEN et al.(1976) zur Sedimentaktivität als Eutrophierungs-Indikator, von SCHARF (1979) zur Aktivität benthischer Ciliaten, von YAP (1987) zur Energie-Dynamik innerhalb der biotischen Struktur des Sediments sowie von SCHLUNGBAUM (1979) und BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) zu Stoffaustauschprozessen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone hervorgehoben werden.

Unsere in den Jahren 1978 bis 1982 durchgeführten Arbeiten zur Primärproduktion benthischer Mikroalgen (WASMUND 1986) erbrachten gleichzeitig umfangreiches Datenmaterial zum Sauerstoffbedarf des Sediments, was an dieser Stelle vorgestellt werden soll. Um eine dem Eutrophierungs-Trend widersprechende abnehmende Tendenz des Sauerstoffbedarfs langfristig zu prüfen, führten wir in den Sommermonaten der Jahre 1986 und 1987 weitere Messungen durch. Der Sauerstoffbedarf des Sediments wird einerseits unmittelbar durch den Stoffwechsel der Organismen (z.B. Respiration) hervorgerufen, andererseits durch rein chemische Oxydationen von in den Sedimenten reichlich vorkommenden reduzierten Substanzen, die größtenteils auch wiederum aus biochemischen Umsetzungen resultieren.

Die in abgedunkelten Proben zu messende Sauerstoffabnahme setzt sich also aus einer biologischen und einer chemischen Komponente zusammen. Dem wollen wir Nachdruck verleihen, indem wir diese Sauerstoff Verbrauchsrate als biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf bezeichnen. Dieser würde dem "sediment oxygen demand" nach BOWMAN und DELFINO (1980), WANG

(1980) sowie BARCELONA (1983) entsprechen bzw. etwa dem im deutschen Sprachraum geläufigen BSB, jedoch ohne an die Standardbedingungen zur Bestimmung des BSB gebunden zu sein. Die Sauerstoffabnahme in einer vergifteten Probe (Organismen abgetötet) in einer bestimmten Zeitspanne ist der chemische Sauerstoffbedarf (chemical oxygen demand).

Der biologische Sauerstoffbedarf (biological oxygen demand) errechnet sich als Differenz von biologisch-chemischem Sauerstoffbedarf und chemischem Sauerstoffbedarf.

Untersuchungsstationen

Zwei Stationen in den Darß-Zingster Boddengewässern, einem durch eine Halbinsel von der Ostsee weitgehend abgetrennten Küstengewässer von Ästuar-Charakter, wurden untersucht: Station K im Südtail der Kurr-Bucht südlich des Ortes Zingst, Station B im Nordteil des Barther Bodens, an der Westseite einer in der Kleinen Wiek gelegenen alten Mole.

Beide Stationen sind bei 15- 20 cm Wassertiefe in Ufernähe gelegen und dem Wellenschlag mehr oder weniger stark ausgesetzt. Deshalb liegt dort sandiges Sediment (etwa 94 % Feinsand) ohne Präsediment-Auflagerung vor. Die Station B ist stärker exponiert als Station K, was Aussagen zum Einfluß des Expositionsgrades zulassen sollte. Weitere Informationen sind der Arbeit von WASMUND (1986) zu entnehmen.

Methoden

Die Sedimentkerne wurden mittels oben zu verschließender Glasrohre von 28 mm Innendurchmesser entnommen. Durch Ersetzen des überstehenden Wassers durch filtriertes Wasser läßt sich der ansonsten vorhandene biologische Sauerstoffbedarf des freien Wassers weitgehend eliminieren. Diese Prozedur sowie das vorherige Entfernen der unteren Schichten des Sedimentkerns erfolgt ohne Störung der natürlichen Sedimentschichtung. Die unmittelbar anschließende *in situ* - Exponierung der in den abgedunkelten Probennahme-Glasrohren enthaltenen 1 cm -Sedimentschichten (mind. 3 Parallelen) dauert jeweils 1 Stunde. Diese Probennahme- und Expositionsmethode ist ausführlich bei WASMUND (1986) beschrieben, ebenso die Gewinnung und Exponierung tieferliegender Sedimentschichten.

Die Sauerstoffkonzentrationen im Probenwasser zu Beginn und zum Ende der Expositionszeit wurde nach der bekannten Winkler-Methode bestimmt.

Während zur Bestimmung des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs von natürlichen, unvergifteten Proben ausgegangen wurde, mußten zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs die in den Proben enthaltenen Organismen vor der Exponierung abgetötet werden.

Vorversuche ergaben, daß in Anbetracht der anschließenden Sauerstoffbestimmung Formalin, Lugolsche Lösung sowie konzentrierte Säuren und Laugen nicht als Gifte angewendet werden können. Sehr geeignet ist dagegen Quecksilber (II)-chlorid. Es wirkt schon in kleinsten Konzentrationen und stört die Winkler-Titration nicht.

Angewendet wurde HgCl_2 zu gleichen Zwecken beispielsweise durch SEN GUPTA (1972), HAR- GRAVE und CONNOLLY (1978), RIZNYK et al. (1978), VINCENT und GOLDMAN (1980) sowie OLAH et al. (1987). Die verwendeten Konzentrationen reichten von etwa $0,8 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ (CLASBY et al. 1973) bis $100 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ (SHARP 1977). MÜLLER und KNÖPP (1971) stellten ausdrücklich fest, daß bei der von ihnen angewendeten Konzentration von $20 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ alle biochemischen Umsetzungen schlagartig gestoppt wurden.

Wir arbeiteten mit der von GARGAS (1975) empfohlenen Konzentration von $50 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Diese erreichten wir, indem wir nach Abfüllen des überstehenden Wassers $0,2 \text{ ml}$ einer 1% igen HgCl_2 -Lösung auf das im Probennahrohr befindliche Sediment pipettierten und nach einer Einwirkzeit von etwa 1 min. das Probennahrohr ($V = 50 \text{ ml}$) mit filtriertem Standortwasser füllten. Weder die Belichtung der Proben noch die zugesetzte Menge (im untersuchten Bereich von $25 - 75 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) hatten Einfluß auf den gemessenen Sauerstoffbedarf des vergifteten Sediments.

Die H_2S -Bestimmung im Interstitialwasser führten wir nach FONSELIUS, in GRASSHOFF 1976, durch.

Ergebnisse und Diskussion

Die Jahressgänge von Mittagswerten des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs der Sedimentoberflächenschicht bis 1 cm Tiefe sind in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Die Durchschnittswerte des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs für die jeweilige Untersuchungsperiode (April-Oktober) an unseren zwei Untersuchungsstationen sind in Tab.1 zusammengefaßt. Auffällig ist eine abnehmende Tendenz von 1978 bis 1981, die auch gleichermaßen für die Bruttoprimärproduktion im Sediment gefunden worden ist (WASMUND 1986).

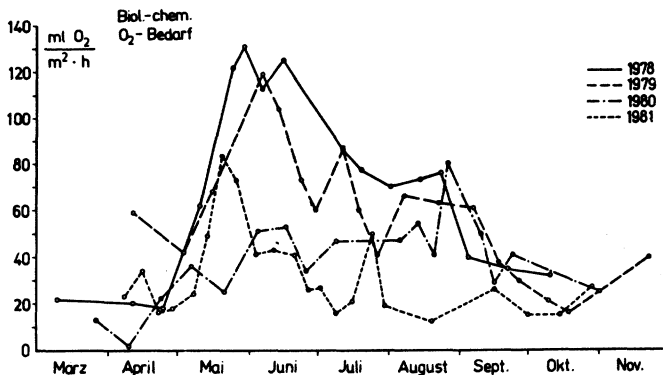


Abb. 1 Jahressgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs einer 1 cm starken Sedimentoberflächenschicht an Station K

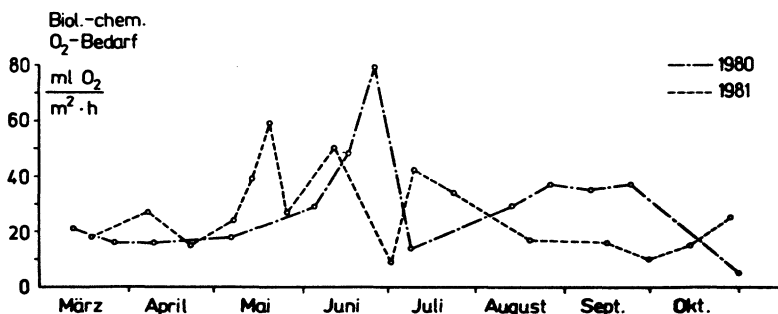


Abb. 2 Jahresgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs einer 1 cm starken Sedimentoberflächenschicht an Station B

Tabelle 1 Durchschnittswerte des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs des Sedimentes für die Periode April bis Oktober und für die Monate Juni/Juli in $\text{ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

Jahr	Station	Durchschnitt der "Vegetationsperiode" (April-Okt.)	Durchschnitt Juni - Juli
1978	K	62.1	100.5
1979	K	56.8	74.0
1980	K	38.6	45.4
1981	K	28.4	30.1
1982	K	-	51.8
1986	K	-	114.0
1987	K	-	60.0
1980	B	26.7	42.5
1981	B	23.6	33.8

Um die Fortsetzung dieser Tendenz zu prüfen, haben wir im Juni/Juli der Jahre 1986 und 1987 an jeweils 4 Terminen weitere Versuche durchgeführt. Um die Vergleichbarkeit mit den Jahren 1978-1981 zu ermöglichen, gaben wir in Tab.1 zusätzlich die Juni/Juli-Durchschnittswerte dieser Jahre an. Bei Hinzuziehung der Daten von 1986 und 1987 ist festzustellen, daß eine voreilige Extrapolation aus der Entwicklung von 1978 bis 1981 heraus zu Trugschlüssen geführt hätte, denn die Daten jener Jahre scheinen durchaus noch im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite zu liegen, ohne daß man von langfristigen Veränderungen sprechen kann. Auf die große Variabilität zwischen den Jahren bei Sedimentuntersuchungen wiesen HARGRAVE et al. (1983) hin. Von der Größenordnung her können wir die zuvor bereits von SCHLUNGBAUM (1979) für mineralische Sedimente der Kurr-Bucht (Station K) beschriebenen Sauerstoffverbrauchsdaten von

25 - 48 ml $O_2 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ als Durchschnittswerte bestätigen. BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) gaben für mineralisches Sediment der Kurr-Bucht einen biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf von 997 ml $O_2 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ($=41.5 \text{ ml } O_2 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) an. Angaben von *in situ*-Werten aus anderen Gewässern sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2 Literaturangaben zu *in situ* - Messungen des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs

Gewässer	Bemerkungen zum Gewässer oder zur Probenahme	Biol.-chem. Sauerstoffbedarf in $ml \ O_2 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$	Autor
1. Meere			
Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee)	mineralisches Sediment (1,3% org.Substanz) = nahe unserer Station K	41.5	Baader und Schlungbaum (1982)
Kieler Bucht (westliche Ostsee)	Frühjahr	7.4	Balter (1978)
	Sommer	6.5	
	Winter	4.2	
Ostseeküste bei Askö (Schweden)	2.6 - 60.5% organ. Substanz	26.9 - 87.5	Edberg und Hofsten (1973)
Küstenbereich der Georgia-Bucht (USA)	96% Sand, 3.7 m Wassertiefe, Juli	84.7	Hopkinson und Wetzel (1982)
Indischer Ozean bei Port Elizabeth (Südafrika)	Sandwatt, Dezember	4.36	Dye (1979)
False Bay (kanadische Atlantikküste)	Sandwatt		Parnatmat (1968)
	Minimum (Dez.-März)	0.0	
	Maximum (August)	125	
	Jahresmittel	16.3 - 25.8	
Kalifornische Pazifikküste	mineralisches Sediment, 18.3 m Wassertiefe	5.6 - 49.4	Hartwig (1978)
Bedford Basin (Meeresbucht in Neuschottland, Kanada)	Schlick,		Hargrave (1978)
	60m Tiefe Min.(Nov.) Maxim.(Aug.)	6.3 26	
Lindaspollene (norweg. Fjord)	Schlick, 22-35 m Tiefe		Dale (1978)
	Minum (Januar)	5.1	
	Maximum (September)	18.5	
	Jahresmittel	10.7	
Karibische See	Oktober	0 - 90 ; ($\bar{x} = 18$)	Bunt et al. (1972)
Long Reef (Atlantik vor Florida)	Dezember	1.2	Bunt et al. (1972)
Nordost-Pazifik	Tiefsee	1.4 - 2.9	Smith et al.(1979)
2. Seen			
Char Lake (Kanada)	oligotroph		Welch und Kalff (1974)
	0-4mTiefe (Fels u.Sand)	2.8	
	4-10 m Tiefe (Schlick)	7.1	
	10-24 m Tiefe (Sand)	2.6	

Fortsetzung Tabelle 2			
Marion Lake (Kanada)	Schlick 0 - 1m Tiefe 5 - 6 m Tiefe	11.1 7.6	Hargave (1969)
Lake 302 S (Kanada)	Sand, 20m Tiefe mit Präsediment ohne Präsediment	21.2 10.4 bei RQ = 1.0	Sweerts et al. (1986)
Shagawa Lake (USA)	eutroph	58.8 - 107.8	Sonzogni et al. (1977)
schwedische Seen	eutroph, 0.6 - 40% org. Substanz	13.3 - 75.0	Edberg und Hofsten (1973)
Fischteiche in Indien		11.6 - 99.2	Olah et al. (1987)
3. Flüsse			
schwedische Flüsse	8.5 - 11 % org. Sub- stanz	9.2 - 41.7	Edberg und Hofsten (1973)
Wüstenfluß in Arizona (USA)	August	107.8	Grimm und Fisher (1984)

Die Ergebnisse von YAP (1987), die in den Jahren 1985 und 1986 genau an unseren Stationen K und B gewonnen wurden, können wir in unsere Betrachtungen nicht einbeziehen, da sie auf einer Labormethode basieren. Die großen Differenzen zwischen ihren Laborergebnissen und unseren Freilandwerten wurden von YAP (1987) ausführlich diskutiert. Die Jahresdurchschnittswerte der "total oxygen uptake" des Sediments betrugen nach YAP (1987, Tab. 18 und 19) für Station K (Kirr) $5,55 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und für Station B (Kleine Wiek) $5,36 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Ein Vergleich mit Tab.2 zeigt, daß diese Werte für die eutrophierte Darß-Zingster Boddenkette zu gering sein dürften; derart niedrige Werte wären typisch für oligotrophe Meere und Seen. Literaturangaben aus Laborversuchen sind in tabellarischer Übersicht in v.OERTZEN et al. (1976), BOWMAN und DEL-FINO (1980) sowie BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) einzusehen.

Unsere Jahresgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs zeigten Minima zum Winter hin und Maxima im Mai/Juni. In der Regel konnte eine Temperaturabhängigkeit des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs festgestellt werden (siehe Tab.3, vgl. auch PAMATMAT 1968, HARGRAVE 1969, HARTWIG 1978 und VAN ES 1982). YAP (1987) ermittelte eine (von uns nicht untersuchte) Abhängigkeit des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs von der vorhandenen Menge an oxydierbarer organischer Substanz (vgl. auch HARGRAVE 1978). Eine Sauerstoffabhängigkeit konnten wir in unseren gut mit Sauerstoff versorgten Gewässern nicht nachweisen; sie ist erwartungsgemäß aber z.B. in Fischteichen festgestellt worden (OLAH et al. 1987).

Für den chemischen Sauerstoffbedarf bestimmten wir im Sommer des Jahres 1982 an Station K einen Durchschnittswert von $28,2 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; das sind 65,3 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs (siehe Tab. 4). Im Sommer 1987 betrug der Anteil des chemischen Sauerstoffbedarfs am biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf 54,2 %. Die Übereinstimmung mit der von YAP (1987, Tab. 27) für die Sommermonate angegebenen prozentualen "chemical oxygen de-

mand" ist erstaunlich gut. Auch für tiefe Meeresbuchten werden ähnliche Angaben zum chemischen Sauerstoffbedarf des Sediments gemacht: PAMATMAT (1971): 41-78 %, DALE (1978): 70 %, HARGRAVE (1978): 40 %. In indischen Fischteichen wiesen OLAH et al. (1987) sogar Fälle nach, in denen der chemische Sauerstoffbedarf 100 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs ausmachte. Weitere Angaben sind den ausführlichen Diskussionen von DALE (1978) und WANG (1980) zu entnehmen.

Tabelle 3 Korrelationskoeffizienten (r) aus der linearen Regressionsanalyse zum Vergleich von biologisch-chemischem Sauerstoffbedarf und Wassertemperatur.
 α = Irrtumswahrscheinlichkeit, für die die Korrelation noch signifikant ist
 n.s. = für α = 5% nicht signifikant

	Station K				Station B	
	1978	1979	1980	1981	1980	1981
r	0.86	0.68	0.67	0.51	0.54	0.54
α	0.1%	0.1%	0.27%	1%	n.s.	5%

Tabelle 4 Sauerstoffbedarf des Sediments (mit Standardabweichungen) an Station K

Datum	Biol.-chem. O ₂ -Bedarf	Chem. O ₂ -Bedarf	Anteil des chem. O ₂ -Bedarfs am biol.-chem. O ₂ -Bedarf
	in $\frac{\text{ml} \cdot \text{O}_2}{\text{m}^2 \cdot \text{h}}$		in %
08.06.1982	48.1 ± 10.4	39.2 ± 2.0	81.5
29.06.1982	41.6 ± 6.8	22.8 ± 6.2	54.8
07.07.1982	66.2 ± 17.2	38.4 ± 4.8	58.0
13.07.1982	52.0 ± 6.5	28.0 ± 19.2	53.8
03.08.1982	33.6 ± 19.5	20.9 ± 4.9	61.9
10.08.1982	27.2 ± 1.1	24.0 ± 17.0	88.2
17.08.1982	53.2 ± 49.2	34.4 ± 6.5	64.7
24.08.1982	29.6 ± 12.9	17.7 ± 1.5	59.8
Mittelwert	43.9 ± 13.4	28.2 ± 8.2	65.3 ± 12.7

An Station K wurden auch tiefere Sedimentschichten zur Bestimmung des Sauerstoffbedarfs exponiert. In Abb.3 wird mit zwei Beispielen gezeigt, daß der chemische Sauerstoffbedarf mit zunehmender Sedimenttiefe ansteigt (vgl. auch YAP 1987). Der hohe chemische Sauerstoffbedarf des Sediments resultiert z.B. aus der Oxydation des beim biochemischen Abbau sedimentierter organischer Substanz gebildeten Schwefelwasserstoffs.

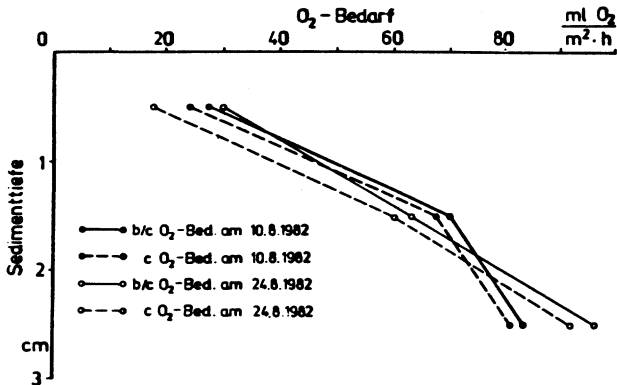


Abb. 3 Tiefenprofile des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs (b/c O₂-Bed.) und des chemischen Sauerstoffbedarfs (c O₂-Bed.) bis in 3 cm Sedimenttiefe an 2 Untersuchungstagen (Station K)

PAMATMAT und BHAGWAT (1973) fanden eine Korrelation zwischen dem chemischen Sauerstoffbedarf und der Konzentration reduzierter Substanzen in den oberen 4 cm von intakten Sedimentkernen. Sie ermittelten, ebenso wie MONTGOMERY et al. (1979), daß die Konzentration der reduzierten Substanzen bis in 10 cm Tiefe ansteigt und in den darunterliegenden Sedimentschichten wieder leicht absinkt. In marinen Sedimenten, wo weniger abbaubare organische Substanz anfällt, stellten SWEENEY und KAPLAN (1980) das H₂S- Maximum sogar erst in 86-95 cm Sedimenttiefe fest. BARCELONA (1983) fand in seinen bis 55 cm langen Sedimentkernen in den einzelnen Schichten einen relativ gleichbleibenden Sauerstoffbedarf.

Für uns sind aber weniger die extrem tiefen Sedimentschichten von Interesse, sondern vielmehr detailliertere Untersuchungen der Oberflächenschichten. Leider fehlten uns dazu die technischen Möglichkeiten. Doch aus unseren Erfahrungen heraus nehmen wir an Station K ähnliche Verhältnisse an, wie sie von JOERGENSEN et al. (1979) für Blaualgen-Matten beschrieben sind: bis in 3 mm Sedimenttiefe kein H₂S (zur Mittagszeit !), bis in 7 mm Tiefe dann Anstieg der H₂S-Konzentrationen auf 1,5 - 2,0 mmol · l⁻¹. Spätere Untersuchungen von JOERGENSEN et al. (1983) zeigten deutlich geringere H₂S-Konzentrationen, die in der Größenordnung unserer eigenen Befunde lagen.

Wir fanden an Station K im Porenwasser des oberen Zentimeters des Sediments H₂S-Konzentrationen um 0,4 mmol · l⁻¹.

Wenn das Auftreten von Schwefelwasserstoff (H₂S) oder schwarz gefärbtem Eisensulfid (FeS) bereits ein ausreichender Hinweis auf anoxische, reduzierende Bedingungen sein soll (vgl. ADAMI-RAAL und PELETIER 1980, WANG 1980), können auch wir davon ausgehen, daß die oberen 2-3 mm des Sediments an Station K stets oxisch waren. Aufgrund unserer 5-jährigen zusammenhän-

genden Beobachtungen an Station K kommen wir, ebenso wie COLIJN und DIJKEMA (1981), zu der Aussage, daß sich die reduzierte, schwarze Sedimentschicht zum Sommer hin der Sedimentoberfläche nähert. Während sich die oxische Schicht im März und April noch bis 5 mm Tiefe erstreckte, reichte sie von Juni bis September nur noch 2-3 mm tief, im Oktober aber bereits wieder bis 5 mm Tiefe hinab.

An Station B trifft man die reduzierte Schicht erst unterhalb 8 mm Sedimenttiefe an. Dementsprechend finden wir hier einen geringeren biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf als an Station K. Als Ursache dafür sehen wir den höheren Expositionsgrad der Station B an. Durch den stärkeren Wellenschlag wird das Sediment tiefer durchmischt und somit ständig aufoxydiert.

Ein Durchmischen des Sediments bringt also die reduzierten Substanzen der anoxischen Sedimentschicht mit dem Sauerstoffreichen Wasserkörper in Berührung. Experimentelles Durchmischen einer bislang ungestörten 1 cm starken Sedimentoberflächenschicht von Station K führt zu einem zusätzlichen Sauerstoffverbrauch von $150 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2}$. Dieser Wert stimmt erstaunlich gut überein mit den Angaben von BUNT et al. (1972), die bei Durchmischung der oberen 2,5 cm von Sedimenten aus der Karibischen See einen sofortigen Sauerstoffverbrauch von $392 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2}$ feststellten.

Bei der Bestimmung des Sauerstoffbedarfs ist also streng zu unterscheiden zwischen Methoden, die mit ungestörten Sedimenten arbeiten und solchen, die von einer Durchmischung des Sediments ausgehen (z.B. Warburg-Methode, vgl. v.OERTZEN et al. 1976).

Bei der Arbeit mit tieferen Schichten der Sedimentkerne (also nach Entfernung der obersten Schicht) ist auch die Einhaltung der Expositionszeit wichtig, denn diese anoxischen Sedimentschichten werden im Experiment unvermittelt mit sauerstoffreichem Wasser in Berührung gebracht, was zu einem stark erhöhten chemischen Sauerstoffbedarf führt, der sich aber relativ schnell absättigt. BARCELONA (1983) gibt an, daß nach 1 Stunde bereits 59 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs befriedigt sind, wobei der chemische Sauerstoffbedarf den weitesten größten Anteil ausmacht.

Bei ungestörten Sedimentkernen ist die exakte Einhaltung der Expositionszeit weniger wichtig, und die Ergebnisse sind besser reproduzierbar, denn das Fließgleichgewicht zwischen Sediment und Wasserkörper bleibt erhalten, so daß die Sauerstoffverbrauchsraten des Sediments über viele Stunden konstant bleiben (DYE 1979). Erst wenn der Sauerstoffgehalt im Wasserkörper auf unter $2 \text{ ml} \cdot \text{l}^{-1}$ absinkt, kommt es zur Verringerung der Sauerstoffverbrauchsraten wegen Sauerstoffmangels (ANDERSON et al. 1986).

Um den biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf des Sediments in verschiedenen Gewässertiefen zu ermitteln, entnahmen wir westlich der Station K bis in 1 m Wassertiefe Sedimentproben, die an der jeweiligen Probennahmestelle exponiert wurden. Mit zunehmender Tiefe nahm der biologisch-chemische Sauerstoffbedarf zu (siehe Abb. 4). Dies war auch zu erwarten, da der organische Gehalt des Sediments mit der Wassertiefe ansteigt, was zu einem verstärkten bioche-

mischen Abbau führt. Schon optisch unterschied sich das Sediment aus 1 m Tiefe von dem aus 20 cm Tiefe durch hohen Schlickanteil und Schwarzfärbung bis zur Sedimentoberfläche (Faulschlamm).

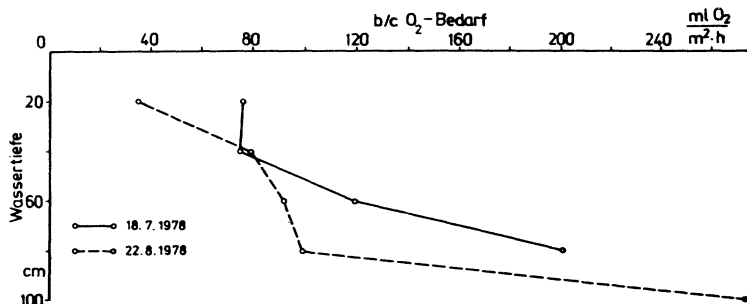


Abb. 4 Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf der Sedimentoberflächenschicht bei verschiedenen Wassertiefen; Profil von Station K (20 cm tief) in westliche Richtung

Im Tagesgang (von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang) zeigte sich im allgemeinen ein zweigipfliger Kurververlauf des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs: ein kleiner peak gegen 7 Uhr und ein größerer peak am Nachmittag. Von 11 aufgenommenen Tagesgängen sollen in Abb. 5 als Beispiel nur die 3 Tage herausgegriffen werden, von denen bereits die Tagesgänge der Brutproduktionsraten dargestellt und diskutiert worden sind (siehe WASMUND 1980).

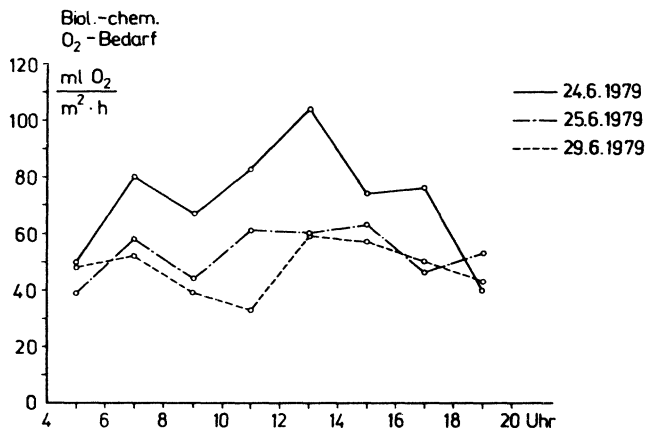


Abb. 5 Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf der Sedimentoberflächenschicht im Tagesverlauf an 3 Untersuchungstagen, Station K

Zur Erklärung des zum Nachmittag hin ansteigenden biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs könnte man die im Tagesverlauf ansteigenden Temperaturen (z.B. WHITTINGHAM 1960), Sauerstoffgehalte (z.B. McINTIRE 1966) oder die angesammelten Assimilate (MÜLLER und KNÖPP 1971) bzw. die am Nachmittag verstärkte Exkretion organischer Substanzen, die als Substrat für die Atmung der Bakterien dienen (HUNDING 1973) heranziehen. Es gibt sicherlich auch die Möglichkeit der internen zellulären Regelungen der diurnalen Rhythmik der Atmungsintensität. Wahrscheinlich werden die genannten Faktoren in ihrer Gesamtheit wirken, denn Analysen der Temperatur und des Sauerstoffgehalts für sich ergaben keine Korrelationen zum biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf im Tagesverlauf.

Zusammenfassung

Der biologisch-chemische Sauerstoffbedarf des sandigen Sediments von 2 Stationen der Darß-Zingster Boddenkette, eines flachen Küstengewässers der südlichen Ostsee, wurde an ungestörten Sedimentkernen *in situ* bestimmt. Die höchsten Werte (bis $130 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) wurden im Mai/Juni ermittelt. Die Durchschnittswerte schwankten in den 4 Untersuchungsjahren zwischen 23,6 und $61,1 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Rund 65 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs entfallen auf rein chemische Sauerstoffzehrungen. Die Höhe des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs ist im Jahresverlauf mit der Wassertemperatur korreliert. Mit zunehmendem Expositionsgrad sinkt der Sauerstoffbedarf des Sediments. Im Tagesverlauf zeigte sich der höchste biologisch-chemische Sauerstoffbedarf in den Nachmittagsstunden.

Literatur

- ADMIRAAL, W.; PELETIER, H. (1980): Distribution of diatom species on an estuarine mudflat and experimental analysis of the selective effect of stress. In: W. Admiraal: Experiments on the ecology of benthic diatoms in the Eems-Dollard estuary. Publicaties en Verslagen No.3
- ANDERSON L.G.; HALL, P.O.J.; IVERFELDT, A.; RUTGERS VAN DER LOEFF, M.M.; SUNDBY, B.; WESTERLUND, S.F.G. (1986): Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnol. Oceanogr.* 31,319-329
- BAADER, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 12: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 10, 153-166
- BALZER, W. (1978): Untersuchungen über Abbau organischer Materie und Nährstoff-Freisetzung am Boden der Kieler Bucht beim Übergang vom oxischen zum anoxischen Milieu. Diss. Univ. Kiel (Report 36 des Sonderforschungsbereichs 95)
- BARCELONA, M.J. (1983): Sediment oxygen demand fractionation, kinetics and reduced chemical substances. *Water Res.* 17, 1081-1093
- BOWMAN, G.T.; DELFINO, J.J. (1980): Sediment oxygen demand techniques: a review and comparison of laboratory and *in situ* systems. *Water Res.* 14, 491-499
- BUNT, J.S.; LEE, C.C.; LEE, E. (1972): Primary productivity and related data from tropical and subtropical marine sediments. *Mar. Biol.* 16, 28-36
- CLASBY, R.C.; HORNER, R.; ALEXANDER, V. (1973): An *in situ* method for measuring primary productivity of Arctic Sea ice algae. *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 835-838
- COLIJN, F.; DIJKEMA, K.S. (1981): Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 4, 9-21

- DALE, T. (1978): Total, chemical and biological oxygen consumption of sediments in Lindaspoliene, western Norway. *Mar. Biol.* 49, 333-341
- DYE, A. H. (1979) : Measurement of biological oxygen demand in sandy beaches. *S. Afr. J. Zool.* 14, 55-60
- EDBERG, N.; v. HOFSTEN, B. (1973) : Oxygen uptake of bottom sediments studied *in situ* and in the laboratory. *Water Res.* 7, 1285-1294
- GARGAS, E. (1975): A manual for phytoplankton primary production studies in the Baltic. *BMB Pubi.* 2, 1-88
- GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. (1984) : Exchange between interstitial and surface water: Implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia* 111, 219-228
- GRASSHOFF, K. (1976) : Methods of seawater analysis. Verlag Chemie. Weinheim, New York
- HARGRAVE, B.T. (1969): Epibenthic algal production and community respiration in the sediments of Marion Lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 26, 2003-2026
- HARGRAVE, B.T. (1978) : Seasonal changes in oxygen uptake by settled particulate matter and sediments in a marine bay. *J. Fish. Res. Board Can.* 35, 1621-1628
- HARGRAVE, B.T.; CONNOLLY, G. F. (1978) : A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compounds across sediment surfaces. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1005-1010
- HARGRAVE, B.T.; PROUSE, N.J.; PHILLIPS, G.A.; NEAME, P.A. (1983): Primary production and respiration in pelagic and benthic communities at two intertidal sites in the upper Bay of Fundy. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, Suppl. 1, 229-243
- HARTWIG, E.O. (1978) : Factors affecting respiration and photosynthesis by the benthic community of a subtidal siliceous sediment. *Mar. Biol.* 46, 283-293
- HOPKINSON, C.S., Jr. (1985) : Shallow-water benthic and pelagic metabolism: evidence of heterotrophy in the nearshore Georgia Bight. *Mar. Biol.* 87, 19-32
- HOPKINSON, C.S.; WETZEL, R.L. (1982) : *In situ* measurements of nutrient and oxygen fluxes in a coastal marine benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 29-35
- HUNDING, C. (1973) : Diel variation in oxygen production and uptake in a microbenthic littoral community of a nutrient-poor lake. *Oikos* 24, 352-360
- JØRGENSEN, B.B.; REVSBECH, N.P.; BLACKBURN, T.H.; COHEN, Y. (1979): Diurnal cycle of oxygen and sulfide microgradients and microbial photosynthesis in a cyanobacterial mat sediment. *Appl. Environm. Microbiol.* 38, 46-58
- JØRGENSEN, B.B.; REVSBECH, N.P.; COHEN, Y. (1983): Photosynthesis and structure of benthic microbial mats: microelectrode and SEM studies of four cyanobacterial communities. *Limnol. Oceanogr.* 28, 1075-1093
- McINTIRE, C.D. (1966): Some factors affecting respiration of periphyton communities in lotic environments. *Ecology* 47, 918-930
- MONTGOMERY, J. R.; ZIMMERMANN, C. F.; PRICE, M.T. (1979) : The collection, analysis and variation of nutrients in estuarine pore water. *Estuar.Coast. Mar. Sci.* 9, 203-214
- MÜLLER, D.; KNÖPP, H. (1971) : Zur Messung der Primärproduktion und biogenen Belüftung in Fließgewässern. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 56, 49-67
- v.OERTZEN, J.-A.; SANDBERG, H.; KAHL, G. (1976) : Sedimentaktivität als Eutrophierungsindikator für oligohaline Küstengewässer. *Limnologica* 10, 427-435
- OLAH, J.; SINHA, V.R.P.; AYYAPPAN, S. (1987): Sediment oxygen consumption in tropical undrainable fish ponds. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72, 297-305
- PAMATMAT, M.M. (1968) : Ecology and metabolism of a benthic community on an intertidal sandflat. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 53, 211-298
- PAMATMAT, M.M. (1971): Oxygen consumption by the seabed. VI. Seasonal cycle of chemical Oxidation and respiration in Puget Sound. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 56, 769-793
- PAMATMAT, M.M.; BHAGWAT, A.M. (1973): Anaerobic metabolism in Lake Washington sediments. *Limnol. Oceanogr.* 18, 611-627
- RIZNYK, R.Z.; EDENS, J.I.; LIBBY, R.C. (1978): Production of epibenthic diatoms in a southern California impounded estuary. *J. Phycol.* 14, 273-279
- SCHARF, E.-M. (1979): Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). *Diss.A, Univ.Rostock*
- SCHLUNGBAUM, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. *Diss.B, Univ.Rostock*
- SEN GUPTA, R. (1972): Photosynthetic production and its regulating factors in the Baltic Sea. *Mar. Biol.* 17, 82-92
- SHARP, J.H. (1977): Excretion of organic matter by marine phytoplankton: Do healthy cells do it ? *Limnol. Oceanogr.* 22, 381-399

- SMITH, K.L.; WHITE, G.A.; LAVER, M.B. (1979): Oxygen uptake and nutrient exchange of sediments measured in situ using a free vehicle grab respirometer. *Deep-Sea Res.* 26, 337-346
- SONZOGNI, W.C.; LARSEN, D.P.; MALUEG, K.W.; SCHULDT, M.D. (1977): Use of large submerged chambers to measure sediment water interactions. *Water Res.* 11, 461-464
- SWEENEY, R.E.; KAPLAN, I.R. (1980): Diagenetic sulfate reduction in marine sediments. *Mar. Chem.* 9, 165-174
- SWEERTS, J.P.; RUDD, J.W.W.; KELLY, C.A. (1986): Metabolic activities in flocculent surface sediments and underlying sandy littoral sediments. *Limnol. Oceanogr.* 31, 330-338
- VAN ES, F.B. (1982): Community metabolism of intertidal flats in the Ems-Dollard estuary. *Mar. Biol.* 66, 95-108
- VINCENT, W.F.; GOLDMAN, C.R. (1980): Evidence for algal heterotrophy in Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.* 25, 89-99
- WANG, W. (1980): Fractionation of sediment oxygen demand. *Water Res.* 14, 603-612
- WASMUND, N. (1980): Zur Tagesproduktion des Mikrophytobenthos. *Wiss. Z. WPU Rostock, N-Reihe* 29, 4/5, 113-116
- WASMUND, N. (1986): Ecology and bioproduction in the microphytobenthos of the chain of shallow inlets (Boddens) south of the Darss-Zingst Peninsula (southern Baltic Sea). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71, 153-178
- WELCH, H.E.; KALFF, J. (1974): Benthic photosynthesis and respiration in Char Lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 31, 609-620
- WHITTINGHAM, C.P. (1960): Respiration of algae. In: W. Ruhland (Hrsg.): *Handbuch der Pflanzenphysiologie*, Bd. 12/2, 447-454. Berlin, Göttingen, Heidelberg
- YAP, M.H.T. (1987): Aspekte der benthischen Energie-Dynamik in einem Flachwasser Ökosystem der Ostsee. Diss.A, Univ. Rostock

Verfasser:

Dr. Norbert Wasmund
 Institut für Ostseeforschung
 Seestraße 15
 D-2530 Warnemünde

Ulrich Schiewer; Lene Madsen

Fluorometry - a method for ecotoxicological purposes

Introduction

Algae are often used for testing the toxicity of herbicides and for assessing water quality. The toxic action of a substance or water sample is generally measured by means of a growth test or by determining the rate of photosynthesis (measurement of the effective concentration - EC_{50}).

Both tests involve considerable effort in terms of time and equipment. Fluorometry, on the other hand, seems to be a promising way of measuring toxic properties quickly and cheaply. This would be particularly true for in vivo fluorescence measurements, if it can be proved that they yield results are consistent with those yielded by growth and photosynthesis test.

Fluorometric methods are based on the fact that the fluorescence of chlorophyll is effected by substances which suppress, partly or completely, the transport of electrons during photosynthesis.

Fluorometry has been in use for some time as a routine method for measuring biomass in laboratory cultures, and despite certain drawbacks it has also found application for in vivo biomass measurements on natural populations (OWENS et al. 1980, PARKER and TRANTER 1981). Although its value as a tool for ecotoxicological studies seems obvious, fluorometry has very seldom been used hitherto for such purposes as far as we know (LIVINGSTON 1977, LITTLE 1978, SASTRY and MILLER 1981, BENECKE et al. 1982). We have therefore studied fluorometry with the aim of developing a standard fluorometric screening method which can be used to assess both the acute (short duration) and chronic (long term) toxicities of substances.

The normal fluorescence of chlorophyll is equivalent to the biomass. Herbicides interrupt the photosynthetic transport of electrons, and the degree of fluorescence enhancement is approximately proportional to the inhibitory action of the active ingredient of the herbicide. The fluorescence enhancement induced by DCMU is equivalent to the potential photosynthesis. We have used this findings for the development of a fast screening method for ecotoxicological purposes described below.

Material and Methods

1 Algal species and cultures

Batch cultures of *Phaeodactylum tricornutum*, *Skeletonema costatum*, *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus subspicatus* and chemostat cultures of *Chlorella pyrenoidosa* were used for the investigations. The principal investigations were performed on algae in the exponential growth phase because pilot studies had shown that responses to the test substances were greatly reduced when the experiments were performed on algae during the stationary growth phase (cf. also SAMUELSSON et al. 1978).

The algae were grown in continuous light in a medium of synthetic freshwater or nutrient enriched natural seawater at 20 ‰ salinity. The growth temperature was 20°C.

The biomass of the cultured algae samples were standardised (except for the toxicity tests with sewage samples, for which the algal biomasses were too low) by extinction measurements at 750, 680 and 530 nm in 5 cm cuvettes before the fluorescence measurements. The subsequent cell counts were done with a Coulter Counter model FN, and LORENZEN'S (1967) method was used for determination of the chlorophyll a concentration.

The algal material used for the fluorometric investigations was used in addition for measurements of growth and photosynthetic rates. The rate of photosynthesis was measured by the ¹⁴C-method in a light incubator (GARGAS et al. 1976).

Phytoplankton samples collected from a small eutrophic pond were used for comparative studies. The dominant algal groups in these samples were the chlorococcal green algae, blue-greens and the euglenoid *Phacus*.

2 Fluorescence equipment and investigated substances

The fluorescence was measured with an Aminco solid state blank substrate fluorocolorimeter 4-7440. The samples were excited by light at 436 nm after it had passed the Corning 4/7110 primary filter and aperture 4. All data were recorded on a W + W 1100 recorder (Struers).

The substances tested were 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethyl urea (DCMU), the auxine herbicides 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) and 4-chlor-3-methylphenoxyacetic acid (MCPA), and 4-nitrophenol (4-NP). The MCPA was on a water soluble form containing 16,8 % filler, and the 2,4-D was on a water soluble form (Herbatox DP 667) containing 33 % filler. The DCMU and 4-NP were applied as pure substances. The concentrations tested ranged from 10⁻⁸ to 10⁻⁴ for DCMU, 0,1 - 500 µg ml⁻¹ for MCPA, 0,02 - 5 µl l⁻¹ for 2,4-D and 0,05 - 51,0 µg for 4-NP.

The effects of waste water containing copper, organically loaded sewage and untreated waste water from a herbicide factory producing hormonal herbicides were also investigated.

3 Standardisation of the test procedure

The in vivo effects of herbicides and other substances depend not only on the physiological status of the algae, but also on the species concerned, the used concentrations and the time of contact with the substances. This is shown in Fig. 1 for three of our test algae in the case of DCMU.

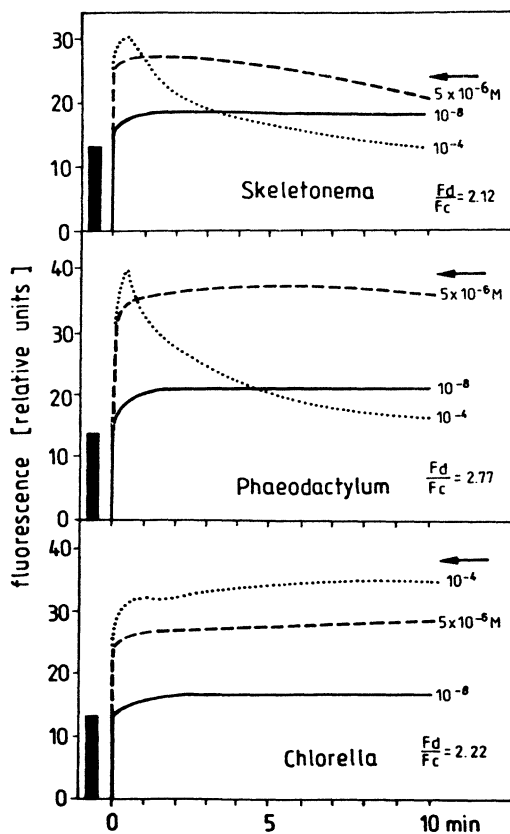


Fig. 1
Increase in fluorescence induced by 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethyl urea (DCMU) in various algae. Columns = chlorophyll fluorescence (F_c), curves = variation of fluorescence vs. time after addition of DCMU (F_d). Dotted arrows = steady state fluorescence after addition of $10^{-8} M$ DCMU: F_d/F_c ratio applies for $10^{-6} M$ DCMU. Representative example from five experiments

optimum. Within this range, fluorescence reaches a quasi-steady state, under the weak light excitation conditions of our experiments, after about 5 minutes and then remains at a constant plateau level for the next 5 - 10 min. This observation serves as the basis for the herbicide screening test we have developed. The test procedure, which is described in the following, involves four fluorescence measurements.

4 Used and recommended test procedure

- a) Test algae are cultured under standardised conditions. The algae used for fluorescence measurements must be in the exponential growth phase. Natural algal populations must be tested as soon as possible after collection from the biotope, and great care must be taken to avoid harmful effects of transport.
- b) The algal biomass used for the test must be standardised if cultured algae are used. This can be done by cell counts (e.g. with Coulter Counter) or, more simply, by measuring the extinction at 750, 680, 650 and 490 nm for green algae (instead of 650 nm, for diatom 580 nm (fucoxanthin) and 625 nm (phycocyanin) for blue-greens).
- c) The background fluorescence of the media or, for natural phytoplankton samples, of the particle-free sample water must be measured. This also applies to the fluorescence of the test substances in alga-free medium or particle-free sample water. The values obtained during this step are needed to correct the subsequent fluorescence measurements.
- d) The fluorescence of the untreated sample can now be measured (1st measurement: F_c value = equivalent of biomass).
- e) DCMU must be added to the sample to give the optimal concentration, and the DCMU induced fluorescence enhancement can be measured after 5 min contact with the DCMU (2nd measurement: F_d value = potential photosynthesis).
- f) The test substance is now added to untreated samples to obtain the different test concentrations, and the corresponding fluorescence values can be measured after a contact time of 5 min (3rd measurement: F_h value = decoupling effect of test substance; short type measuring), or after longer periods of incubation (long type measuring).
- g) The reference value relative to the action of DCMU alone must be measured after adding DCMU to give the optimum DCMU concentration in all samples loaded with the test substance. The DCMU induced fluorescence enhancement can again be measured after 5 min. of contact (4th measurement: F_{dh}). h) After the measured fluorescences have been corrected for background fluorescence of the medium and/or the intrinsic fluorescence of the test substance, the following ratios must be calculated:
 - F_d/F_c = maximum potential photosynthetic activity per unit biomass;
 - F_h/F_c = decoupling action of the test substance per unit biomass;
 - F_{dh}/F_c = interaction between test substance and optimal DCMU concentration per unit biomass; and
 - F_{dh}/F_h = relative influence of test substance on the maximum potential photosynthetic performance.

The value $F_d/F_c = 1,0$ is equivalent to a zero fluorescence enhancement.

The differences between the values

$$\frac{F_{dh} - F_h}{F_h} \quad \text{and} \quad \frac{F_d - F_c}{F_c}$$

are expressed as percentages in order to obtain the percentage inhibition and enhancement respectively induced by the test substance relative to that induced by DCMU. If the values of the quotient F_{dh}/F_h are about 1,0, no algal growth can be expected. If they are less than 1,0 it can be assumed that the algae are in a damaged state.

We used a DCMU concentration of 10^{-6} M in all experiments. Since a concentration of ca. 10^{-4} M DCMU is necessary to obtain optimal fluorescence yields in the case of the green algae, the values of the quotient F_d/F_c given here are too low for this group of algae.

Results

1 Acute effects of herbicides

The immediate effects of the three substances we tested on the fluorescence of chlorophyll differed distinctly. At the high concentrations used for the experiments, 2,4-D has basically the same effect as DCMU (Fig. 2). Fluorescence is enhanced at low concentrations, but at higher concentra-

tions this initial enhancement is followed by inhibition. The later addition of DCMU leads to a lower enhancement than the control with 10^{-6} M DCMU when the 2,4-D concentration is high. The relative sensitivities of the algae to 2,4-D were about the same as their sensitivities of DCMU.

The MCPA preparation we used had almost no effect during the short test. None of the 5 algae reacted to the concentrations that were applied. Only the most sensitive of them, *Skeletonema*, showed signs of fluorescence enhancement upon the simultaneous

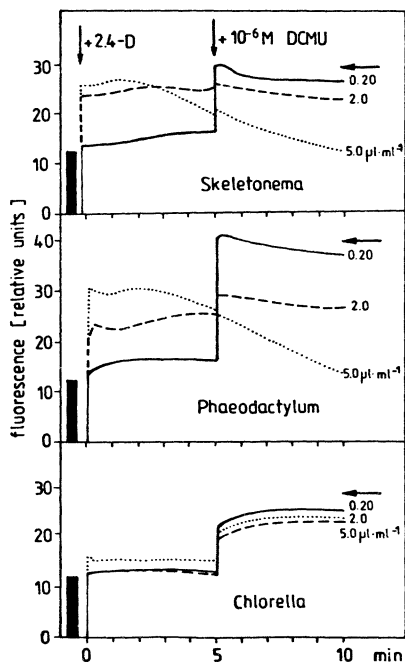


Fig. 2
Effect of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). Columns = chlorophyll fluorescence (F_c), curves = influence of 2,4-D alone after 5 min (F_h) and interaction with 10^{-6} M DCMU during the next 5 min (F_{dh}). Cf. Fig. 1 for further particulars. Representative example from four experiments.

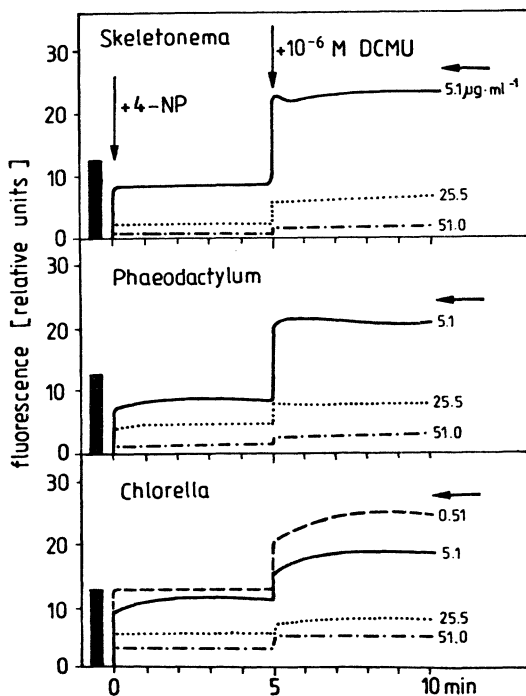
application of $100 \mu\text{g ml}^{-1}$ MCPA and 10^{-6} M DCMU and of fluorescence quenching at $500 \mu\text{ml}^{-1}$ MCPA and 10^{-6} M DCMU. Extension of the incubation time with MCPA from 10 to 45 min led to distinct fluorescence quenching even after exposure to $500 \mu\text{ml}^{-1}$ alone. This absence of acute effects may be caused by slow uptake and/or the slow enzymatic conversion of the MCPA into the actual active substance. This surmise is supported by the fact that in a five day growth test with *Phaeodactylum* a concentration of $500 \mu\text{g ml}^{-1}$ MCPA proved to have a significant inhibitory action. Partial inhibition was observed at a MCPA concentration of $100 \mu\text{g ml}^{-1}$ (Table 1).

Table 1 MCPA induced increase in chlorophyll (Fc value) of *Phaeodactylum tricornutum* during a long term test. Batch culture.
Fc = chlorophyll fluorescence;
Fdh/Fh ratios as steady state fluorescence after 5 min contact with additional DCMU (10^{-6} M). MCPA concentrations in $\mu\text{g ml}^{-1}$.

Days		0		1		3		4		6	
	Fc	FdH Fh	Fc	FdH Fh	Fc	FdH Fh	Fc	FdH Fh	Fc	FdH Fh	
Contro MCPA	6,7	1,19	7,2	1,39	12,3	2,21	39,7	2,68	191,6	1,4	
0.001	6,0	1,25	7,3	1,42	12,6	2,17	34,1	2,68	190,7	1,43	
0.01	6,2	1,26	8,5	1,25	12,0	2,08	34,7	2,60	191,6	1,38	
0,1	6,4	1,20	7,1	1,27	12,4	2,07	38,1	2,65	198,4	1,38	
1,0	6,3	1,19	7,0	1,39	12,3	2,08	34,7	2,63	202,7	1,38	
10,0	5,0	1,20	6,7	1,42	12,4	2,14	40,0	2,60	196,2	1,40	
100,0	5,5	1,26	6,3	1,25	10,6	1,84	26,7	2,52	123,4	1,52	
500,0	3,9	1,15	4,7	1,00	5,1	1,15	6,4	1,19	12,1	1,08	

4-nitrophenol represents another group of substances. In contrast to 2,4-D and MCPA, 4-NP always induces fluorescence quenching at the concentrations used for our experiments (Fig. 3). It is caused by absorption of the excitation light at 436 nm by 4-NP. In this case the measured values must be appropriately corrected. Comparative studies involving growth tests showed that for *Phaeodactylum* the EC_{50} concentration of 4-NP is $25 - 30 \mu\text{g ml}^{-1}$. The EC_{50} concentration determined by means of the quotient Fdh/Fh is about $25 \mu\text{g ml}^{-1}$ 4-NP, which is in good agreement with the above mentioned EC_{50} .

We performed tests with phytoplankton samples taken from an eutrophic pond in addition to the studies with standardised algal cultures. In order to measure the fluorescence during these tests it was necessary to compensate for the intrinsic fluorescence of the particle-free sample water. The results (Fig. 4) show that the response of the phytoplankton community to the herbicides being investigated was similar to that of the green algae we used except in the case of MCPA,



which enhanced fluorescence at concentrations as low as $10 \mu\text{g ml}^{-1}$. This may be due to the relatively large portion of blue-greens or to the presence of the euglenoid *Phacus*.

Fig. 3
Effect of 4-nitrophenol (4-NP) on fluorescence. Cf. Fig. 2 for further details. Representative example from five experiments.

2 Long term effects of herbicides and sewage samples

In order to check the suitability of fluorometry as screening method for ecotoxicological purposes, growth tests and photosynthetic rate measurements were performed parallel to the fluorometric investigations. The pollutants used in this case were 4-NP and sewage samples.

2.1 4-Nitrophenol

The short term responses to different 4-NP concentrations shown in Fig. 3 and results obtained earlier from growth and photosynthesis experiments yielded calculated EC_{50} values of 25 - 30 $\mu\text{g ml}^{-1}$ at 20 °C for *Phaeodactylum*. The two curves in Fig. 5. shows the inhibition of ^{14}C -fixation and fluorescence ratio of *Skeletonema* relative to the control. The two curves are almost parallel. The stronger inhibition percentages induced by 4-NP when fluorescence technique is used is striking.

The results of a long term test with $20 \mu\text{g}^{-1}$ 4-NP *Phaeodactylum* cultured at temperatures of 20 °C and 25 °C respectively, are given in Table 2. The algae was preadapted to the temperatures.

The immediate reactions detected by means of the fluorescence method on the first day indicated that the inhibitory action of 4-NP at this concentrations will be much stronger at 20 °C than at 25 °C (The inhibition of the fluorescence ratio is 85 % at 20 °C, and only 35 % at 25 °C).

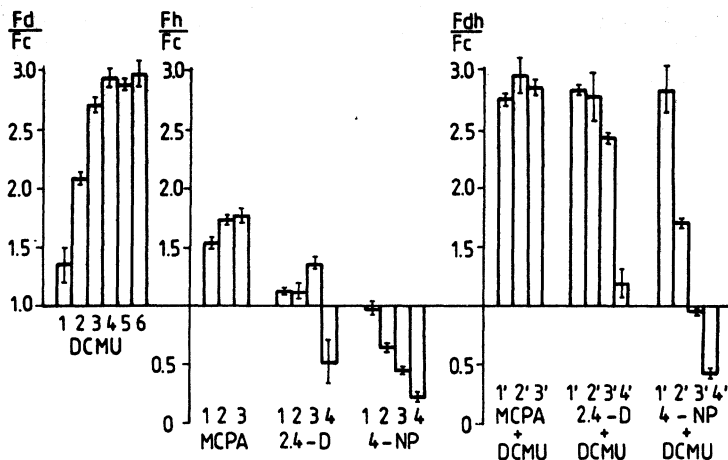


Fig. 4 Fluorescence variations in pond samples. Fd/Fc ratios after 5 min exposure to DCMU 10^{-8} , 10^{-7} , 10^{-6} , 5×10^{-6} , 10^{-5} and 10^{-4} M) = 1 ... 6. Fh/Fc ratios after 5 min contact with MCPA without DCMU (10, 100 and $500 \mu\text{g ml}^{-1}$) = 1 ... 3 and Fdh/Fc ratios after 5 min contact with 10^{-6} M DCMU in addition = 1' ... 3' and; Fh/Fc ratios after 5 min contact with 2,4-D without DCMU (0,02, 0,2, 2,0 and $5,0 \mu\text{l ml}^{-1}$) = 1 ... 4 and Fdh/Fc ratios after 5 min contact with 10^{-6} DCMU in addition = 1' ... 4'; Fh/Fc ratios after 5 min contact with 4-NP without DCMU (0,51, 5,1, 25,5 and $51,0 \mu\text{g ml}^{-1}$) = 1 ... 4 and Fdh/Fc ratios after 5 min contact with 10^{-6} M DCMU in addition = 1' ... 4'. Means from three experiments.

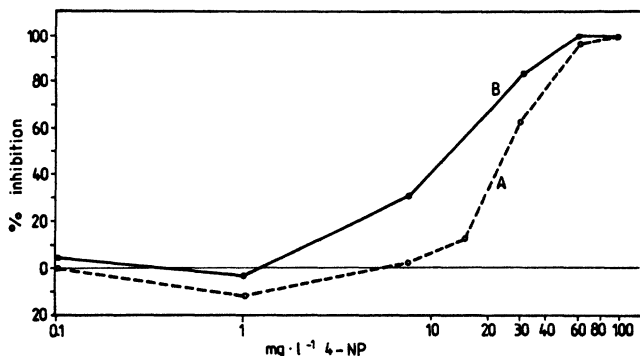


Fig. 5 Influence of 4-nitrophenol on 14-C-fixation rate (A) and the Fdh/Fh ratio (B) after 4 hours preincubation with 4-nitrophenol in light. 14-C-fixation rate was measured after 2 hours incubation. Fluorescence measurement: means of measurements at beginning and end of 14-C-incubation time with and without 10^{-6} M DCMU, 5 min contact.

Table 2

Comparison of effects of 4-nitrophenol (4-NP) on *Phaeodactylum tricornutum* at culturing temperatures of 20°C and 25 °C. Test conditions: 20 µg · ml⁻¹ 4-NP, batch culture. Cell count by Coulter Counter. Biomasse equivalents given as Fc values. Fdh/Fh ratios as steady state fluorescence after 5 min contact with additional DCMU (10⁻⁶ M). Differences calculated as percentages relative to controls.

20°C									
Days	Control			20µg · ml ⁻¹		4-NP	% of Control		
	Cells x 10 ⁷	Fc	$\frac{Fd}{Fc}$	Cells x 10 ⁷	Fc	$\frac{Fdh}{Fh}$	Cells	Fc	$\frac{Fdh-Fh}{Fh}$
0	1,0	4,5	1,53	1,0	4,5	1,08	100,0	100,0	15,0
1	5,4	14,0	2,04	3,7	7,5	1,39	68,5	53,6	37,5
2	28,5	120,0	2,72	9,6	24,5	1,48	33,7	20,4	27,9
3	113,0	410,0	2,48	16,2	34,5	1,45	13,4	8,4	30,4
4	325,0	700,0	1,71	30,5	76,5	1,52	9,4	10,9	73,2

25°C									
Days	Control			20µg · ml ⁻¹		4-NP	% of Control		
	Cells x 10 ⁷	FC	$\frac{Fd}{Fc}$	Cells x 10 ⁷	Fc	$\frac{Fdh}{Fh}$	Cells	Fc	$\frac{Fdh-Fh}{Fh}$
0	1,0	4,5	1,26	1,0	4,5	1,17	100,0	100,0	65,4
1	3,9	8,0	1,79	2,8	6,5	1,28	72,7	81,3	35,4
2	16,5	61,0	2,43	10,8	20,5	1,61	65,5	33,6	42,7
3	75,0	200,0	2,49	45,0	55,8	1,72	60,0	27,9	48,3
4	200,0	460,0	1,99	107,6	142,8	1,84	53,8	31,0	84,8

2.2 Organically loaded sewage

The organic load of the sewage consisted of oils and acids. In view of this composition, it was impossible to use the Coulter Counter for analysis. The small initial biomass of the algae (10⁷ cells l⁻¹) at the beginning of the test did not permit exact measurement of the optical density until after incubation for 48 h. The fluorescence technique passes obvious advantages under these conditions and can be used to follow the whole of growth.

Comparison of the fluorescence ratio with measurements of 14-C-fixation rate showed that the inhibition of the 14-C-fixation rate and the fluorescence ratio were also in good agreement in the case of this organically loaded sewage (Fig. 6). Moreover, the Fdh/Fh ration can be used to determine quickly and exactly the changes in the potential photosynthesis of the algae while they are being cultured (Fig. 7). The measurements reveal that the control cultures were influenced by the limitation imposed by the nutrient situation as early as the third day. This means that an accurate picture regarding the inhibitory action of the test substance can be obtained only from the results yielded up to including the third day. Hence, application of fluorometry permits not

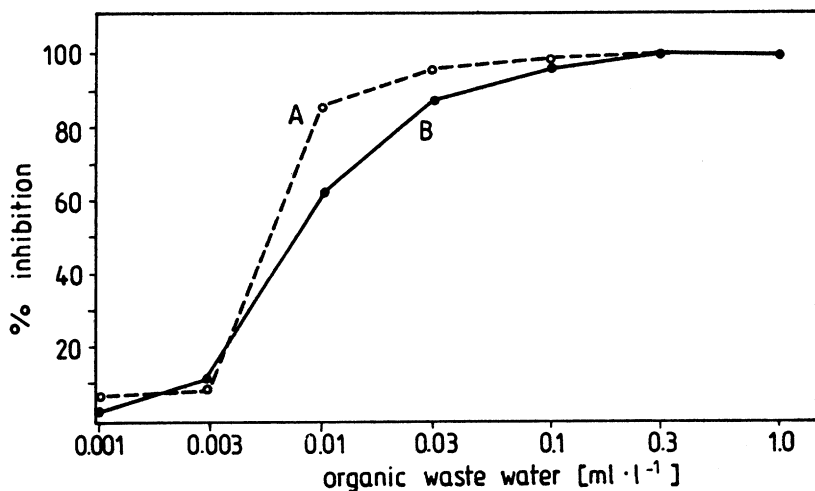


Fig. 6 Influence of organically loaded sewage on 14-C-fixation rate (A) and the (Fdh - Fh)/Fh ratio (B) after 4 hours preincubation in light with different sewage concentrations. The measurements were as in Fig. 5.

only an estimation of the inhibitory effect produced by the sewage or substances being tested but also an assessment of the culture conditions, so that interactions that can cause errors may be excluded.

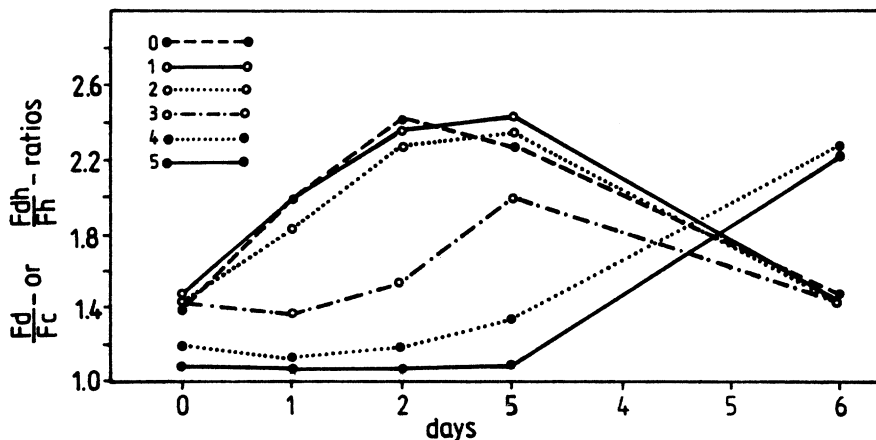


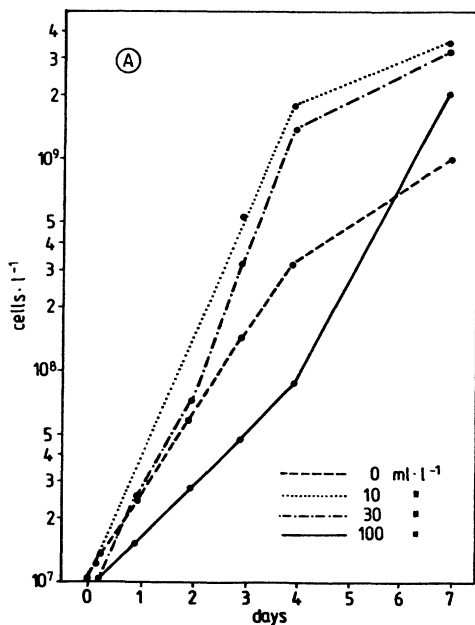
Fig. 7 Changes in the Fdh/Fh ratio upon contact with organically loaded sewage. Batch cultures with 0; 0,001; 0,003; 0,01 and 0,1 ml l⁻¹ sewage (0; 1 - 5); Fdh/Fh ratios as steady state values after 5 min contact with 10⁻⁶M DCMU

2.3 Waste water samples loaded with herbicide and copper

The fluorometric immediate response (Fdh/Fc ration) shows that the samples containing Cu differ distinctly from the sewage samples: the substantial decrease in the Fdh/Fh ratio observed in all sewage samples is markedly in contrast to the initial rise in the Fdh/Fc ratio at low Cu concentrations followed by a reduction in the ratio as the Cu concentration in the waste water increases (Table 3). Toxic effects could be predicted only for the waste water sample with the highest Cu concentration tested.

Table 3 Short time influence of sewage containing copper (B) and herbicide (phenoxyacetic acid: D) on the Fdh/Fc ratios. Fdh/Fc ratio used as control. Means from three experiments.

Control Fd / Fc	waste water B			
	1 Fdh / Fc	10	100	330 ml · l ⁻¹
1,91	2,10	1,90	1,79	1,07
Control Fd / Fc	waste water D			
	3 Fdh / Fc	10	100 ml · l ⁻¹	
2,11	1,68	1,67	1,57	



The growth test failed to confirm this prediction regarding the influence of copper. In the culture experiments the effect of copper proved to be much stronger: the EC₅₀ concentration was found to be 1 - 3 ml l⁻¹. As Fig. 8a and 8b shows, the difference between the results yielded by fluorometry and growth measurement for the waste water containing herbicide differed considerably at first. This is due mainly to a reduc-

Fig. 8 a
Influence of sewage containing herbicide (530 ppm phenoxyacetic acid). A = cell division after addition of 0, 10, 30 and 100 ml sewage l⁻¹ to culture medium

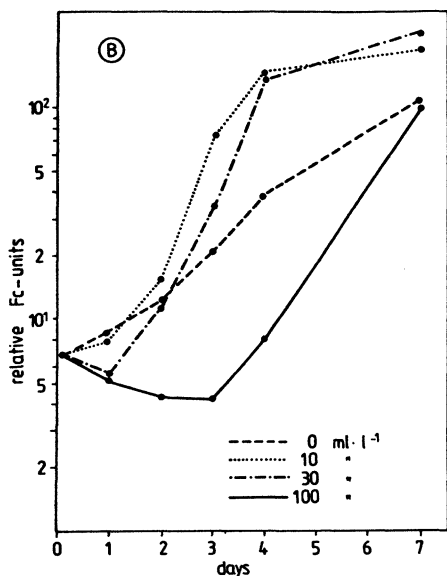


Abb. 8b B = increase in chlorophyll concentration (F_c values) in relation units

tion in the chlorophyll content of the severely loaded samples. The later results, and also the final situation, yielded by the two methods are almost identical.

Analysis of the potential photosynthesis (F_dh/F_h ratio, Fig. 8c) shows that in the water containing herbicide the relative magnitude of the F_dh/F_h decrease remains the same until the fifth hour of incubation, whereupon the photosynthetic potential of the algae with mean concentration load increases greatly. This is caused by the high organic nitrogen and phosphate concentrations in the waste water, which have a stimulatory action on the growth rate and final yield. The highest waste water concentration led to a clearly delayed development of photosynthetic performance. The F_dh/F_h

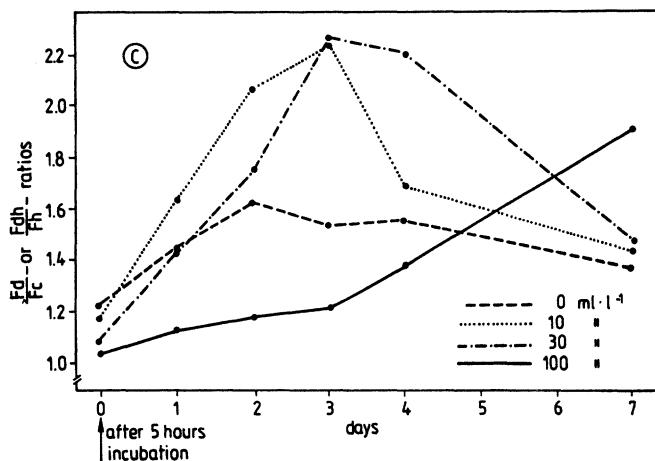


Fig. 8c C = changes in F_dh/F_h ratios under influence of sewage measured as steady state values after 5 min contact with 10⁻⁶M DCMU. Control as F_d/F_c ratio.

ratio showed no signs of a definite increase until after the third day, when the gradual decline of the inhibitory action or the adaptation of the algae had progressed sufficiently. It seems likely that if the test at this concentration had been prolonged, far greater increases in biomass would have been the result.

Discussion

The results we have presented show that fluorometry can be applied for ecotoxicological purposes and possesses major advantages due to the simplicity of *in vivo* fluorescence measurement and partly to its economy in terms of equipment and time. Additional benefits are that it can also be used when the media consist of emulsions or corrosive substances and when the algal biomasses are very low. The latter property also permits the use of algal populations taken from the field and thus supplement the applications suggested by YENTSCH and YENTSCH (1979).

The fourstage method we have described permits the toxicity to be estimated realistically. This method yields results that are in very close agreement with the EC_{50} values for the rate of photosynthesis. Measurement of the background fluorescence (F_c), the F_d/F_c ratio and the F_{dh}/F_h ratio and the application of DCMU as a reference substance permit simultaneous determination of the biomass, growth in terms of biomass and potential photosynthesis capacity of algal populations. The comprehensive information these values give regarding the course of the test can help to avoid false conclusions.

The F_c values can be used directly to determine the EC_{50} values for growth inhibition. The results they yield do not differ appreciably from those yielded by cell counts. Short term changes in the F_{dh}/F_h ratio permit conclusions to be drawn regarding the toxicity of the substance being tested or regarding the presence of toxic substances, although this obviously does not apply to the effects of heavy metals, which impair the transport of electrons only slightly.

The good agreement between the ^{14}C -fixation rate at light saturation and the F_{dh}/F_h ratio at the low light intensity we used to excite fluorescence (4 W m^{-2}) is remarkable. The quasi-steady state reached by the fluorescence ensures high standards of reproducibility.

Analysis of the short time test with 2,4-D, MCPA and 4-NP shows that these substances differ substantially in effectiveness. MCPA can be considered harmless, whereas 2,4-D and 4-NP are relatively toxic. The tested marine diatoms and freshwater green algae shows a different sensitivity. Tests on dinoflagellates and blue-greens would complete the picture and would give indications regarding possible shifts in the population under natural conditions following herbicidal loading of waters.

When studying the long term effects of herbicides or sewage samples, the ratio F_d/F_c and F_{dh}/F_h give a quick and reliable impression of the state of the culture and the changes in the toxicity or adaptation of the algae that are taking place. Measurement of the F_d/F_c ratio when culturing starts also permits the exact, checkable assessment of the physiological status of the

algae being used for the test and thus helps reduce the risk of obtaining false results due to differences in the initial conditions.

For long term tests it is advisable to use the plateau range of the Fd/Fc ratio for the controls in order to obtain comparable calculations of the percentage inhibitions induced by different substances. The experiments should be terminated after this range has been left, whereupon the cell counts and the biomass measurements must be performed.

Acknowledgement

This work was done 1982 at the Water Quality Institute affiliated to the Danish Academy of Technical Science. We would like to thank Dr. Eivind Gargas, Water Quality Institute, for the given support and his helpful interest.

Zusammenfassung

Beschrieben wird eine Screening-Methode für ökotoxikologische Zwecke auf der Grundlage der Fluoreszenzmessung bei Algen. Vergleichsuntersuchungen zur Ermittlung der Wachstums- und Photosyntheseraten umfaßten verschiedene Algenarten (*Phaeodactylum tricornutum*, *Skeletonema costatum*, *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella pyrenoidosa* und *Scenedesmus subspicatus*). Übereinstimmende Ergebnisse zwischen der fluorimetrischen und den konventionellen Methoden wurden sowohl beim Einsatz von 3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-Dimethylharnstoff (DCMU), 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D), 4-Chlor-2-Methylphenoxyessigsäure (MCPA), 4-Nitrophenol (4-NP) als auch beim Einsatz verschiedener Abwässer erzielt. Der Vergleich mit den konventionellen Methoden zeigte, daß die Fluoreszenzmethode schnell, einfach und billig ist und gleichzeitig zusätzliche Informationen liefert.

References

- ASSCHER, C. J. van; Carles, P. M. : Photosystem II inhibiting chemicals. - ACS Symp. Series, No. 181, Biochem. responses induced by herbicides (Ed. D. E. Moreland et al.), 1982. - S. 1 - 21
- BENECKE, G.; W. FALKE; C. SCHMIDT : Use of algal fluorescence for an automated biological monitoring system. - Bull. Environm. Contam. Toxicol. 28 (1982)- S. 385 - 395
- GARGAS, E.; C. S. NIELSEN; J. LÖNHOLDT : An incubator method for estimating the actual daily plankton algae primary production. - Wat. Res. 10 (1976)- S. 853 - 860
- HARRIS, G. P. : The relationship between chlorophyll a fluorescence, diffuse attenuation changes and photosynthesis in natural phytoplankton populations. - J. Plankton Res. 2 (1980)- S. 109 - 127
- LITTLE, L. W. : Bioassays - procedures and results.- J. WPCF 50 (1978)- S. 1852 - 1868
- LIVINGSTON, R. J. : Review of current literature concerning the acute and chronic effects of pesticides on aquatic organisms. - CRC Critical Rev. Environ. Contr. 7 (1977)- S. 325 - 351
- LORENZEN, C. J. : Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. - Limnol. Oceanogr. 12 (1967)- S. 343 - 346
- OWENS, T. G.; P. G. FALKOWSKI; T. E. WHITELEDGE : Diel periodicity of cellular chlorophyll content of marine diatoms. - Mar. Biol. 59 (1980)- S. 71 - 77
- PARKER, R. R.; D. J. TRANTER : Estimation of algal standing stock and growth parameters using in vivo fluorescence. - Aust. J. Mar. Freshwater Res. 32 (1982)- S. 629 - 638

- SAMUELSSON, G.; G. ÖQUIST : A method for studying photosynthetic capacities of unicellular algae based on in vivo chlorophyll fluorescence. - *Physiol. Plant.* 40 (1977)- S. 315 - 319
- SAMUELSSON, G.; G. ÖQUIST; P. HALLDAL : The variable chlorophyll a fluorescence as a measure of photosynthetic capacity in algae. - *Mitt. Intern. Verein. Limnol.* 21 (1978)- S. 207 - 215
- SASTRY, A. N.; D. C. MILLER : Application of biochemical and physiological responses to water quality monitoring. - In : *Biol. Monitoring of Marine Pollutants*, Vernberg et al. (Eds.), 1981.- S. 265 - 294
- YENTSCH, C. S.; YENTSCH, C. M. : Fluorescence spectral signatures: The characterization of phytoplankton populations by the use of excitation and emission spectra. - *J. Mar. Res.* 37 (1979)- S. 471 - 482
- WIESNER, W.; G. DUBERTRET, Y. HENRY-HISS; D. MENDE; M. LEFORT-TRAN : Fluorescence transients as indicator for the existence of regulatory mechanismus in photosynthetic electron transport. - *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 94 (1982)- S. 503 - 515.

Authors:

Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
Fachbereich Biologie
Freiligrathstraße 7/8
Postfach 999
D-0-2500 Rostock 1

Lene Madsen
Water Quality Institute
Agern Alle 11
DK-2970 Horsholm

Nils Jönsson; Thomas Richter

Fangstatistik von Heringsreusen - eine unterstützende Methode der Analyse des Wanderverhaltens des Rügensch Fröhjahrsherings (*Clupea harengus* L.)

Einleitung

Die alljährliche Konzentration des Rügensch Fröhjahrsherings (RFH) auf den Laichplätzen - vornehmlich im Greifswalder Bodden - und eine damit verbundene hohe Fanggerätedichte sind ein guter Ausgangspunkt für fischereibiologische Untersuchungen zur Bestandsverbreitung und Bestandsdynamik. Hier bietet sich die Markierung als Methode an, denn einerseits ist die Übernahme konditionell gut erhaltener Heringe aus der Reusenfischerei gegeben, andererseits läßt die Fanggerätekonzentration aufschlußreiche Rückmeldungen - zumindest im Laichgebiet selbst - erwarten. Da dieser Heringsbestand aber auch außerhalb der Laichzeit in der offenen See durch die nationale und internationale Kutterfischerei intensiv befischt wird (OTTERLIND 1984,1985), sind bei richtiger Wahl des Markierungsortes auch aus diesen Gebieten gesicherte Rückmeldungen wahrscheinlich.

Markierungsarbeiten am RFH haben bereits eine fast 30jährige Tradition (ANWAND 1961, 1963; DANKE 1962; WEISS 1967). Vom WB Fischereibiologie des Fachbereiches Biologie wurden im Zeitraum von 1975 - 1989 insgesamt 68.638 Heringe markiert (JÖNSSON 1990). Davon erbrachten 5.884 Rückmeldungen eine Gesamtwiederfundrate von 8,6% (Tab.1). Markierungen in dieser Größenordnung sind sehr aufwendig und nicht routinemäßig durchzuführen. Wir suchten deshalb nach zusätzlichen Möglichkeiten, um die laichplatzbezogenen Wanderbewegungen im Hauptlaichgebiet verfolgen, konkretisieren und ggf. korrigieren zu können.

Die Auswertung der Rückmeldungen seit 1975 ergab für die jeweiligen Markierungsreusen stets ähnliche Verteilungsmuster. Da die Einzelmarkierungen zu unterschiedlichen Zeiten und Bedingungen stattfanden, hätten bei einer zufälligen Verteilung der Fische doch vielfältigere Verteilungsmuster auftreten müssen.

Zahlreiche Schlachtproben aus verschiedenen Gebieten des Greifswalder Boddens weisen darauf hin, daß es hier Reusen gibt, in denen weitgehend unabhängig vom Zeitpunkt der Saison und den

vorherrschenden meteorologischen Situationen stets nahezu das gleiche Verhältnis zwischen laichreifen und abgelaichten Heringen vorliegt.

Tabelle 1 Heringsmarkierungen des WB Fischereibiologie von 1975 - 1989

Markierungs- jahr	Anzahl mark. Fische	Rückmeldun- gen	Wiederfundrate in %
1975	3144	105	3.3
1976	5004	345	6.9
1977	9753	890	9.1
1978	3090	600	19.4
1979	9074	976	10.8
1980	14815	1429	9.7
1981	7899	636	8.1
1982	1002	15	1.4
1983	3926	195	5.0
1985	4785	480	10.3
1986	1205	92	7.6
1987	1018	59	5.8
1988	2115	36	1.7
1989	1808	26	1.5
gesamt	68638	5884	8.6

Auch das Fangaufkommen der Reusen als Indiz für das Vorhandensein von Fischkonzentrationen in den verschiedenen Gebieten des Boddens ist sehr unterschiedlich, aber mit deutlichen Regelmäßigkeiten. Darüber hinaus gab es Hinweise auf Zusammenhänge zwischen erhöhtem Fangaufkommen und Laichaktivitäten.

Material und Methoden

In Zusammenarbeit mit den Fischern verschiedener Genossenschaften wurde durch den WB Fischereibiologie in den Jahren 1984-89 während der Frühjahrsheringssaison eine Reusenfangstatistik aufgenommen.

Diese Fangstatistik beschränkt sich auf die Fänge in der Reusenfischerei, da die Stellnetzfisherei sich im Untersuchungsgebiet ständig örtlich ändert und somit die Auswertung erschwert wird. Das Untersuchungsgebiet bezieht sich auf die 97 Reusenstellplätze des Fischereiaufsichtsbereiches Lauterbach von der Insel Koos bis zur Boddenrandschwelle (nördlicher Greifswalder Bodden) und von der Insel Ruden bis Baabe (Südostküste Rügens).

Vor jeder Fangsaison wurden vorgedruckte Fangprotokolle an die Fischer ausgegeben. Neben Reuseninhalt, Wind und Strömung wurde auch eine subjektive Einschätzung der Fischer über das Verhältnis von laichreifem ("voll") zu abgelaichtem ("leer") Hering eingetragen. Durch die Fülle an Daten zur Fangstatistik und abiotischen Parametern war eine computergestützte Bearbeitung in verstärktem Maße notwendig. Insgesamt kamen 9763 Fangdaten und mehr als 10000 Einzeldaten abiotischer Parameter zur Auswertung. Als Hardware standen ein PC 1715 und im späteren Verlauf ein AC 7150 bzw. P 3230 zur Verfügung. Die mathematische Bearbeitung wurde in dBase II und dBase III+ durchgeführt. Plots wurden mit Abstat und Statgraphics erstellt, die graphischen Darstellungen mit Harvard Graphics und Surfer. Die zur Lösung der Problematik benötigten spezifischen Programme wurden in dBase II bzw. dBase III+ geschrieben (RICHTER 1990).

Ergebnisse

Die Fangstatistik in Verbindung mit einem Schlachtprogramm von ausgewählten Reusenstandorten und der Erfassung der Belaichungstermine auf bekannten Laichplätzen des nördlichen Greifswalder Boddens erwiesen sich als geeignete Ergänzung unserer Markierungsexperimente (KLEIMEIER 1985; MÜLLER 1985; JÖNSSON 1990; RICHTER 1990). Diese Reusen, die nach Kriterien wie räumliche Nähe, Übereinstimmung der Wehrrichtung, ähnliches Fangaufkommen pro Saison u.a. in 17 Gebieten zusammengefaßt wurden, zeigt Abb.1.

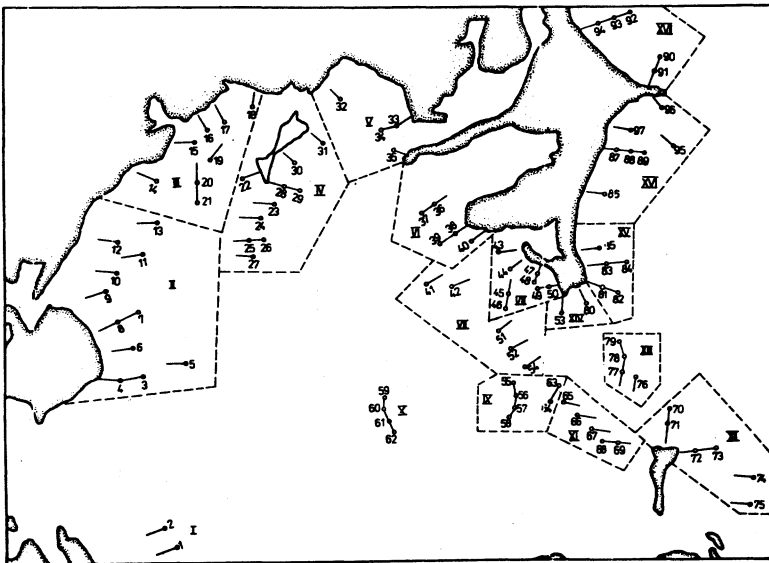


Abb.1 Reusenstellplätze des FAB Lauterbach

Schon ein Vergleich der Durchschnittstagesfänge aller Reusengebiete untereinander (Abb.2) macht die Bedeutung des östlichen Greifswalder Boddens und der Außenküste von Mönchgut als An- und Abwanderungsgebiet sichtbar.

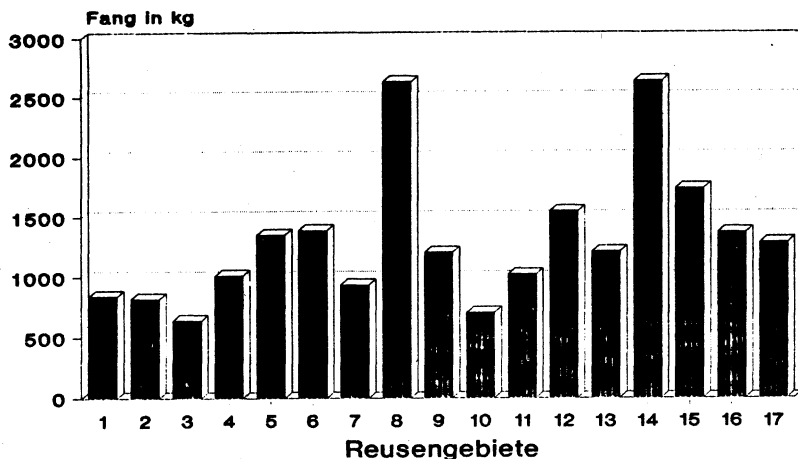


Abb. 2 Durchschnittstagesfang pro Reuse der Jahre 1984 - 89

Oft schon vor Beginn der Saison im Greifswalder Bodden ist das Fangaufkommen der Reusengebiete des Außenstrandes von Baabe bis Thiessow (Gebiete 15-17) hoch. Fangspitzen im Saisonverlauf sind hier zuerst erkennbar.

Auf eine interessante Tendenz, die unsere Vorstellungen bezüglich des Anwanderungs- und Konzentrationsprozesses entlang der Rügensch Ostküste konkretisiert, macht MÜLLER (1985) aufmerksam. Vor Baabe (Gebiet 17) ist auffällig, daß die landfernen Reusen mit einer Stelltiefe von 11 m die höchsten Fänge erzielen, wogegen dann in den Gebieten 16 und 15 die landnahen Reusen mit einer Stelltiefe von 5 - 7 m die fängigsten sind. Während der Anwanderung erfolgt etwa ab Nordperd ein Konzentrationsprozeß in Richtung Land, je näher die Heringsschwärme dem Boddeneingang kommen. Das deutet sich auch in einer Erhöhung des mittleren Tagesfanges der betreffenden Reusengebiete 17 - 15 an (Abb.2).

Der Einfluß der Laichreife auf das Wanderverhalten wurde schon bei den Markierungen deutlich. So zeigen sich bei einem Vergleich der Laichreife der in den verschiedenen Fanggebieten des Greifswalder Boddens wiedergefangenen Heringe deutliche regionale Unterschiede. Anhand von Mittelwertsvergleichen des Reifegrades im Saisonverlauf März/April aus dem nördlichen Greifs-

walder Bodden stellte KLEIMEIER(1985) fest, daß sich die Proben vom Außenstrand von Baabe (Reusengebiet 17) von denen im Greifswalder Bodden unterscheiden (Tab.2, Reuse 92). Hier werden im Saisonverlauf stets Tiere mit der geringsten mittleren Reife gefangen. Im gesamten Untersuchungszeitraum konnten nur vier abgelaichte Heringe nachgewiesen werden. Mit der Südwärtsbewegung erfolgt dann ein Reifungsprozeß der Gonaden.

Tabelle 2 Mittelwerte von Reifegraden aus verschiedenen Reusen des nördlichen Greifswalder Boddens (s.a.Abb. 1)

Probendurchgang 1984	R E U S E N N U M M E R							
	92	82	76	66	53	50	49	39
20.03. - 29.03.	4.93	5.86	6.04	5.98	5.96	6.95	6.73	6.69
02.04. - 05.04.	5.61	6.58	6.01	6.13	6.18			6.61
13.04. - 16.04.	5.78		6.16	6.13				6.41
17.04. - 29.04.			5.86					
	R E U S E N N U M M E R							
	37	34	33	29	28	23	22	7
20.03. - 29.03.	6.51				6.35		6.44	6.05
02.04. - 05.04.	6.36	6.59	6.61	6.57	6.19	6.63	6.49	5.94
13.04. - 16.04.		6.47	6.65	6.16	6.04	5.94	6.18	6.05
17.04. - 29.04.	6.22	6.45	6.12					

Äußerst interessant sind die Reusengebiete 15 und 14 (Südperd/Thiessower Haken). Die landnahe Anwanderung der laichreifen "vollen" Heringe geht offenbar nur bis in das Gebiet der Reuse 85. Sie fängt zu 100 % "vollen" Hering. In der Doppelreuse 83/84 wird, über den gesamten Saisonverlauf betrachtet, nur noch ein Anteil von 75 % "vollen" Herings gefangen. Die Anteile der Doppelreuse 81/82 betragen dann nur noch 13 bzw. 21 %, während die Reusen 80 und 53 fast ausschließlich "leeren" Hering fangen.

Die Schwärme verlassen offenbar wieder die Landnähe, um in breiter Front in den Bodden einzuwandern. Dies wird durch die Reusen des Gebietes 13 und die Reusen 70, 71 des Gebietes 12 bestätigt, die sich in ihren Durchschnittsfängen und dem "Voll-zu-Leer"-Anteil von den anderen Außenküstenreusen nur wenig unterscheiden (Abb. 3).

Das Gebiet 12, das zur Außenküste gehört, weist zu 100% laichreifen Hering auf. Es ist dabei zu bemerken, daß die landfernen Reusen 74 und 75 höhere Durchschnittsfänge haben als die Reusen an der Insel Ruden. Dies weist auf nicht unbedeutende weiterziehende Schwärme zur Küste Usedom und Polens hin.

Interessant ist wieder das Reusengebiet 11 (Abb.4). Hier ist anhand der Fangzusammensetzung im Verhältnis "voller" zu "leerer" Heringe sehr gut die Ein- und Auswanderung zu erkennen. Das Auftreten des "leeren" Heringes interpretieren wir als Abwanderung von den Laichgebieten des Boddensüdufers, da ja eine Abwanderung über den Strelasund nicht nachgewiesen werden konnte (KLINKHARDT und RESCHKE 1980; JÖNSSON and BIESTER 1981).

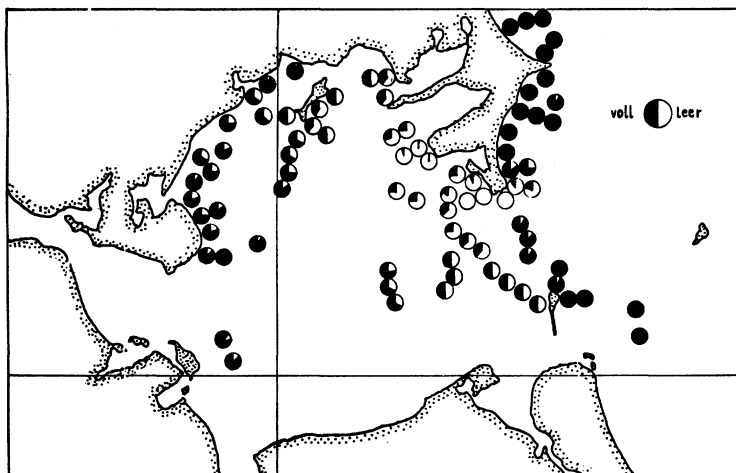


Abb. 3 Durchschnittliche "Voll / Leer" - Anteile des Fanges der Jahre 1985 - 1989

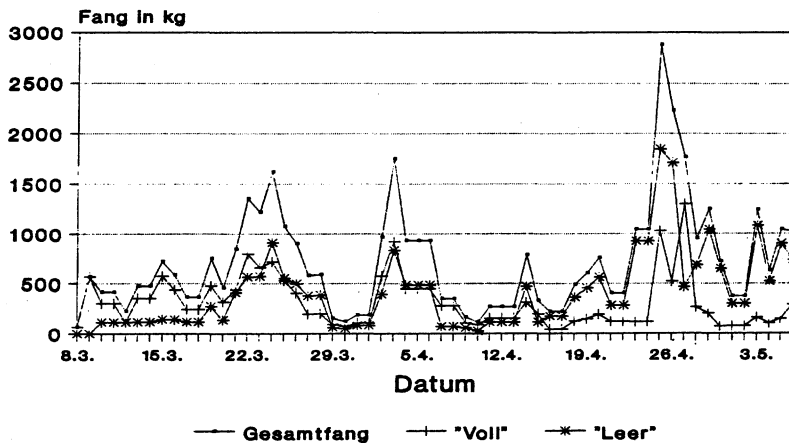


Abb. 4 Fangverlaufskurve des Reusengebietes 11 in der Saison 1989

Der "volle" Hering zieht, wie die Markierungen zeigten, vorwiegend in den nördlichen Greifswalder Bodden. Geringere Fänge werden im Gebiet 10 beobachtet. Zu Beginn der Saison ist es fast ausschließlich "voller" Hering (Einwanderung), danach - je nach Ein- und Auswanderungssituation "voller" und "leerer" Hering. Ähnlich sieht die Zusammensetzung des Fanges in den Gebieten 9 und 11 aus, allerdings ist die Fangmenge höher. Das unterstützt eine mögliche "Leitfunktion" der hinter dem Boddeneingang liegenden ausgedehnten Flachwassergebiete (Böttchergrund, Elida- grund, Schumachergrund, Elsagrund, Groß- und Klein-Stubber) in Richtung Mönchgut (Gebiete 6 und 8) und nördlichen Greifswalder Bodden (Seegebiet um die Insel Vilm, Gebiet 4), wobei möglicherweise das Gebiet 10 (Stubber) etwas im "Leitschatten" der vorgelagerten Flachwassergebiete liegt (geringere Fänge).

Die Gebiete 6 und 8 zeichnen sich durch hohe Fangträge aus. Es wird überwiegend abgelichter Hering gefangen (Abb.5). Im Saisonverlauf treten hier aber auch Phasen verstärkten Vorkommens von laichreifem Hering auf.

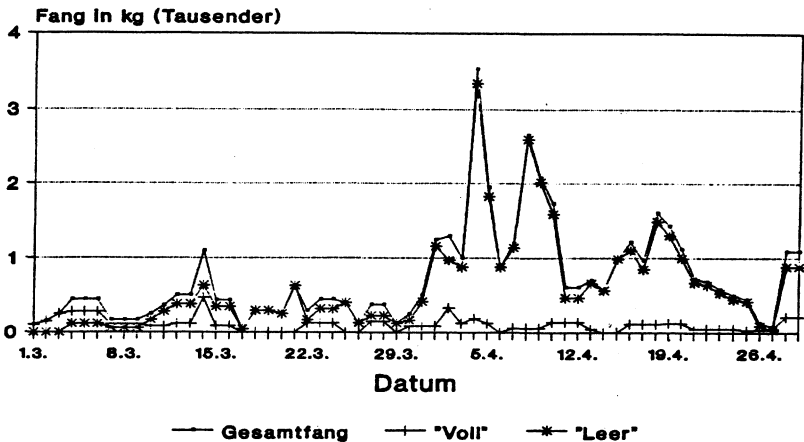


Abb. 5 Fangverlaufskurve des Reusengebietes 6 in der Saison 1989

Wie unsere Belaichungskontrollen des Makrophytobenthosbestandes auf vier ausgewählten Laichplätzen im nördlichen Greifswalder Bodden (Thiessower Haken, Zickersches Höft, Neu Reddevitz und Vilm) zeigten, sind bei unmittelbar auf diesen Laichplätzen stehenden Reusen Fangpiks oft mit Erst- oder Neubelaichungen korreliert (FUCHS 1985, SCABELL und JÖNSSON 1985, 1988; PILZ 1986; SCABELL 1988). Das Gebiet Mönchgut spielt bei der Abwanderung der abgelichteten Heringe eine zentrale Rolle, ist aber auch gleichzeitig eine der wichtigsten Laichregionen im gesamten Greifswalder Bodden. Die Wanderbewegungen des Herings im westlichen Greifswalder

Bodden sind ebenfalls anhand der Reusenstatistik zu verfolgen und zu interpretieren. Die Reusengebiete 1, 2 und 3 fangen überwiegend laichreifen Hering (Abb.6, s.a. Abb.3), wobei im Bereich des Strelasundes die niedrigsten Reifegrade beobachtet werden (Tab.2, Reuse 7). Laichaktivitäten sind hier nur gering. Es handelt sich um das Anwandergebiet in Richtung Vilm; als Laichregion selbst ist es von untergeordneter Bedeutung. Geringe Anteile abgelaichten Herings im Fang bestätigen die von uns vertretene Meinung, daß auch schon in westlichen Gebieten abgelaichte Heringe durch den Strelasund und den Greifswalder Bodden in Richtung Ostsee wandern.

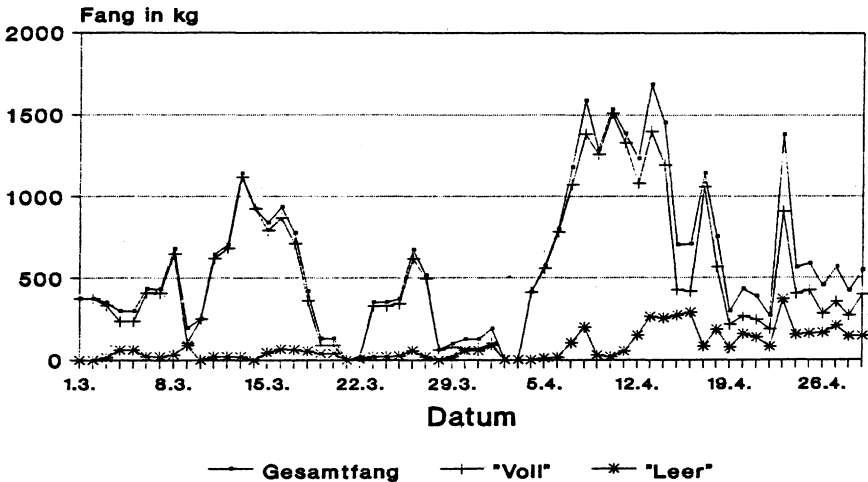


Abb. 6 Fangverlaufskurve des Reusengebietes 2 in der Saison 1989

Das Gebiet 4 um die Insel Vilm ist insofern von Bedeutung, als es sich hier um das Vermischungsgebiet der aus Ost und West eingewanderten Heringe handelt, wobei die größeren "Voll"-Anteile der südlicheren Reusen auf eine direkte Zugkomponente vom Strelasund schließen lassen (Abb.3). Die Fangerträge sind deutlich höher als im Anwanderungsgebiet (Abb. 2).

Wie für ein Laichgebiet typisch, wird in den Reusen sowohl "voller" als auch "leerer" Hering gefangen, wobei es auch hier durchaus lokale Unterschiede und Regelmäßigkeiten gibt. Die Abwanderung der im nördlichen Greifswalder Bodden abgelaichten Heringe in die Ostsee erfolgt nach allen bisherigen Erkenntnissen ausschließlich in östlicher Richtung. Dabei spielen die Gebiete 8 und 14 die dominierende Rolle, da hier wesentlich höhere Fänge als im Gebiet 7 getätigt werden. Die Reusen 49/50, 53, 80 und 81/82 fangen fast ausschließlich "leeren" Hering, auch Tiere mit sich regenerierenden Gonaden treten hier auf. Die abwandernden Schwärme verlassen also zunächst

in unmittelbarer Landnähe (bis etwa Südperrd) den Bodden, um dann die freie See landfern aufzusuchen, denn die Reusen der Gebiete 16 und 17 fangen keinen abgelaichten Hering.

Zusammenfassung

Markierungen zur Feststellung von Wanderbewegungen sind sehr aufwendig und nicht routinemäßig durchzuführen. Eine Fangstatistik der Heringsreusen erwies sich als geeignete Ergänzung der Markierungsexperimente.

Aus dem Vergleich der Durchschnittsfänge und Reifeanteile der Einzelreusen konnten Aussagen zur Wanderung des Heringes getroffen werden. Für die Einwanderung des Rügenschens Frühjahrsheringes in das Hauptlaichgebiet Greifswalder Bodden lassen sich die Gebiete 1, 2 sowie 9, 11 und 13 charakterisieren. Die hohen Fänge des Gebietes 12 deuten auf weiterziehende Schwärme in Richtung Usedom und zur Küste Polens.

Im Greifswalder Bodden sind die Gebiete 4, 5 und 6 als Laichgebiet zu erkennen. Die Abwanderung der abgelaichten Heringe geschieht sehr landnah über die Gebiete 8 und 14. Dabei kommt es zu Überschneidungen der Zugrichtung mit den einwandernden Heringen im Gebiet 14 und 15.

Literatur

- ANWAND, K. (1961): Mitteilungen über die bisherigen Ergebnisse von Heringsmarkierungen in den Gewässern um Rügen., Dt. Fischerei-Ztg. 8(10): 312-317
- ANWAND, K. (1963): Markierungen am Rügenschens Frühjahrshering im Jahre 196., Int. Rev. Ges. Hydrobiologie 48(2): 315
- DANKE, L. (1962): Heringsmarkierungen 1962 in den Gewässern um Rügen., Fisch.-Forsch. 5: 7-8
- FUCHS, F. (1985): Einschätzung der Laichaktivitäten des Rügenschens Frühjahrsheringes (*Clupea harengus*) im nordöstlichen Greifswalder Bodden, Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- JÖNSSON, N. (1990): Das Einwanderverhalten des Rügenschens Frühjahrsheringes, Universität Rostock, Forschungsabschlußbericht G4 (unveröff.)
- JÖNSSON, N. and E. BIESTER (1981) Herring tagging experiments 1980/81 along the Coast of GDR, ICES, C. M. 1981/J:29
- KLEIMEIER, CH. (1985): Regionale Unterschiede im Laicherbestand des Frühjahrsheringes im Greifswalder Bodden, Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- KLINKHARDT, M. und B. RESCHKE (1980): Bestandszusammensetzung und Bestandsverbreitung des Herings südlich und westlich Rügens., Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- MÜLLER, W. (1985): Das Fangaufkommen des Rügenschens Frühjahrsheringes 1984/85 im Fischereiaufsichtsbereich Lauterbach (Fangstatistik von 84 Heringsfrühjahrsreusen.), Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- OTTERLIND, G. (1984): The Rügen-Herring in Swedish Waters with Remarks on Herring Population Problems, ICES, C.M. 1984/J:16, 11 Seiten
- OTTERLIND, G. (1985): The Rügen-Herring in Swedish Waters with Remarks on Herring Population Problems, Meddelande f. Havsfiskelaboratoriet Lysekil Nr.309, 12 Seiten
- PILZ, J. (1986): Untersuchungen der Mortalität der späten Entwicklungsstadien des Heringslaiches und des Aufkommens der frischgeschlüpften Larven., Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- RICHTER, TH. (1990): Rechnergestützte Auswertung der Fangstatistiken 1984-89 der Frühjahrsheringsreusen des FAB Lauterbach unter besonderer Berücksichtigung fangbeeinflussender Faktoren, Universität Rostock, Diplomarbeit (unveröff.)
- SCABELL, J. und JÖNSSON, N. (1985): Methode und Nutzbarkeitsnachweis der quantitativen Abschätzung der Laichablage im nordöstlichen Greifswalder Bodden, Forschungsabschlußbericht G4, Universität Rostock (unveröff.)
- SCABELL, J. und JÖNSSON, N. (1988): Some aspects of spawning behavior of the Rügen spring herring., ICES, BAL/No.17

- SCABELL, J. (1988): Der Rügenschel Frühjahrsheering - Das Laichgeschehen, Universität Rostock, Diss. A (unveröff.)
- WEISS, R. (1967): Markierungen am Rügenschel Frühjahrsheering im Jahre 1964., Z. Fischerei 15 (1/2) , S. 11-20,

Verfasser:

Dr. Nils Jönsson
Dipl.-Biol. Thomas Richter
Universität Rostock
Fachbereich Biologie
WB Fischereibiologie
Universitätsplatz 5
PF 999
0-2500 Rostock

Thomas Mehner

Einige Angaben zum Jungfischauftreten im Freiwasser des Barther Stroms im Frühjahr 1990

Einleitung

Das Jungfischauftreten in der Darß-Zingster Boddenkette wurde durch Mitarbeiter des FB Biologie der Universität Rostock bereits mehrfach untersucht (BAST et al.1980; WINKLER et al.1984; PRIEBERNOW et al.1985; THIEL 1991; u.a.). Zusätzlich wurden Ergebnisse zum Freßverhalten von Larven und Jungfischen im Untersuchungsgebiet gewonnen (DEBUS & ARNDT 1984; DEBUS 1986). In allen beschriebenen Fällen wurde das Material vor allem mit Hilfe von Senken im Flachwasser des Barther Boddens und des Barther Stroms gefangen.

Im Gegensatz dazu werden im folgenden Beitrag Ergebnisse der Pelagialfänge im Bereich des Barther Stroms im Frühjahr 1990 vorgestellt. Sie sollen ein tieferes Verständnis der Populationsdynamik ermöglichen und sind, verbunden mit Nahrungsangaben der Altersgruppe 0+, ein wichtiger Ansatzpunkt für produktionsbiologische Berechnungen innerhalb des Ökosystems.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgebiet wurde der Barther Strom von der Straßenbrücke in Barth bis zur Mündung in den Barther Bodden ausgewählt und 3 Fangstationen festgelegt. Station I befindet sich vor dem Hafen in Pruchten, Station II vor Bresewitz und Station III im Bereich der Mündung (Abb.1).

Zum Fang der Larven und Jungfische wurde auf diesen Stationen das Minibongonetz (Durchmesser 30 cm), Maschenweite 315 bzw. 500 µm, eingesetzt. Es wurde jeweils 5 Minuten mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 1,2 m/s vom Stahlboot ROS 1 geschleppt. Die Schleptiefe betrug 70 cm. Die Probennahme erstreckte sich von Anfang Mai bis Anfang Juli 1990 im ca. wöchentlichen Rhythmus, die Fangzeit lag jeweils zwischen 11.00 und 13.00 Uhr. Die gefangenen Fische wurden sofort in 4%-iger Formaldehydlösung fixiert und anschließend im Labor artlich determiniert. Lediglich bei den beiden Grundelarten Pomatoschistus microps und P. minutus konnte die Bestimmung nicht immer eindeutig vorgenommen werden. Von jedem Fisch wurden die Totallänge (unter dem Stereomikroskop auf 0.1 mm below) und nach

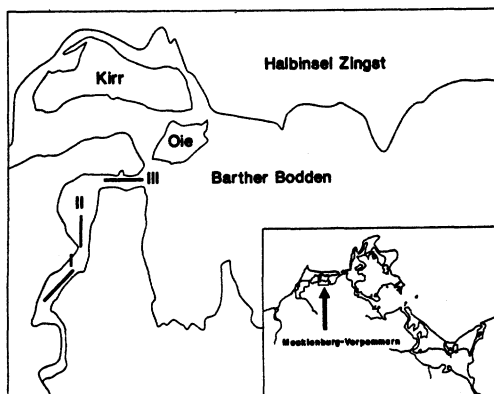


Abb.1
Lage der Fangstationen im
Untersuchungsgebiet

Einteilung in Längengruppen die durchschnittliche Feuchtmasse (auf 0.1 mg) bestimmt. Fixierungsbedingte Schrumpfungen und Masseveränderungen wurden nicht berücksichtigt. Die Ermittlung der Abundanzen (A) und Biomassen (B) erfolgte nach folgender Formel:

$$A (B) = n (FM) \cdot T / V$$

mit n = Individuenzahl in der Probe, FM = Frischmasse der Probe, T = Holtiefe. Das befischte Wasservolumen pro Becher V wurde mit 8.195 m^3 (für $315 \mu\text{m}$) und 8.308 m^3 (für $500 \mu\text{m}$) berechnet (siehe THIEL 1991).

Zur Unterstützung der Auswertung wurden die Salinitätswerte an jeder Station gemessen.

Ergebnisse

Es wurden insgesamt 5653 Exemplare der AG 0+ von 6 Arten gefangen. Dabei dominieren Hering (*Clupea harengus*), Barsch (*Perca fluviatilis*) und die Grundelarten (*Pomatoschistus microps*, *P. minutus*). Außerdem wurden einzelne Exemplare von Plötz (*Rutilus rutilus*) und 3-stachligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) nachgewiesen. Die Verteilung auf den Stationen dokumentiert Tab. 1 (beide Grundelarten zusammengefaßt).

Tabelle 1 Zusammensetzung der Bongofänge auf den einzelnen Stationen (in %)

Art	Bongo I	Bongo II	Bongo III	Gesamt
Barsch	60.03	21.74	13.60	28.85
Hering	18.59	64.94	63.08	51.94
Grundeln	20.25	13.27	23.24	18.86
Plötz	1.06	0.00	0.04	0.30
Stichling	0.07	0.06	0.04	0.05
	100.00	100.00	100.00	100.00

Die unterschiedliche Laichzeit der Arten spiegelt sich in der Zusammensetzung der Fänge während der 3 Fangmonate wider. Anfangs dominieren Hering und Barsch, während ab Ende Mai die Grundeln eine zunehmende Rolle spielen.

Auf der Bongo-Station I wurden hauptsächlich Barsche gefangen; der höchste Abundanzwert betrug am 22.5.1990 13.45 Ind./m². Die Heringe erreichten mit 24.6 Ind./m² bereits am 3.5.1990 auf Station II die größte Dichte. Dagegen sind Abundanzwerte für die Grundeln von ca. 8.5 Ind./m² erst am 2.7.1990 aufgetreten (Abb. 2a).

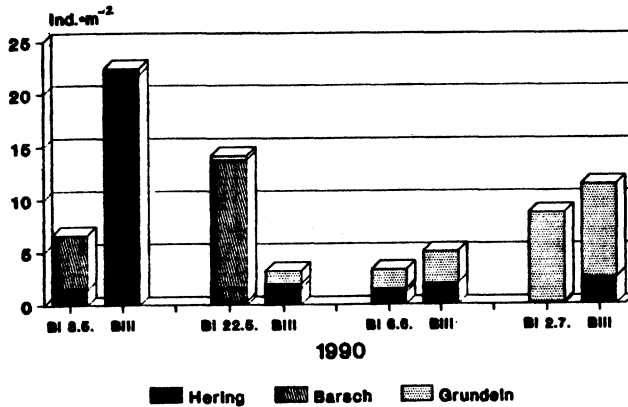


Abb. 2a Zusammensetzung der Bongofänge Station I und III, ausgewählte Daten; Abundanzwerte

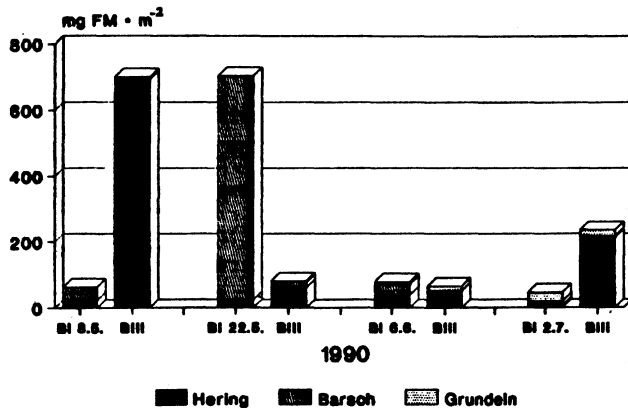


Abb. 2b Zusammensetzung der Bongofänge Station I und III, ausgewählte Daten; Biomassen

Diese Tendenz ist bei den Biomassedaten nicht zu bemerken. Zwar lagen die Spitzenwerte für Hering und Barsch mit etwa 900 bzw. 700 mg Frischmasse/m² im Mai (3.5. bzw. 22.5.), im späteren Verlauf der Saison dominiert aber weiterhin der Hering trotz steil steigender Abundanzen der Grundeln (Abb. 2b, Tab. 2).

Tabelle 2 Abundanzen und Biomassen auf den 3 Fangstationen
A = Abundanzen (n/m²); B = Biomassen (mg/m²)

	BONGO I		BONGO II		BONGO III	
	A	B	A	B	A	B
03.05.1990	5.29	129.6	25.70	915.6	10.66	210.3
08.05.1990	6.63	64.0	5.20	40.5	22.43	701.5
10.05.1990	12.89	125.8	10.46	480.2	9.44	237.4
16.05.1990	6.56	285.3	11.92	351.8	3.55	129.6
22.05.1990	14.17	704.9	2.10	62.2	3.20	81.1
30.05.1990	2.05	116.2	0.99	42.6	5.49	114.8
06.06.1990	3.32	78.7	6.80	159.7	5.05	65.2
12.06.1990	2.45	57.6	3.02	69.0	4.12	60.7
19.06.1990	2.42	95.7	3.57	127.5	3.15	55.4
02.07.1990	8.70	46.4	6.97	31.5	12.40	236.3

Das Längenwachstum der Hauptfischarten erscheint sehr unterschiedlich. Lediglich beim Barsch ist eine konstante Längenzunahme auf allen 3 Stationen zu beobachten (Abb.3). Dagegen zeigen sich beim Hering Schwankungen der Durchschnittslängen (Abb.4). Das gilt in ähnlicher Weise auch für die Grundeln, jedoch ist eine klare Ursachenforschung durch die teilweise fehlende artliche Zuordnung unmöglich. Die Barsche erreichten die größte durchschnittliche Länge von 18.65 mm auf der Station III bereits am 30.5.1990, später wurden nur noch Einzelexemplare gefangen.

Die Salinität des Gewässers wird durch wechselnde Ein- und Ausstromlagen mit Salzwasserzufuhr von der Ostsee und Süßwassereinfluß von der Barthe beeinflusst. Abb. 5 zeigt die Schwankungsbreite des Salzgehalts und die mittlere Salinität auf den Stationen. Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, erreichte der Salzgehalt einen mittleren Wert von 6,2%. .

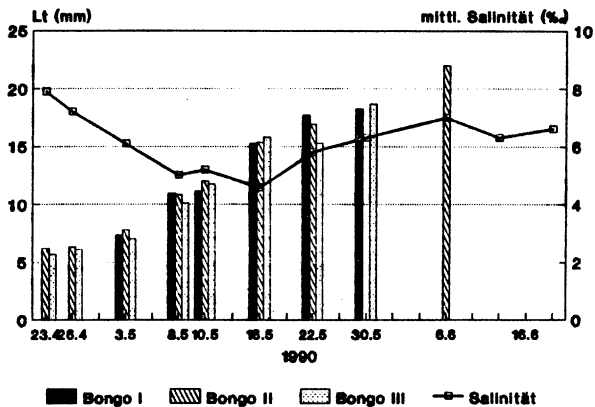


Abb. 3
Längenwachstum des Barsches im Untersuchungszeitraum

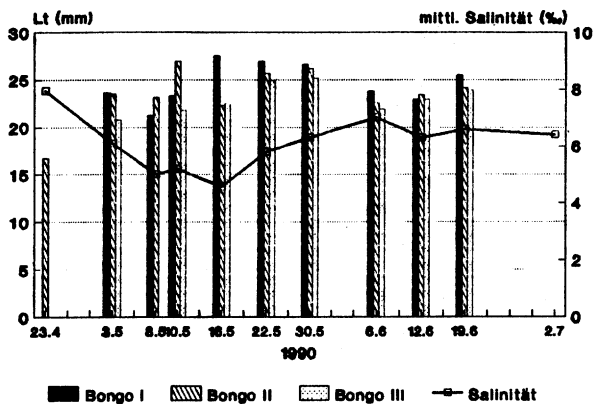


Abb. 4
Längenwachstum des Herings im Untersuchungszeitraum

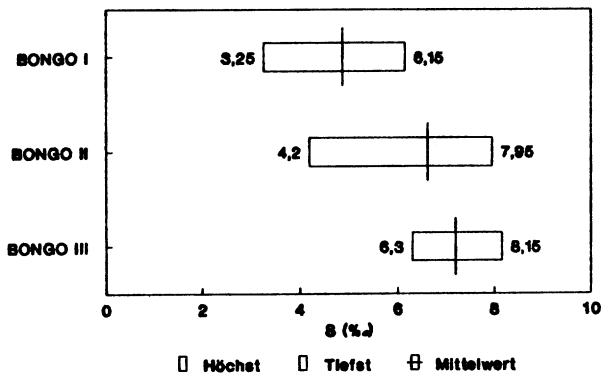


Abb. 5
Schwankungsbreite der Salinitätswerte

Diskussion

Die Bongostationen I-III entsprechen den Gebieten B, C und D bei BAST et al. (1980) und WINKLER et al. (1984) bzw. den Gebieten 1-3 bei PRIEBER et al. (1985). Dadurch wird der direkte Vergleich der Ergebnisse möglich.

Auffällig ist die völlig verschiedene artliche Zusammensetzung der Fänge im Pelagial gegenüber den Senkenfängen im Litoral bei o.g. Autoren. Im Gelegebereich dominieren dort Plözt und Barsch, während im Freiwasser der Hering zahlenmäßig am stärksten vertreten ist. Trotz der hohen Abundanzen des Herings scheint aber dessen Laichgebiet außerhalb des Barther Stroms zu liegen, da die kleinsten Larven nahe der Mündung zum Barther Bodden gefangen wurden (Station III). Zudem verringerte sich bei Einstromsituationen aus der Ostsee (erhöhte Salinitätswerte) die Durchschnittslänge des Herings beträchtlich, was auf die Verdriftung kleinerer Larven aus den vorgelagerten Laichgebieten schließen läßt (s. Abb. 4). Die hohen Biomassewerte zu Ende des Frühjahrs ergeben sich dann aus den größeren Stückmassen der Heringe mit einer Länge >30 mm.

Die Hauptlaichzeit der Grundeln beginnt erst Ende Mai. Der Barther Strom erweist sich als wichtiges Laichgebiet, denn es wurden auf allen Stationen Larven mit einer Länge von 3-4 mm gefangen. Das entspricht etwa der Schlupflänge (KASANOVA 1953). Die geringe Durchschnittslänge der Grundellarven drückt sich in nur geringen Biomassewerten aus, so daß Anfang Juli trotz kleiner Abundanzen der Hering anteilig überwiegt. Eine deutliche Verschiebung der prozentualen Zusammensetzung ist dann erst zur Hauptlaichzeit der Grundeln Ende Juli bis September zu erwarten (THORMANN & WIEDERHOLM 1983).

Die Dominanz des Plözt im Litoral konnte für die Freiwasserbereiche nicht bestätigt werden, dafür spielt der Barsch eine größere Rolle. Dies bestätigt die Angaben von THIEL (1991). Da für beide Arten der Barther Strom als wichtiges Laichgebiet bestätigt ist (WINKLER et al. 1984), scheint das massenweise Auftreten des Barsches im Pelagial und sein gleichzeitiges Fehlen im Litoral (vgl. WINKLER et al. 1984, Stationen C+D) die Folge einer Verdrängung von den ursprünglichen Laichplätzen im Ufernähe zu sein. Größere Barsche werden dann erst im Sommer wieder verstärkt im Gelegebereich angetroffen; dies ist mit der Umstellung von planktivorer auf benthophage Ernährung verknüpft. Ungeklärt bleibt, ob der Habitatswechsel endogen gesteuert wird oder als Folge der Nahrungskonkurrenz mit anderen juvenilen Fischen gedeutet werden muß.

Erst Mitte Juni konnten vereinzelt Jungfische des Plözt im Freiwasser gefangen werden. Ähnliche Angaben finden sich bei BAST et al. (1980). Auch MARK et al. (1989) konnten nur Jungfische >ca.15mm in größerer Uferentfernung nachweisen, wobei deren Länge durchweg die der Fische im Uferbereich überstieg.

Trotzdem im Mai intensives Laichgeschehen des Bleis (*Abramis brama*) auf den Stationen I und II beobachtet wurde, konnten keine Bleilarven gefangen werden. Auch im Gelegebereich fehlte der

Bleinachwuchs vollständig (MEHNER, unveröff.). Ursache dafür könnten die außergewöhnlich hohen Salinitätswerte zum Schlupfzeitpunkt Ende Mai/Anfang Juni gewesen sein, die eine weitere Entwicklung verhinderten. So fand OLIFAN (1940), daß eine reguläre Larvalentwicklung beim Blei nur bis zu einer Salinität von 5‰ möglich ist. Bemerkenswert hohe Stichlingsabundanzen fanden WINKLER et al. (1984) lediglich im Gelegebereich des Barther Boddens, so daß die geringen Werte im Untersuchungsgebiet nicht ungewöhnlich zu sein scheinen.

Die Biomasse liegt auf allen Stationen unter 1 g/m^2 und ist damit deutlich kleiner als in den Litoralgebieten (vgl. WINKLER et al. 1984, PRIBBERNOW et al. 1985). Jedoch können v.a. im Mai hohe Konsumtionswerte des Zooplanktons durch Hering und Barsch auftreten. Nach DEBUS & ARNDT (1984) sind für die AG O+ von Plötz und Barsch täglich mindestens $15 \cdot$ der Körperfrischmasse als Nahrung zu veranschlagen. Das entspricht bei einer Biomasse von 0.5 g/m^2 einer Nahrungsbiomasse von $150\text{ }\mu\text{g/l}$ im Untersuchungsgebiet. Da die Hauptnahrung in dieser Zeit durch die verschiedenen Entwicklungsstadien des Copepoden *Eurytemora affinis* (POPPE) gebildet wird (MEHNER, in Vorb.), muß mit Konsumtionswerten von etwa 15 % der täglichen Produktion von *E. affinis* gerechnet werden (nach ARNDT 1989 max. $1100\text{ }\mu\text{g FM/l} \cdot \text{d}$). Außerhalb des Hauptproduktionsgipfels kann der Konsumtionswert dann leicht wesentlich ansteigen. Damit stellen die juvenilen Fische im Pelagial von Ende April bis Mitte Mai die Hauptkonsumenten des Zooplanktons dar, denn die geschätzten Konsumtionswerte für den Uferbereich (v.a. *Neomysis integer*) liegen in diesem Zeitraum nur bei $55\text{ }\mu\text{g FM/l} \cdot \text{d}$ (ARNDT 1989).

Zusammenfassung

Mit Hilfe von Bongonetzfängen wurde von Mai bis Juli 1990 das Artenspektrum der Fische der Altersgruppe O+ im Freiwasser des Barther Stroms untersucht. Es dominieren anfangs Hering (*Clupea harengus*) und Barsch (*Perca fluviatilis*), im Frühsommer herrschen Grundellarven (*Pomatoschistus microps* und *P. minutus*) vor. Die Abundanzmaxima betragen für Hering und Barsch 24.6 Ind/m^2 bzw. 13.45 Ind/m^2 , dies ergibt Biomassemaxima von 913 bzw. 680 mg FM/m^2 . Den höchsten Abundanzwerten für die Grundeln von 8.5 Ind/m^2 stehen nur geringe Biomassewerte gegenüber. Ein deutlicher Konsumtionseinfluß auf die Copepodenpopulationen kann angenommen werden.

Literatur

- ARNDT, H. (1989): Zooplankton production and its consumption by planktivores in a Baltic inlet. Proc. of the 21st EMBS, Gdansk 1986, p.205-214
- BAST, H.-D.; FADSCHILD, K. und MÖNKE, E. (1980): Orientierende Untersuchungen zum Jungfischauftreten im Bereich des Barther Boddens im Juni 1979. WZ Univ. Rostock 29, Math.-nat. Reihe, H. 4/5: 99-102
- DEBUS, L. (1986): Zum nahrungsselektiven Freßverhalten von Stint (*Osmerus eperlanus*) und Plötz (*Rutilus rutilus*) in einem eutrophen Brackgewässer. WZ Univ. Rostock 35, Math.nat. Reihe, H. 5:60-63

- DEBUS, L.; ARNDT, H. (1984): Nahrungsbiologische Untersuchungen an Jungfischpopulationen eines brackischen Flachwassergebietes des Barther Boddens (südliche Ostsee). WZ Univ. Rostock 33, Math.-nat. Reihe, H. 6: 76-82
- KASANOVA, I.I. (1953): Opredeletel' ikry i licinok ryb Baltiskovo Morja i evo zalivov. Truby VNIRO XXVI: 221-265
- MARK, W.; WIESER, W.; HOHENAUER, C. (1989): Interactions between developmental processes, growth, and food selection in the larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* (L.) (Cyprinidae). Oecologia 78: 330-337
- OLIFAN, V.I. (1940): Eksperimental'nye ekolo-fiziologiceskie issledovanija nad ikroi i licinkami ryb. 1. Vlijanie solenosti na rannie stadii razvitija azovskich lesca, sudaka i volskoi sel'di. Zoologiceskij zurnal, tom XIX, vyp.1:73-79
- PRIEBERNOW, S.; WINKLER, H.M.; DEBUS, L. (1985): Das Jungfischauftreten in einem typischen Laichgebiet der Darß-Zingster Boddenkette im Saisonverlauf. WZ Univ. Rostock 34, Math.-nat. Reihe, H. 6: 50-54
- THIEL, R. (1991): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation A, Univ. Rostock, FB Biologie.
- THORMANN, S.; WIEDERHOLM, A.-M. (1983): Seasonal occurrence and food resource use of an assemblage of nearshore fish species in the Bothnian sea, Sweden. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10: 223-229
- WINKLER, H.M.; DIBBERN, S.; JARMATZ, K.; DEBUS, L. (1984): Einige Angaben zum Jungfischauftreten in ausgewählten Gebieten der Darß-Zingster Boddenkette im Zeitraum 1981-1983. WZ Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 33: 83-87

Verfasser:

Dipl.-Biol. Thomas Mehner
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 WB Fischereibiologie
 Universitätsplatz 5,
 PF 999
 O-2500 Rostock

Helmut M. Winkler; Ralf Thiel

Beobachtungen zum aktuellen Vorkommen wenig beachteter Kleinfischarten an der Ostseeküste Mecklenburgs und Vorpommerns (Nordostdeutschland)

Einführung

Für die Fische der westlichen Ostsee existieren lediglich sehr weit zurückliegende und revisionsbedürftige Faunenbeschreibungen (MÖBIUS u. HEINCKE 1883; GRIMPE u. WAGLER 1927; MEYER 1935). In der Arbeit von DUNCKER u. LADIGES (1960) erfolgte letztmalig eine Zusammenfassung des damaligen Kenntnisstandes für unser an die Nordmark grenzendes Gebiet.

Durch SUBKLEW (1955, 1957, 1982) und seit den 80er Jahren durch SCHRÖDER (1980), BREHMER (1986) und WINKLER (1989 a,b) sind diese Fragen für einzelne Küstenabschnitte wieder aufgenommen worden. Im Verlaufe langjähriger Arbeiten in den Küstengewässern dieser Region haben wir eine Reihe von Beobachtungen u. Proben sammeln können, die Fischarten betreffen, die weder für fischereiliche Belange noch für effektvolle Zeitungsartikel von Interesse sind. Diese Fische wurden bislang nur von Spezialisten und Liebhabern (Meeressaquarianer) beachtet, und die Einzelinformationen liegen zumeist im privaten Bereich brach. Im vorliegenden Beitrag wollen wir deshalb den Versuch unternehmen, den aktuellen Kenntnisstand zur Faunistik der Stichlinge, der Seenadeln, der Groppen, der Panzerwangen, des Butterfisches, der Sandaale und der Grundeln für Mecklenburg-Vorpommerns Küste zu aktualisieren.

Material und Methoden

Die Artnachweise stützen sich auf eigene Beobachtungen und Probennahmen aus dem Zeitraum von 1976 - 1990. Der Fang von Kleinfischen erfolgte mit unterschiedlichen Fanggeräten (Jungfischtrawl, Dredge, Senknetz, Handkescher). Unsere Angaben beschränken sich nur auf sichere Nachweise, die z.T. auch durch Belegexemplare bestätigt sind. Einige Proben wurden freundlicherweise von Kollegen für uns genommen. (Wir möchten uns dafür bei den Herren Dr. J. Köhn, A. Dröse, Strogies, T. Richter, H.-J. und F. Pagel bedanken). An den Grundeln und Seenadeln haben wir von verschiedenen Fundorten einige morphometrische Merkmale vermessen, um deren Variabilität zu beobachten. Es ist zu unterstreichen, daß die vorgelegten Artnachweise

nicht das Ergebnis einer systematischen Bearbeitung aller Küstenabschnitte repräsentieren. Vielmehr handelt es sich hierbei um eine Zusammenstellung von Beobachtungen, die sowohl methodisch als auch chronologisch unterschiedlich gelagert sind und nicht den Anspruch darauf erheben, die Verbreitung der betreffenden Arten erschöpfend zu charakterisieren.

Ergebnisse

Stichlinge (*Gasterosteidae*)

Der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) und der Neunstachlige Stichling (*Pungitius pungitius* L.) sind entlang der ganzen Küste vertreten und zwar sowohl seeseitig als auch binnenseitig (Abb. 1). In der Ostsee und in den Bodden handelt es sich beim Dreistachligen Stichling fast ausnahmslos um die Form *trachurus*, lediglich in der Nähe von Süßwasserzuflüssen findet sich die Form *semiarmatus* (unter 10%) und als ganz große Seltenheit Einzel Exemplare von *leiuus*. *Gasterosteus* dominiert im gesamten Küstenbereich über *Pungitius* und kann in manchen Jahren massenhaft auftreten, so daß sogar die Reusenfischerei dadurch behindert wird.

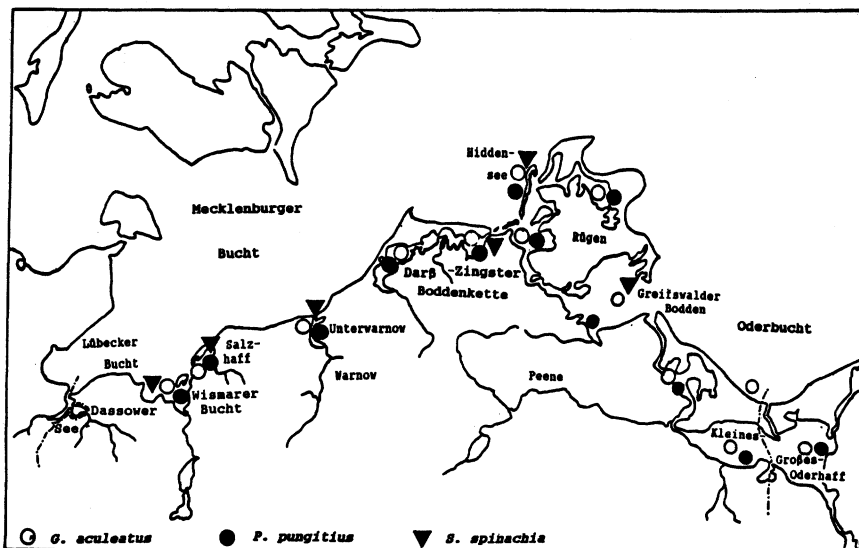


Abb. 1 Fundortangaben für die Stichlinge

Pungitius ist nur selten an den Außenstränden zu finden, diese Art ist mehr in den inneren Bodden und Buchten anzutreffen. Auch hier beschränkt sie sich auf die Phytalbestände und kommt dann mit *Gasterosteus* sympatrisch vor. Die krautfreien offenen Boddenbereiche gehören *Gasterosteus*. Aus diesem Grunde ist der Neunstachlige Stichling z.B. im Oderhaff seltener zu finden

als in den kleineren Bodden unserer Küste. Der Seestichling (*Spinachia spinachia* L.) ist gegenüber den oben genannten Arten relativ selten. In den salzarmen inneren Bodden fehlt er, bevölkert jedoch die Phytalbestände der äußeren Bodden bzw. der Küste.

Seenadeln (*Syngnathidae*)

Kleine Schlangennadel (*Nerophis ophidion* L.) und Grasnadel (*Syngnathus typhle* /L./) sind im gesamten Küstengebiet sowohl in der eigentlichen Ostsee als auch bis weit ins Brackwasser hinein ständig anzutreffen (Abb. 2). Die größten von uns gefangenen Tiere waren 270 bzw. 171 mm lang.

Vor Warnemünde und vor dem Darß (Prerow) konnten wir Belege für das Vorkommen von *Syngnathus rostellatus* Nilss., der Kleinen Seenadel, erbringen.

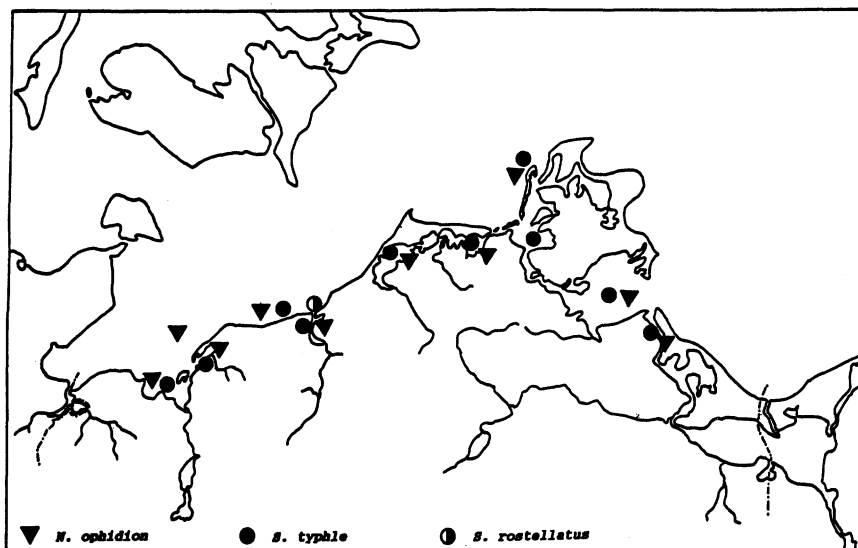


Abb. 2 Fundortangaben für die Seenadeln

Groppen (*Cottidae*), Panzergroppen (*Agonidae*) und Lumpfische (*Cyclopteridae*)

Der Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius* / L. /) ist im gesamten Küstenraum ständig anzutreffen und in der Region ab Warnemünde und weiter westlich tritt in geringeren Abundanzen der Seebulle (*Taurulus bubalis* / Euphrasen 1786 /) auf (Abb. 3).

Der Steinpicker (*Agonus cataphractus* / L. /) geht dagegen noch weiter nach Osten. Er ist, wie mehrfache Fänge aus dem Greifswalder Bodden belegen, in unserem ganzen Küstengebiet nachgewiesen. Belege aus den salzärmeren inneren Bodden fehlen.

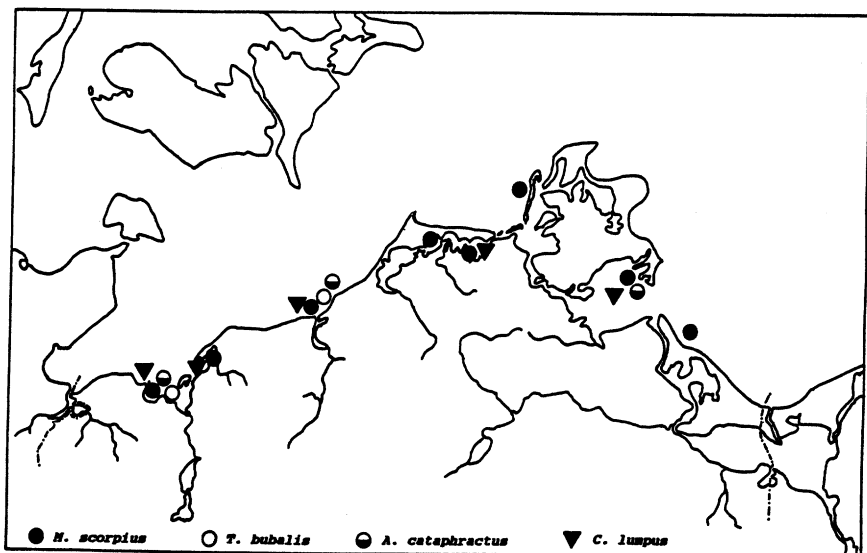


Abb. 3 Fundortangaben für die Groppen und Panzerwangen

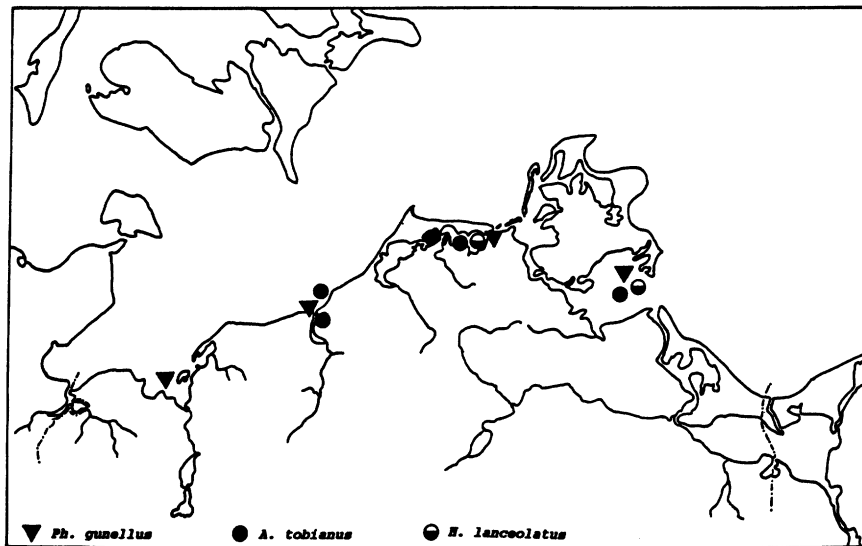


Abb. 4 Fundortangaben für den Butterfisch und die Sandaale

Eine ähnliche Verbreitung wie die vorherige Art zeigt der Seehase (*Cyclopterus lumpus* L.), von dem alljährlich laichreife Adulti in den Frühjahresreusen der Küstenfischer gefunden werden. Jungfische sind uns bei Schleppnetzfangen aus den äußeren Boddenbereichen bekannt.

Butterfische (Pholidae) und Sandaale (Ammodytidae)

Der Butterfisch (*Pholis gunellus* L.) ist selten in Einzelexemplaren in der Ostsee und den äußeren Bodden anzutreffen (Abb. 4). Demgegenüber gehört der Kleine Sandaal (*Ammodytes tobianus* L.) im gesamten Gebiet zu den häufigsten Arten. Weniger häufig, aber nicht selten ist der Große Sandaal (*Hyperoplus lanceolatus* Lesauvage 1825).

Grundeln (Gobiidae)

Entlang der ganzen Küste sind die Strandgrundel (*Pomatoschistus microps* / Kröyer 1840 /) und die Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus* Pallas 1769) häufig bis stellenweise massenhaft vertreten. Dabei ist zu erkennen (Abb. 5), daß *P. microps* bis weit in die oligohalinen Brackwasserbereiche vordringt, wohingegen *P. minutus* stärker dem marinen Milieu verhaftet scheint. In den inneren Bodden haben wir fast nur *P. microps*, in der offenen See ausschließlich *P. minutus* und im Küstensaum beide Arten zusammen gefunden. Die Schwarzgrundel (*Gobius niger* L.) ist zwar auch im ganzen Küstenbereich verbreitet, jedoch ist sie nicht so gleichmäßig verteilt wie die beiden vorherigen Arten und nach Osten zu scheint sie seltener zu werden.

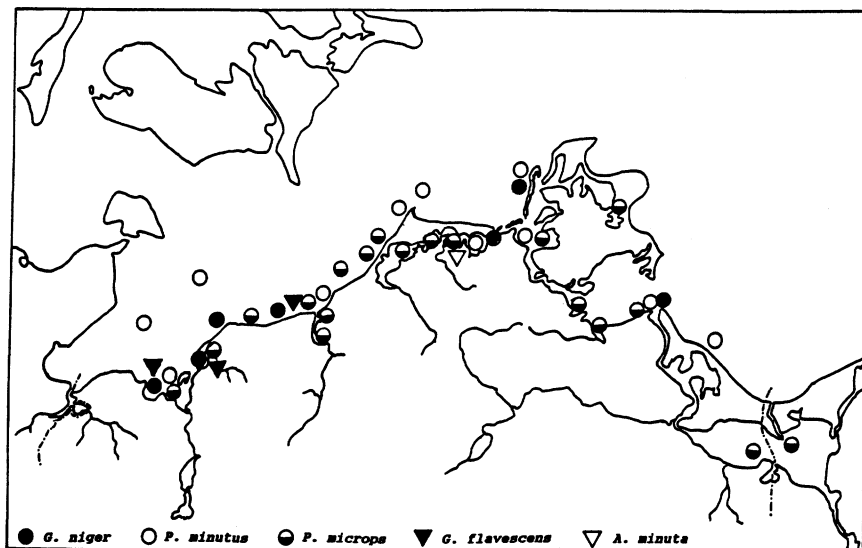


Abb. 5 Fundortangaben für die Grundeln

Bisher nur für den Westteil unserer Küste belegt ist die Schwimmgrundel (*Gobiusculus flavescens* / Fabricius 1779 /), die ähnlich *Gobius niger* nur an bestimmten Habitaten häufig ist (Abb. 5). Der bisher für die Glasgrundel (*Aphia minuta* Risso 1810) einzige Nachweis und dazu noch aus einem völlig für diese Art untypischen Biotop, stammt aus dem Barther Bodden. Im November 1983 wurden 2 Exemplare (43.5 u. 35.9 mm) mit einem Jungfischtrawl (4mm Maschenweite im Steert) auf 2m Wassertiefe gefangen.

Diskussion

Unsere Befunde zur Verbreitung der 3 Stichlingsarten sowie der Grasnadel und der Kleinen Schlangennadel im Küstengebiet stimmen mit den bisher in der Literatur enthaltenen Angaben gut überein (MEYER, 1935). Auch im westlichen Anschlußgebiet der Lübecker Bucht (bes. Pötenitzer Wieck und Dassower See) sind diese Arten kommun (DUNCKER u. LADIGES, 1960). Das gilt auch für die polnische Seite der Oderbucht und das Große Oderhaff (KRACZKIEWICZ, 1973 und PECZALSKA, 1973). Das betrifft auch die Verteilung der Beschilderungsformen von *Gasterosteus aculeatus*. Die gegenwärtig oft geäußerte Ansicht über einen zumindest regional zu verzeichnenden Rückgang von *Spinachia spinachia* läßt sich mit den uns zur Verfügung stehenden Angaben nicht belegen, erscheint aber durchaus real, da diese Art infolge ihrer Habitatbindung an Phytalbestände unter dem an unserer Küste zu beobachtenden Rückgang derselben (GEISEL u. MEßNER, 1989) leidet.

Die beiden Seenadelarten sind auch unter den Bedingungen, die hocheutrophierte Gewässer mit sich bringen, anzutreffen und reproduzieren sich nach wie vor erfolgreich. Über das mögliche Vorkommen weiterer Seenadelarten in unserem Gebiet hat es schon viele Hinweise gegeben, letztendlich reihen sich unsere Nachweise von *Syngnathus rostellatus* an die Vorkommen in Schleswig-Holstein an (Travemünde, Neustädter Bucht, nach DUNCKER u. LADIGES, 1960). Unterwasserbeobachtungen vor Warnemünde, Kühlungsborn und Poel weisen darauf hin, daß diese Art im Westteil unserer Küste gar nicht so selten ist (mündl. Mitt. LUTHER, 1990). Erwähnung verdient noch der Einzelnachweis einer 405 mm langen Großen Schlangennadel (*Entelurus aequoreus* L.), die im März 1928 vor Warnemünde gefangen wurde (zit. nach DUNCKER u. LADIGES, 1960).

An der Verbreitung des Seeskorpions scheint sich gegenüber den alten Kenntnissen (vgl. MEYER, 1935) nichts geändert zu haben, er ist überall vertreten. Der Seebulle (*Taurulus bubalis*) wurde schon früher als seltener eingeschätzt. Das ist zu bestätigen und es gibt keine neueren Nachweise östlich Rügens. MEYER (1943) registrierte bei der Analyse von Zeesenfischereianlandungen aus Saßnitz (1936-1939) 6 Exemplare vom Seeskorpion, keinen Seebullen, doch dafür 13 Vierhörnige Seeskorpione (*Myoxocephalus quadricornis* L.). Bisher fehlen neuere Nachweise von der letzteren Art, die von Osten her in unser Gebiet eindringt.

Der Steinpicker weist an unserer Küste ein ähnliches Verbreitungsmuster auf wie der Seebulle, kommt jedoch bis östlich Rügens vor. Er fehlt aber in der polnischen Artenliste für die Oderbucht

(KRACZKIEWICZ 1973). Auch diese Art wurde schon im vergangenen Jahrhundert als "seltener Standfisch" der westlichen Ostsee geführt (MÖBIUS u. HEINCKE, 1883). Daran hat sich nichts geändert. In der Mecklenburger Bucht sind auch seine Larven im Ichthyoplankton nachgewiesen (LADWIG, 1983).

Während der Seehase vom Küstengebiet Schleswig Holsteins bis nach Polen auch aktuell als häufig einzustufen ist, zeigt der Butterfisch ein ähnliches Verbreitungsmuster wie der Steinpicker, d.h. er ist nur bis östlich Rügen (Greifswalder Bodden) anzutreffen. Auch diese Art ist nie häufig gewesen, kommt aber regelmäßig vor. Hinweise auf einen regionalen Rückgang liegen aus dem Zeitraum seit 1970 für das Salzhaff vor (BREHMER, 1986).

Die beiden von uns angeführten Sandaalarten werden in allen einschlägigen Arbeiten für die Region der westlichen Ostsee erwähnt (MÖBIUS u. HEINCKE 1883; MEYER 1935; DUNCKER u. LADIGES 1960 u.a.) und gelten als häufig. Das unterstreichen sowohl unsere Beobachtungen, als auch die von LADWIG (1983) am Ichthyoplankton der Mecklenburger Bucht sowie von THIEME (1980) und BERNER (1981) an Jungfischstadien des Greifswalder Boddens. Leider haben diese Autoren keine genaue Artendetermination vorgenommen, so daß keine Häufigkeitsverhältnisse der Arten angegeben werden können. Genauere Untersuchungen über Vorkommen, Biologie und Ökologie der Sandaale unserer Küste liegen durch die Arbeit von JÄHNICHEN (1965) vor. Nach seinen Untersuchungen waren ca. 90% *Ammodytes tobianus* und je nach Fangposition bis 10% *Hyperoplus lanceolatus*. In ganz geringen Abundanzen trat im Westteil unseres Gebietes auch *Ammodytes marinus* Raitt auf. Diese Art ist hier bislang nicht wieder bestätigt worden. DUNCKER u. LADIGES (1960) führten diese (von ihnen als Unterart geführte) Form in Einzel-exemplaren für die Lübecker Bucht an. In Mecklenburg galt sie als fehlend und erst östlich Rügens sollte sie wieder vorkommen.

Nach der Literatur wurden *Gobius niger*, *Pomatoschistus microps* und *Pomatoschistus minutus* einhellig für das gesamte Küstengebiet angegeben, auch an Schleswig-Holsteins Küste (DUNCKER u. LADIGES, 1960) und im polnischen Teil der Oderbucht (KRACZKIEWICZ, 1973). *Gobiusculus flavescens* ist in unserer Zeit nur bis Westrügen (KOSLER, 1962) sicher nachgewiesen. In diesen Rahmen legen sich auch unsere Befunde. HENKING (1904) berichtet dagegen von regelmäßigen *G. niger* und *G. ruthensparri* Fängen bei einer Versuchsfischerei im Greifswalder Bodden. Im letzten Fall ist davon auszugehen, daß nach jetziger Nomenklatur *Gobiusculus flavescens* gemeint ist. Nach unseren Probennahmen im Greifswalder Bodden konnten wir bisher diese Art, ebenso wie SUBKLEW (1981, 1982), nicht bestätigen, wohl aber *Pomatoschistus minutus* und *Pomatoschistus microps*, die wiederum bei HENKING (1904) gar nicht genannt wurden. Es ist schwerlich anzunehmen, daß diese zwei häufigen Arten damals nicht vorkamen, insofern betrachten wir die Angabe von HENKING (1904) zumindest als fragwürdig (WINKLER, 1989a). Innerhalb des Verbreitungsgebietes wird *Gobius niger* nach Osten zu seltener und ebenso wie bei der Schwimmgrundel ist eine stärkere Bindung an bestimmte Habitate zu verzeichnen. Sand- und

Strandgrundel sind nicht unbedingt bzw. gar nicht an Phytalbestände gebunden (WIEDERHOLM, 1987b) und zeigen deshalb fast flächendeckende Verbreitungsmuster. Die schon erwähnten Ichthyoplanktonarbeiten (BERNER 1981; LADWIG 1983) aus dem unmittelbaren Küstenbereich belegen, daß deren Larven überall vorkommen und im Mai/Juni regional sogar dominieren (z.B. Wismarer Bucht, Außenküste Darß). Leider erfolgte bei diesen Untersuchungen keine genaue Artbestimmung. Auffällig ist, daß *P. microps* in den flachen Boddengewässern bis weit in die ausgesüßten Bereiche dominiert und daß *P. minutus* die offenen Küsten bzw. die freie Ostsee bevorzugt (vgl. Abb.5). Nach WIEDERHOLM (1987a) offenbart sich darin keine unterschiedliche Salinitäts- sondern eine unterschiedliche Temperaturtoleranz. *P. minutus* meidet Temperaturen ab 19°C und darüber und wandert bei höheren Temperaturwerten ab. *P. microps* verträgt demgegenüber höhere Temperaturen. MUUS (1967) berichtete, daß sie von Juli - Oktober in den flachen dänischen Ästuargewässern die mit Abstand häufigste Fischart ist und daß sie sich bei Tagestemperaturen von 20 - 30°C wohl fühlt. HESTHAGEN (1977) verweist darauf, daß hohe Wassertemperaturen bei laichreifen *P. minutus* die Abwanderung auf tiefere Gewässerbereiche auslöst. Das erklärt die unterschiedlichen Verteilungsmuster beider Arten in den Küstengewässern.

An dieser Stelle möchten wir nur erwähnen, daß die artliche Differenzierung dieser Arten, besonders der Larven- und Jugendformen, für wenig geübte Bearbeiter nicht ganz unproblematisch sein kann. Beide Arten können in ihren Merkmalen recht erheblich variieren, wie HASS (1937) anhand der Wirbel- und Analflossenstrahlzahl an einem umfangreichen Material von *P. minutus* aus der Ost- und Nordsee aufzeigen konnte. Wir konnten bei der genaueren morphologischen Untersuchung beider Arten von verschiedenen Fundorten ebenfalls recht große Schwankungen feststellen. So treffen beispielsweise die Pigmentierungsunterschiede, speziell auf dem Unterkiefer, wie sie EDLUND et al. (1980) beschrieben haben, bei uns oft nicht zu. Wir haben auch einzelne Exemplare von *P. minutus* gefunden, die eine teilweise bis völlig glatte Trichtermembran aufwiesen. Recht klar waren bei den von uns untersuchten Tieren jedoch stets die Beschuppungsformen im Dorsalbereich sowie die Anzahl der Schuppen in der Seitenlinie. Weitere morphometrische Untersuchungen aus verschiedenen Regionen wären durchaus wünschenswert.

Der Nachweis von *Aphia minuta*, zumal in einem völlig untypischen Lebensraum, erfolgte zu einem Zeitpunkt, als ein Einstrom von Ostseewasser in die Boddengewässer zu beobachten war.

Diese Art ist in unseren flachen Küstengewässern als seltener Irrgast zu führen. Der einzige Fang an unserer Küste datiert auf den 13.02.1930 und er erfolgte in der offenen See nordöstlich Rügens auf 40 m Tiefe (zit. nach DUNCKER u. LADIGES, 1960). Nach den gleichen Autoren wurde diese Art "erstmalig in Mengen" 1934 in der Eckernförder Bucht beobachtet.

Zusammenfassend kann für folgende Arten eine durchgehende Verbreitung konstatiert werden: alle 3 Stichlingsarten, Grasnadel, Kleine Schlangennadel, Seeskorpion, Seehase, Kleiner und Gro-

ßer Sandaal, Schwarz-, Sand- und Strandgrundel. Vom Westen bis östlich Rügens sind der Steinpicker und der Butterfisch (mit abnehmender Tendenz von West nach Ost) verbreitet.

In der gleichen Richtung kommen der Seebulle und die Schwimmgrundel bis Westrügen vor und die Kleine Seenadel wurde bis östlich Darßer Ort nachgewiesen. Insgesamt wären nicht nur schlechthin intensivere ichthyofaunistische Untersuchungen an unserer Küste wünschenswert, sondern längerfristige Monitoringprogramme an typischen Küstenabschnitten. Ein Beispiel dafür sind die langfristigen Beifanguntersuchungen der Garnelenfischerei im deutschen Wattenmeer seit 1954 (TIEWS 1983). Von unserer Küste liegt bisher nur für das Salzhaff eine mehrjährige (1970-1985) Artenbeobachtungsreihe vor (BREHMER, 1986).

Zusammenfassung

Im Beitrag werden durch die Autoren in den vergangenen 15 Jahren getätigte Artnachweise für ausgewählte nichtkommerzielle Arten entlang der Küste Mecklenburg-Vorpommerns vorgestellt. Das betrifft 3 Stichlings-, 3 Seenadel-, 2 Groppen-, 2 Panzerwangen-, 1 Butterfisch-, 2 Sandaal- und 5 Grundelarten. Die Befunde werden mit der gebietsbezogenen Literatur kritisch diskutiert. *Syngnathus rostellatus* und *Aphia minuta* stellen Erstnachweise dar.

Literatur

- BERNER, A. (1981): Abundanz und Verbreitung von Fischlarven im Ichthyoplankton des Greifswalder Bodens und anderer Rügenschwer Gewässer. Diplomarbeit, W.-Pieck Universität Rostock, SBI: 82 S. (unveröffentl.).
- BREHMER, H. (1986): Beobachtungen zur Veränderung der Ichthyofauna im Salzhaff. Naturschutzarbeit Mecklenburg, 29(1): 38-41.
- DUNCKER, G. u. W. LADIGES (1960): Die Fische der Nordmark. Abh. u. Verh. Naturw. V. Hamburg, N.F.Bd.III, :432 S.
- GEISEL, T. u. U. MEßNER (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. Meer u. Museum, Bd. 5, Stralsund: 44-51.
- GRIMPE, G. u. E. WAGLER (Hgb.) (1927): Die Tierwelt der Nord- u. Ostsee. Bd.XIV, Teil XII c-h (Vertebrata, Pisces), Leipzig.
- HASS, G. (1937): Variabilitätsstudien an *Gobius niger* L., *Gobius minutus* Pallas und *Cottus scorpius* L.. Kie-ler Meeresforschung Bd. I: 279-321.
- HESTHAGEN, I. H. (1977): Migrations, breeding and growth in *Pomatoschistus minutus* (PALLAS) (Pisces, Gobiidae) in Oslofjorden, Norway. Sarsia 63: 17-26.
- HENKING, H. (1904): Orientierungsfahrten im Greifswalder Bodden, September 1903. Mitt. D.S.V. Bd. XX (11): 368-394.
- JÄHNICHEN, H. (1965): Untersuchungen an Sandaalen (Ammodontidae) als Grundlage der Langleinenfischerei an der DDR Küste. Diss. Humboldt Universität Berlin.
- EDLUND, A.M., SUNDMARK, G.S. and S. THORMAN (1980): The identification of *Pomatoschistus pictus*, *Pomatoschistus microps* and *Pomatoschistus minutus* (Gobiidae, Pisces). Sarsia 65: 239-242.
- KOSLER, A. (1962): Die Bodenfauna der Gewässer um Hiddensee. Wiss.Z.E.-M. Arndt Universität Greifswald, math.-nat. R., XI(1/2):57-64.
- KRACZKIEWICZ, W. (1973): Zmiany w liczebności i rozmieszczeniu ichtiofauny zatoki pomorskiej w minionym dwudziestolecu. Symposium, MIR Swinoujście, Gdynia: 38-42.
- LADWIG, B. (1983): Untersuchungen am Ichthyoplankton küstennaher Seegebiete der Mecklenburger Bucht unter besonderer Berücksichtigung des Herings (*Clupea harengus* L.). Diplomarbeit, W.-Pieck Universität Rostock, SBI, : 122 S. (unveröffentl.).
- MEYER, P.-F. (1935): Die Salz- und Brackwasserfische Mecklenburgs. Arch. Naturg. Mecklenb., N.F.Bd.9 (1934), Rostock: 59-97.

- MEYER, P.-F. (1943): Die Zeesenfischerei auf Hering und Sprott, ihre Entwicklung und Bedeutung für die Ostseefischerei und ihre Auswirkungen auf den Blankfischbestand der Ostsee. Sdr. Z. Fischerei, Bd.XL(4-5): 652 S.
- MÖBIUS, K. u. F. HEINCKE (1883): Die Fische der Ostsee. Berlin, Paul Parey : 206 S.
- MUUS, B.J. (1967): The fauna of Danish estuaries and lagoons. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri-Og Havundersøgelses. København, N.S. 5(1) : 316pp.
- PECZALSKA, A. (1973): Ichthyofauna zalewu Szczecińskiego, jej specyfika i zmiany zachodzące w składzie gatunkowym ryb w powojennym 25-leciu. Symposium, MIR Swinoujście, Gdynia: 32-37.
- SCHRÖDER, H. (1980): Bemerkenswerte Fischnachweise aus der Ostsee. Naturschutzarbeit Mecklenburg, 23(1) : 10-15.
- SUBKLEW, H.-J. (1955): Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischwirtschaftlich betrachtet. Z.Fischerei, Bd.IV (7/8) : 545-588.
- SUBKLEW, H.- J. (1957): Veränderungen in der Fischfauna des Greifswalder Boddens in den vergangenen 100 Jahren. Deutsche Fischereizeitung, 7: 193-196.
- SUBKLEW, H.- J. (1982): Verarmung der Fischfauna des Greifswalder Boddens (Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung) seit 1853. Naturschutzarb. Mecklenburg 25 (1) : 17-19.
- THIEME, T. (1980): Untersuchungen über das Vorkommen und die Verbreitung von Jungheringen des Greifswalder Bodden. Diss. A, W.-Pieck Universität Rostock, SBI : 107 S. (unveröffentl.)
- TIEWS, K. (1983): Über die Veränderungen im Auftreten von Fischen und Krebsen im Beifang der deutschen Garnelenfischerei während der Jahre 1954-1981. Ein Beitrag zur Ökologie des deutschen Wattenmeeres und zum biologischen Monitoring von Ökosystemen im Meer. Archiv Fischereiwiss. 34,Beiheft 1: 256 S.
- WIEDERHOLM, A.-M. (1987)a : Distribution of Pomatoschistus minutus and P. microps (Gobiidae, Pisces) in the Bothnian Sea: importance of salinity and temperature. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 63 : 56-62.
- WIEDERHOLM, A.-M. (1987)b: Habitat selection and interactions between three marine fish species (Gobiidae). OIKOS 48: 28-32.
- WINKLER, H.M. (1989)a : Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. Meer und Museum 5, Stralsund : 52-58.
- WINKLER, H.M. (1989)b: Bemerkungen zum aktuellen Zustand der Ichthyofauna der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. WPU Rostock, N-Reihe 37(5): 25-29.

Verfasser:

Dr. rer. nat. Helmut M. Winkler
 Dr. rer. nat. Ralf Thiel
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Universitätsplatz 5
 Postfach 999
 O-2500 Rostock 1

Manfred B. Klinkhardt

Optimierung einer Methode zur Chromosomenpräparation aus Fischlaich

Einleitung

Für unsere zytogenetischen Untersuchungen an Heringen konnten die bisherigen methodischen Erfahrungen (KLINKHARDT 1990, KLINKHARDT und BUUK 1990, KLINKHARDT 1991) nur bedingt übernommen werden. Üblicherweise werden nämlich die Fische vor der Organentnahme einer mitostatischen Behandlung unterzogen, um die Ausbeute an auswertefähigen Mitosefiguren zu erhöhen. Dazu injizieren wir vorbereitend intramuskulär bzw. intraperitoneal eine Colchizin enthaltende Ringerlösung, welche die Teilungsaktivität im Stadium der Metaphase blockt. Die notwendige Einwirkungszeit, um einen registrierbaren Effekt zu erzielen, hängt von zahlreichen Faktoren ab (Konzentration und Dosis des Colchizins, Alter des Fisches, natürliche Teilungsrate im zu untersuchenden Organ u.a.m.). Mindestens sollte die Wartezeit jedoch die Hälfte der Gesamtdauer des stark temperaturabhängigen mitotischen Zyklus (Richtwert ca. 2-4 Stunden) betragen. Orientierende Untersuchungen im Jahr 1989 belegten zwar die prinzipielle Machbarkeit des Präparationsverfahrens auch bei Heringen, jedoch standen bei Verwendung adulter Tiere die erzielten Resultate in einem ungünstigen Verhältnis zur Ausbeute an Metaphasen, wodurch sich der anschließende Auswertungsaufwand (vor allem für die Durchmusterung der Proben unter dem Mikroskop) unverhältnismäßig erhöhte. Und obwohl wir den Fischen so schnell wie möglich, d.h. unmittelbar nach der Entnahme aus der Reuse, das Colchizin injizierten, damit es bereits während der anschließenden Bootsahrt zum Labor wirken konnte, stellten sich bei den empfindlichen Heringen meist sehr bald infolge dieses "handlings" (vor dem Ablauf der erforderlichen Einwirkungszeit) erhöhte Sterblichkeiten ein.

Aus diesen Gründen entschlossen wir uns, embryonales Gewebe für die Chromosomendarstellung zu nutzen und die notwendigen Präparationsbedingungen in vorherigen Experimenten zu optimieren. Obwohl sich die Verwendung von Fischlaich für solche Untersuchungen eigentlich geradezu anbietet, stößt die praktische Realisierung dieses Vorhabens doch auf einige Schwierigkeiten methodischer Natur, weswegen wohl auch international hiervon kaum Gebrauch gemacht wird. Diese Schwierigkeiten liegen hauptsächlich im Bau der Eier begründet: ein solides Chorion

schützt das Eiinnere, das stark lipophile Dotter behindert das Einwirken der wasserlöslichen Behandlungskomponenten (z.B. Colchizin, später auch die Hypotonisierung) und in der für die Chromosomenpräparation effektivsten Phase der Eientwicklung macht die Keimscheibe in den telolecithalen Eiern nur einen geringen Volumenanteil aus. Man muß also entweder mit hohem präparativem Aufwand die Embryonen aus ihrer Eihülle entnehmen und noch vor der weiteren Behandlung vom Dotter lösen, oder aber durch Modifikation der Behandlungsbedingungen an "kompletten" Eiern die erwünschten Effekte zu erreichen versuchen. LIEDER (u.a. 1953 und 1954) hat in seinen frühen Arbeiten durch Anfertigung einfacher Quetschpräparate viele dieser Probleme umgangen. Jedoch genügen die Qualitäten der durch solche Verfahrensweisen erzielten Metaphaseplatten heutigen Ansprüchen nicht mehr. BAKSI und MEANS (1988) versuchten, die Chromosomenpräparation auf der Basis früher Entwicklungsstadien (Eier und Larven) von *Cyprinodon variegatus* zu verbessern. Ihre Ergebnisse dienten uns hauptsächlich bei der vorliegenden Arbeit als Richtwerte für die Festlegung günstiger Präparationsbedingungen. Ergänzend standen aber auch die Resultate der Untersuchungen von CHOURROUT und HAPPE (1986) an Eiern der Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*) zur Verfügung.

Aus beiden Arbeiten läßt sich übereinstimmend entnehmen, daß vor allem die ersten zwei Arbeitsschritte (Colchizinbehandlung und Hypotonisierung) bei Verwendung von Eimaterial ausschlaggebend für den späteren Erfolg sind. Die für Fixierung und Färbung besten Bedingungen lassen sich dagegen recht problemlos von anderen Arbeiten direkt übernehmen und waren deshalb für unsere Versuche von vergleichsweise untergeordnetem Rang. Zusätzlich wollten wir bei den Optimierungsversuchen auch noch jenen Abschnitt der Eientwicklung feststellen, der für die Chromosomenpräparation die günstigsten Voraussetzungen bietet, d.h. möglichst viele Mitosefiguren für eine eventuelle Auswertung verfügbar macht.

Material und Methoden

Den in einer Reuse des Barther Boddens gefangenen laichreifen Heringen wurden die Geschlechtsprodukte durch Abstreifen entnommen. Nach "künstlichem" Auslösen der Befruchtung (feuchtes Verfahren) entwickelten sich die Eier unter Laborbedingungen in Aquarien, die mit Biotopwasser gefüllt waren, weiter. An 5 charakteristischen Terminen der Embryonalentwicklung (Stadieneinteilung nach KLINKHARDT 1989) entnahmen wir jeweils ein gewisses Quantum des Laiches für die Untersuchungen. Alle vorhandenen Mitosefiguren auf einer determinierten Fläche (5 zufällig verteilte Beobachtungsbahnen des mikroskopischen Gesichtsfeldes) der fertigen Objektträger wurden später ausgezählt und auf diese Termine bzw. Entwicklungsstadien bezogen.

Wir modifizierten bei der Präparation der Chromosomen die spezifischen Bedingungen entsprechend Abb. 1 a - d. In der Regel waren die kompletten, d.h. unzerstörten Eier diesen Behandlungen ausgesetzt. Die Reagenzien (Colchizin, Hypotonisierungsmedium) wurden dabei direkt dem Erbrütungswasser hinzugefügt. In einigen Fällen haben wir aber auch gewisse Veränderungen

(vgl. Abb. 2) vorgenommen, um beispielsweise nach Beseitigung der Eihüllen die entsprechenden Resultate einer direkten Einwirkung der Behandlungssubstanzen auf die Zellkerne feststellen zu können. Hierfür kamen dann die Embryonen bzw. Embryoteile für die Behandlungsdauer in kleine Petrischalen mit den entsprechenden Medien.

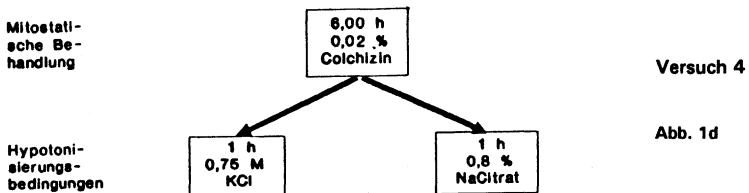
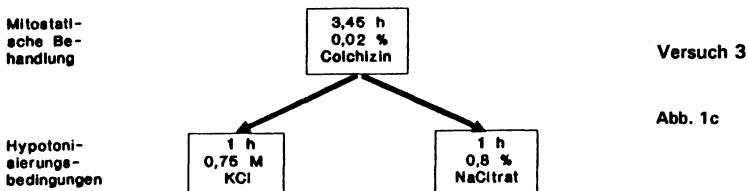
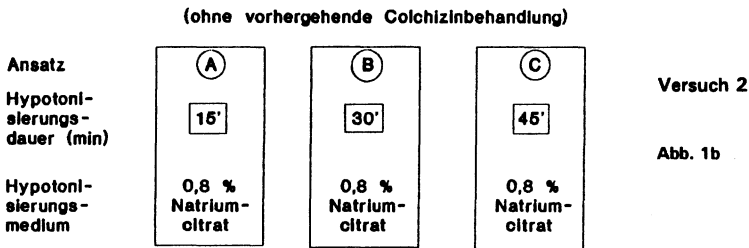
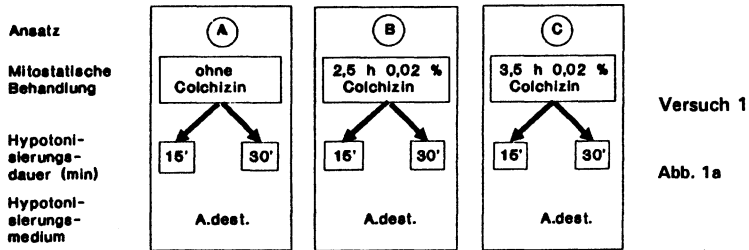


Abb. 1 Übersicht der Präparationsbedingungen in den vier grundlegenden Versuchsansätzen

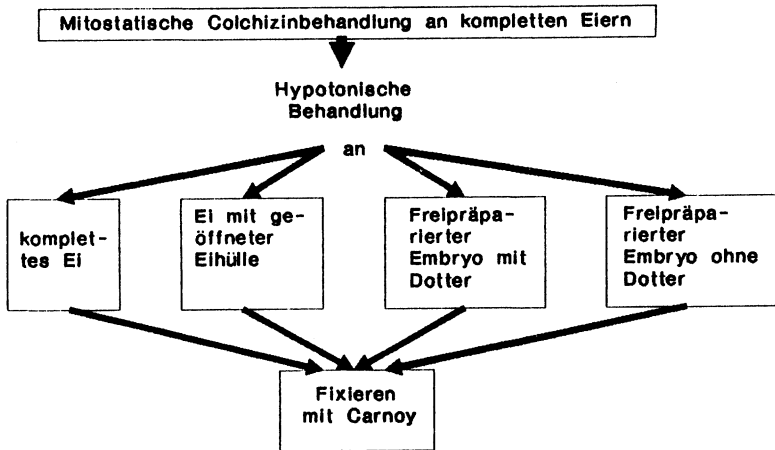


Abb. 2 Darstellung der verschiedenen untersuchten Hypotonisierungsvarianten in den Experimenten

Die weiteren Arbeitsschritte (ab Fixierung) sind in den Darstellungen nicht mit enthalten. Sie lauteten für alle Proben folgendermaßen: mindestens 4 Stunden Fixierung (eiskaltes Carnoy, Methanol : Essigsäure wie 3 : 1), anschließend, falls es sich um komplett-behandelte Eier handelte, mechanisches Aufbrechen der fixierungsbedingt spröden Eihüllen und Entnahme der Embryonen.

In einem Tropfen destillierten Wassers wurden dann die Embryonen direkt auf dem gründlich gereinigten Objektträger mit einem kleinen Skalpell zu einer milchigen Suspension zerkleinert und unter Zugabe von Carnoy über den Objektträger geschwemmt, wodurch das Material fein verteilt wird.

Nach Lufttrocknung und anschließender Lagerung (mindestens 4 Tage) wurde mit 10 % Giemsa (Phosphatpuffer pH 6,8) gefärbt.

Die optische Auswertung der Präparate erfolgte mit einem Mikroskop "Peraval-interphako" von Zeiss (Jena) bei ca. 1400facher Vergrößerung (Ölimmersion).

Ergebnisse

Auf den fertig präparierten Objektträgern waren in Vielzahl Zellkerne in allen Phasen der Mitose auffindbar. Sehr häufig ließen sich jedoch die einzelnen Teilungsfiguren nicht eindeutig zuordnen, weil die Hypotonisierung mangelhaft war und die Chromosomen mehr oder weniger stark "knäuelartig" einander überlagerten (vgl. Abb. 4).

Aus den Häufigkeiten der Mitosefiguren an den 5 verschiedenen Zeitpunkten der Embryonalentwicklung ist scheinbar ein gewisser Trend zur Verringerung der Teilungsaktivitäten ableitbar (Abb. 3). Hierbei muß aber unbedingt beachtet werden, daß es sich um keine "echten" quantitati-

von Erhebungen mit vergleichbaren Ausgangsbedingungen (z.B. äquivalente Zellkernanzahlen / Flächeneinheit), sondern lediglich um orientierende Untersuchungen handelte. Sie dienten einzig der Bestimmung jenes Zeitpunktes, zu dem mit einer möglichst großen Anzahl von Mitosen (und darunter auswertungsfähiger Metaphasen) gerechnet werden konnte. Wie Abb.3 zeigt, bietet diesbezüglich vor allem die erste Hälfte der Eientwicklungszeit günstige Voraussetzungen. Mit dem Übergang von Stadium 4 zu Stadium 5 sinkt die "relative Mitosedichte" dann rasch von über 250/Flächeneinheit auf etwa 130 und erreicht vor dem Schlupf sogar nur noch Werte unter 50.

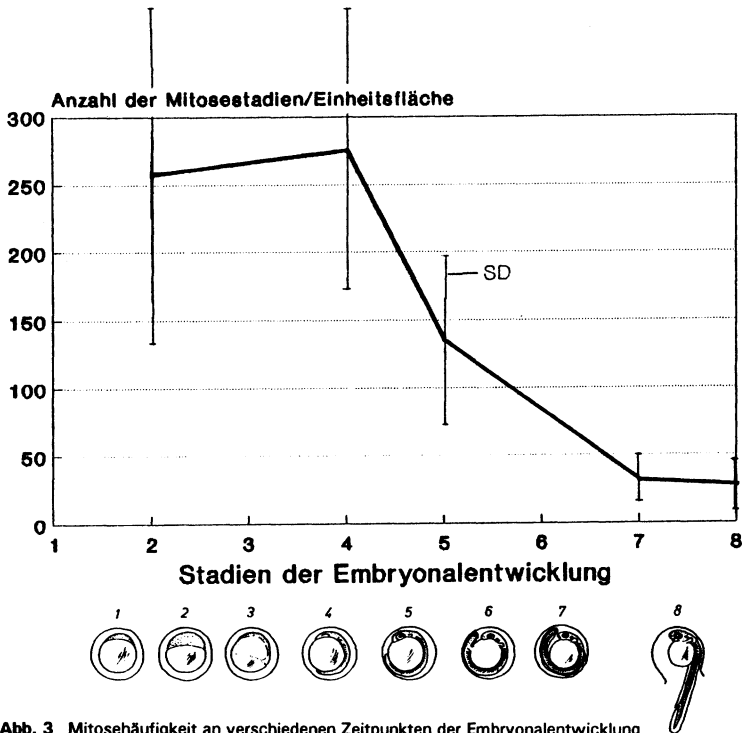


Abb. 3 Mitosehäufigkeit an verschiedenen Zeitpunkten der Embryonalentwicklung (Stadieneinteilung nach KLINKHARDT 1989, 1 = Befruchtung; 8 = Schlupf)

Der Versuch Nr.1 zur Optimierung der Präparationsbedingungen für die Chromosomen erbrachte in allen 3 Ansätzen (A, B und C) nur unbefriedigende Resultate. Zwar ließen sich Mitosefiguren und darunter auch Metaphasen in großer Zahl nachweisen, deren Chromosomen lagen jedoch selbst nach einer 30minütigen Hypotonisierung in destilliertem Wasser immer noch sehr stark übereinander (Abb. 4a und 4b), was eine individuelle Auswertung der einzelnen Elemente absolut unmöglich machte.

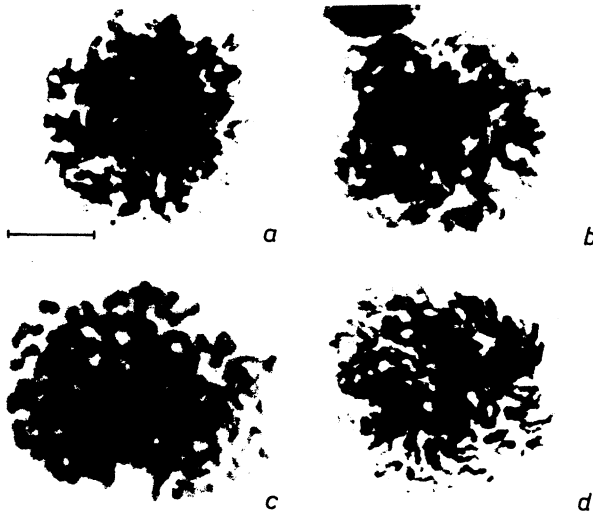


Abb. 4 Mitosefiguren mit mangelhafter Hypotonisierung
a und b - sehr starke Überlagerung bei Anwendung von destilliertem Wasser
c und d - Behandlung mit Natriumcitrat (45 min). (Nähere Erläuterung im Text)
Strichmarkierung entspricht 10µm

Die Dauer der Colchizinbehandlung hatte keinen nachweisbaren akkumulativen Effekt auf die Anzahl der Mitosen, sogar die völlige Weglassung des Mitostaticums im Versuch Nr. 2 ergab keine nachteiligen Auswirkungen. Allerdings verbesserte sich hier durch den Einsatz von Natriumcitrat der Hypotonisierungserfolg etwas, wenn auch nicht im erwünschten Ausmaß: in Abb. 4 c und d ist erkennbar, daß die Vereinzelung der Chromosomen etwas günstiger ist, was insbesondere für die längste Behandlungsdauer (45 min) zutrifft.

Erst nach nochmaliger Verlängerung der Hypotonisierungsdauer auf 60 min kam es zu einer merklich besseren Darstellbarkeit der Einzelchromosomen (Abb. 5 a und b). Zwar lagen die Chromosomen noch teilweise übereinander, gestatteten aber dabei häufig bereits eine karyologische Auswertung nach den üblichen Kriterien (zentromerischer Index I^c und relative Länge L^R). Nachteilig machten sich jedoch die meist ungleichen Kondensationszustände des Chromatins bemerkbar: entweder waren die Metaphase-Chromosomen sehr stark kontrahiert ("späte Metaphase", individuelle Typansprache nach I^c unsicher, vgl. Abb. 5 a) oder sie befanden sich noch im Übergang ("Prometaphase", L^R schwer bestimmbar, vgl. Abb. 5 b).

Diesem Mangel konnte durch Verlängerung der Mitoseblockierungsdauer auf 6 h (Versuch Nr. 4) abgeholfen werden. Nach dieser langen Colchizinbehandlung hatten sich neben den vorher beschriebenen ungünstigen Mitosefiguren auch eine ausreichende Zahl Metaphasen in gut auswert-



barer Konfiguration abgesetzt. An ihnen waren die vorgesehenen Messungen ohne weiteres durchführbar (Abb. 6).

Ob die Darstellbarkeit der Chromosomen durch die Präparation aus der Eihülle entnommener Embryonen verbessert wurde, kann hier nur anhand subjektiver Kriterien bewertet werden. Bei Anwendung der zuletzt genannten, für "komplette" Eier am besten geeigneten Präparationsbedingungen, war jedenfalls kein nennenswerter Unterschied festzustellen, jedoch läßt sich über direkte Einwirkungen der Behandlungsmedien auf die embryonalen Zellen und Gewebe eines freiliegenden, "hüllenlosen" Keimes, die Behandlungszeit merklich verkürzen.



Abb. 5
Verbesserte Darstellung der Metaphaseplatten nach Verlängerung der Hypotonisierungsdauer
a - gute Vereinzelung der Chromosomen, aber zu starke Kondensation des Chromatins
b - Prometaphase mit geringfügigen Überlagerungen (Strichmarkierung entspricht 10 µm)

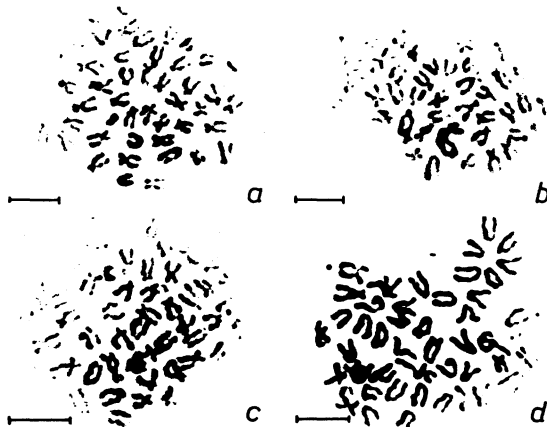


Abb. 6
Sehr gut auswertbare Metaphasenplatten aus dem Laich von Heringen (*Clupea harengus*) der Darß-Zingster Boddenkette (Strichmarkierung entspricht 10 µm)

Diskussion

Die konventionellen *in vivo* - Techniken zur Chromosomenpräparation (BLAXHALL 1975, KLIGERMAN und BLOOM 1977) haben in den letzten Jahren zahlreiche Modifikationen erfahren, z.B. durch RIVLIN et al. (1985), REDDY und JOHN (1986), DAS und DAS (1988) oder CATTIN und FERREIRA (1989). Wie wir in einer Übersichtsarbeit zeigen konnten (KLINKHARDT 1991), stellen aber die meisten davon doch nur "Abwandlungen" der herkömmlichen Verfahren dar und basieren außerdem auf der Nutzung der typischen Organe und Gewebe (meist Kopfniere, Kieme oder Milz).

Auch die wenigen, bislang veröffentlichten Untersuchungen zur Karyologie der Heringe (u.a. SKVORCOVA 1974, 1975; DOUCETTE und FITZSIMONS 1988) nutzten diese Möglichkeiten. Allerdings griff ROBERTS (1966) auch bereits auf Zellkulturen von Fibroblasten aus Heringsgonaden zurück, wobei diese Arbeit aber mehr der methodischen Weiterentwicklung von Zellkulturtechniken diene.

Embryonales Gewebe bietet sich aufgrund seines hohen mitotischen Index' für die Chromosomenpräparation geradezu an. Praktisch sind im frühen Abschnitt der Individualentwicklung Teilungsstrukturen (Metaphaseplatten) jederzeit in großer Zahl verfügbar und liefern bei optimalen Behandlungsbedingungen auch qualitativ hochwertige Chromosomenbilder. Somit läßt sich der vielleicht etwas größere präparatorische Aufwand bei der Herstellung der Objektträger ohne weiteres rechtfertigen.

Wesentlich ist bereits die Wahl des günstigsten Zeitpunktes für die Präparation der Eier. Hier decken sich unsere Befunde mit den Angaben von CHOURROUT und HAPPE (1986), die gleichfalls ein recht deutliches Absinken der Anzahl lesbarer Metaphasen in der zweiten Hälfte der Eientwicklung für *Salmo gairdneri* konstatierten. Auch BOLLA (1987) gibt an, daß bei ihren Untersuchungen an Eiern von *Salmo salar* und *Salmo gairdneri* beste Ergebnisse zum Zeitpunkt der Gastrulation erzielbar waren (etwa 50 d° für *S. salar* bzw. 37 d° für *S. gairdneri*, d° = Tagesgrade) und die Teilungsrate dann mit Erreichen des Augenpunktstadiums deutlich absank. Hier gilt es, in der Praxis einen akzeptablen Kompromiß zwischen möglichst hoher Mitosezahl und Präparationsfähigkeit der Objekte zu finden, denn während der Gastrulation bedeckt das Blastoderm nur als relativ dünne Zellschicht die vergleichsweise voluminöse Dotterkugel und ist demzufolge recht schwer zugänglich.

Der störende Einfluß des lipophilen Dotters läßt sich im einfachsten Fall durch dessen mechanische Entfernung eliminieren. Mit entsprechenden Werkzeugen und etwas Geschick läßt sich das in einer ca. 0,9 %igen Ringerlösung gut realisieren. BOLLA (1987) verfuhr in dieser Art und Weise und unterzog den Embryo anschließend einer Kurzzeitzellkultur (3 h für Gastrula- und 4 h für spätere Stadien), wobei sie dem Medium direkt Colchizin zur Mitoseblockung zusetzte. CHOURROUT und HAPPE (1986) inkubierten über Nacht komplette Eier in 0,02 % Colchizinlösung und entnahmen erst danach die Embryonen den Eihüllen (in einer 0,8 % NaCl-Lösung). In ihren Ver-

suchsserien variierten BAKSI und MEANS (1988) die Colchizin-Behandlungszeiten (von 2,5 bis 7,0 h) und -Konzentrationen (von 0,005 bis 0,2 %). Als optimal erwies sich die Prozedur bei 0,05 % und 4 h für Eier und Larven von *Cyprinodon variegatus*. Nach unseren Erfahrungen aus den Untersuchungen sollte auch für Heringseier eine Behandlungsdauer von 4-5 Stunden nicht unterschritten werden (bei einer Colchizinkonzentration von 0,02 %).

Für karyologische Studien an reifen, abgelaichten Eier der Amerikanischen Auster *Crassostrea virginica*, deren optisch dichtes Dotter die Betrachtung der Chromosomen nahezu unmöglich macht, empfehlen LONGWELL und STILES (1968) die Extraktion des Dotters mit einer modifizierten Soxhlet-Technik (Chloroform und Methylalkohol) im Anschluß an die Carnoy-Fixierung. Möglicherweise läßt sich dieses an Eiern der *Lamellibranchiata* erprobte Verfahren zukünftig auch auf Fischlaich übertragen.

Eine Hypotonisierungsdauer von 1 h war bei unseren Versuchen am besten für die Aufspaltung der Chromosomen geeignet. Dabei spielte es keine Rolle, ob KCl oder Natriumcitrat verwendet wurde. Offensichtlich ist die Einwirkungsdauer von gravierenderer Bedeutung, als das Hypotonisierungsmedium. Überraschenderweise erwies sich der Einsatz von destilliertem Wasser als nicht so günstig. Immerhin erzielten BAKSI und MEANS (1988) durch 90minütige Einwirkung destillierten Wassers beste Resultate, während bei ihnen die 0,4 %ige KCl-Lösung nur unbefriedigende Ergebnisse erbrachte (Behandlungsdauer 10, 15, 30 oder 60 min). Vermutlich hätten wir die Behandlungsdauer bei unseren Experimenten auch noch deutlicher verlängern müssen. CHOURROUT und HAPPE (1986) favorisieren für die Hypotonisierung 0,8 %iges Trinatriumcitrat, welches sie aber 30 min lang auf freipräparierte, hüllenlose Embryonen einwirken ließen. In den Kurzzeitzellkulturen von BOLLA (1987) genügte sogar ein 5minütiger Aufenthalt der Zellen (!) in 0,075 M KCl. Die Bedingungen für eine gute Hypotonisierung scheinen also sehr variabel zu sein und sind sicher auch mit von der Fischart (Ei- und Dottergröße, Dicke des Chorions, Lipidgehalt etc.) abhängig. Nach unseren Erfahrungen machen sich "verlängerte" Hypotonisierungszeiten nicht sehr nachteilig auf die Chromosomen bemerkbar, während zu kurze Einwirkungsauern des Mediums jedoch meist unzureichende Bilder nach sich ziehen.

Die hier gemachten Fehler sind in den nachfolgenden Arbeitsschritten nicht mehr korrigierbar, andererseits ist es aber durchaus möglich, daß gut hypotonisierte Metaphaseplatten noch nachträglich infolge unzureichender Fixierung, zu dichtem Materialauftrag auf den Objektträgern oder mangelhafter Färbung in ihrem Erscheinungsbild beeinträchtigt werden. Schließlich wird mit dem Carnoy ein saures Fixierungsmittel verwendet, welches nicht nur die Nucleohistone präzipitiert, sondern auch viele Plasma-Substanzen, die die Einsicht in den Zellkern verdecken, herauslösen soll. Deshalb ist das Carnoy auch erst unmittelbar vor seiner Verwendung anzusetzen, mehrmalige Wechsel des Fixativs im Verlaufe des Fixierungsprozesses sichern, daß entstehendes Methylnatrat eliminiert wird. Insgesamt dürften aber durch Fixierung, Materialauftrag und Färbung weni-

ger Fehler verursacht werden können, als infolge unzureichender Mitoseblockung und Hypotonisierung.

Wie durch die vorliegenden Ergebnisse gezeigt wird, ist es bei Wahrung optimaler Behandlungsbedingungen ohne weiteres möglich, auch aus den Eiern der Fische Chromosomenpräparationen vorzunehmen. Somit bietet sich für Untersuchungen dieser Art ein Ausgangsmaterial an, welches leicht handhabbar ist, die Bearbeitungen außerordentlich kostengünstig macht und (zumindest bei Massenlaichern wie dem Hering) auch in großer Menge zur Verfügung steht.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der aufwendigen Durchmusterung der Objektträger möchte ich mich bei *Frau Bärbel Buuk* bedanken.

Zusammenfassung

Eine effektive Methode für die Präparation von Chromosomen aus Fischeiern wurde erprobt. Die optimalen Bedingungen zur Darstellung der Metaphaseplatten ließen sich in mehreren Versuchen bestimmen. Der günstigste Zeitpunkt für die Chromosomenpräparation liegt in der ersten Hälfte der Eientwicklung. Zu empfehlen ist eine 6stündige Colchizinbehandlung (0,02 %) und eine 1stündige Hypotonisierung (0,075 M KCl bzw. 0,8 % Natriumcitrat).

Literatur

- BAKSI, S.M.; MEANS, J.C. (1988) : Preparation of chromosomes from early stages of fish for cytogenetic analysis. J. Fish Biol. 32: 321-325
- BLAXHALL, P.C. (1975) : Fish chromosome techniques - a review of selected literature. J. Fish Biol. 7: 315-320
- BOLLA, S. (1987) : Cytogenetic studies in Atlantic salmon and rainbow trout embryos. Hereditas 106 : 11-17
- CATTIN, P.M.; FERREIRA, J.T. (1989) : A rapid, non-sacrificial chromosome preparation technique for freshwater teleosts. S.Afr.J.Zool. 24: 76-78
- CHOURROUT, D.; HAPPE, A. (1986) : Improved methods of direct chromosome preparation in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquaculture 52: 255-261
- DAS, N.; DAS, R.C. (1988) : An improved method for obtaining well spread mitotic metaphase chromosomes in the karyotype studies of fishes. Veterinarski Arhiv 58: 175-179
- DOUCETTE Jr., A. J.; FITZSIMONS, J.M. (1988) : Karyology of Elopiform and Clupeiform Fishes. Copeia 1988 (1): 124-130
- KLIGERMAN, A. D.; BLOOM, S.E. (1977) : Rapid chromosome preparations from solid tissues of fishes. J. Fish. Res. Board Can. 34: 266-269
- KLINKHARDT, M.B. (1989) : The occurrence of abnormal herring embryos (*Clupea harengus*) on a spawning-ground in the inner coastal waters of the German Democratic Republic. Rapp.P.-v.Réun.Cons.int.Explor.Mer. 190: 178-182
- KLINKHARDT, M.B. (1990) : Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: 1. Der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua* (LINNAEUS, 1758)). Zool.Anz. 224: 156-164
- KLINKHARDT, M.B.; BUUK, B. (1990) : Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: II. Die Plötze (*Rutilus rutilus* (LINNAEUS, 1758)). Zool.Anz. 224 : 359-368
- KLINKHARDT, M.B. (1991) : A brief comparison of methods for preparing fish chromosomes. An overview. Cytobios 67:193-208

- LIEDER, U. (1953) : Chromosomenstudien an Knochenfischen. I. Die Chromosomen des Hechtes in den embryonalen Mitosen. Zeitschr.f.Fisch. 2 : 417-419
 LIEDER, U. (1954) : Chromosomenstudien an Knochenfischen. III.Über den Einfluß anormaler Temperaturen auf die Mitoseverhältnisse im Fischei. Zeitschr.f.Fisch. 3: 479-488
 LONGWELL, A.C.; STILES,S.S. (1968) : Removal of yolk from oyster eggs by Soxhlet extraction for clear chromosome preparations. Stain Technology 13: 63- 67
 REDDY, P.V.G.K.; JOHN, G. (1986) : A method to increase mitotic metaphase spreads and permanent chromosome preparation for karyotype studies in fishes . Aquacultura Hungarica (Szarvas) 5: 31-36
 RIVLIN, K.A.; RACHLIN, J.W.; DALE,G. (1985) : A simple method for the preparation of fish chromosomes applicable to field work, teaching and banding . J. Fish Biol. 76 : 267-272
 ROBERTS, F.L. (1966) : Cell Culture of Fibroblasts from Clupea harengus Gonads. Nature 212 : 1592-1593
 SKVORCOVA, T.A. (1974) : Chromosomnye komplekxy okeanitscheskoi zel' di . V kn. : Biologija promyslovych ryb i bezposvonotschnych na rannich stadiach rasvitija . Vzezojus.konf.Tes.dokl.Murmansk: Isd.PINRO, 199-200 (in russ.)
 SKVORCOVA, T.A. (1975) : Chromosomnye komplekxy belomorskoi zel'di (Clupea harengus pallasi n. maris-albi BERG) i zalaki (Clupea harengus harengus n. membras L.) . V kn. : Biologija belomorskoi zel'di. L.: Nauka, 104-108 (in russ.)

Verfasser:

Dr. rer.nat. Manfred B. Klinkhardt
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Universitätsplatz 5
 Postfach 999
 O-2500 Rostock 1

Paul Jeroschewski ; Andreas Schmuhl

Coulometrische Herstellung von Schwefelwasserstoff-Standardlösungen¹

Einleitung

Für die Bestimmung von Schwefelwasserstoff in Flüssigkeiten und Gasen existiert eine Reihe von Analysensystemen, die auf unterschiedlichen Methoden basieren. Bis auf die coulometrische und titrimetrische Methode sind alle anderen kalibrierbedürftig, so daß Standardlösungen benötigt werden. Auch zur Überprüfung der Richtigkeit von Analysenergebnissen sind H_2S /Sulfid-Lösungen mit bekanntem Gehalt erforderlich. Aufgrund der großen Aktivität (Oxidation, Metallsulfidbildung) und starker Adsorptionsneigung von H_2S ist die Stabilität, besonders von verdünnten Lösungen [1, 2], sehr gering. Bereits kleinste Mengen von Luftsauerstoff führen zur Oxidation von H_2S [3] und damit zur Abnahme der ursprünglich eingestellten Konzentration. In gleicher Weise wirken Schwermetallspuren und Wandadsorptionseffekte. Während die Herstellung von H_2S -Standardgasgemischen mit kommerziell verfügbaren Permeationseinrichtungen [4] und auch durch kathodische Reduktion aus Metallsulfiden [8] ohne besondere Probleme möglich ist, gestaltet sich die zuverlässige Erzeugung von H_2S /Sulfid-Standardlösungen im Spurenbereich als ziemlich problematisch. Für den ppb-Bereich ist eine sichere Kalibrierung durch schrittweises Verdünnen einer Stammlösung kaum noch möglich.

Eine sichere Kalibrierung ist unter solchen Umständen nur durchführbar, wenn das H_2S /Sulfid aus einer stabilen Bindungsform unmittelbar beim Kalibrieren freigesetzt wird und dieser Vorgang dynamisch erfolgt. Als relativ stabile Precursor für H_2S /Sulfid wurden S-Methylisothiuroniumsulfat und Thioacetamid [5] getestet. Eine befriedigende Lösung des Problems kann auf diese Weise jedoch nicht erreicht werden. Wesentlich bessere Ergebnisse lassen sich erzielen, wenn H_2S /Sulfid durch eine elektrochemische Reduktion von Schwermetallsulfiden erzeugt wird. So versuchten KLOCKOW und TECKENTRUP [6] sowie SÖLLIG [7], durch elektrochemische Reduktion von Silbersulfid-Preßlingen Sulfid im Spurenbereich coulometrisch zu erzeugen. Als entscheidendes Problem erwies sich dabei die rasche Abreicherung des Silbersulfids an der Elektrodenoberfläche unter gleichzeitiger Bildung des entsprechenden Metalls. Als störende Konkurrenzreaktion läuft

¹ Diese Untersuchungen wurden im Rahmen eines Verbundprojektes mit der Universität Kiel vom Bundesministerium für Forschung und Technologie gefördert (Förderkennzeichen 02 WT 9074)

dann die Reduktion von Wasser ab, so daß die Stromausbeute für H_2S /Sulfid in undefinierter Weise sinkt. Eine kontinuierliche Herstellung von Standardlösungen ist somit ohne zwischenzeitliches Polieren der Elektrodenoberfläche nicht möglich und darüber hinaus nur für die Erzeugung mikromolarer Sulfidlösungen in geringer Menge geeignet.

Um die großen Vorteile der coulometrischen Generierung auch für H_2S /Sulfid-Lösungen zu nutzen, konzentrierten sich unsere Untersuchungen auf die Entwicklung von schwefelhaltigen Elektrodenmaterialien, die die beschriebenen Nachteile nicht aufweisen und eine kontinuierliche elektrochemische Erzeugung von Standardlösungen im ppm- und ppb-Bereich über einen langen Zeitraum zulassen.

Experimentelles

Die verwendeten Lösungen wurden mit dreifach destilliertem Wasser hergestellt, vor Gebrauch stets 25 Minuten mit Argon entlüftet und im Ultraschallbad unter Vakuum entgast. Als Elektrolyt dienten KHSO_4 bzw. H_2SO_4 (Merck, p.a.). Für die voltammetrischen Untersuchungen des Generatorelektrodenmaterials wurde eine klassische Dreielektrodenzelle verwendet. Als Meßgerät diente ein Polarograph PA-4 (Laboratorni Prístroje, Prag). Die Herstellung der Generatorelektroden erfolgte durch Schmelzen bzw. Pressen eines Gemisches aus Schwefel, Kohlenstoff, Bleisulfid bzw. Quecksilbersulfid. Eine Aluminiumwendel und eine gesättigte Kalomelelektrode dienten als Gegen- bzw. Referenzelektrode. Für Versuche in einem fließenden System kamen als Fördereinrichtung zwei parallel geschaltete Dosimaten, Typ 365 (Fa. Metrohm, Herisau) zum Einsatz. Die Fördergeschwindigkeit variierte von 0,5 bis 10 ml/min. Das Fließschema für die Generierung von H_2S /Sulfid-Standardlösungen ist aus Abb.1 ersichtlich. Abb.2 zeigt den schematischen Aufbau der verwendeten Durchflußzelle. Die quantitativen Untersuchungen der coulometrisch erzeugten H_2S -Lösungen erfolgten in erster Linie mit einem neu entwickelten amperometrischen H_2S -Sensor [9]. Als Referenzmethoden fanden die Methylenblau-Methode [10-12] und für höhere Konzentrationen die iodometrische Titration [13] Anwendung.

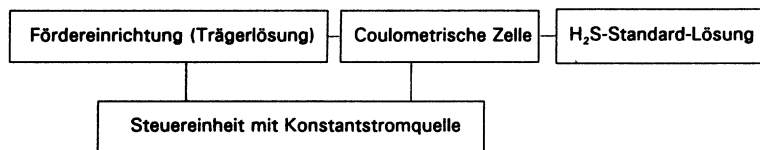


Abb. 1 Fließschema eines coulometrischen H_2S -Sulfidgenerators

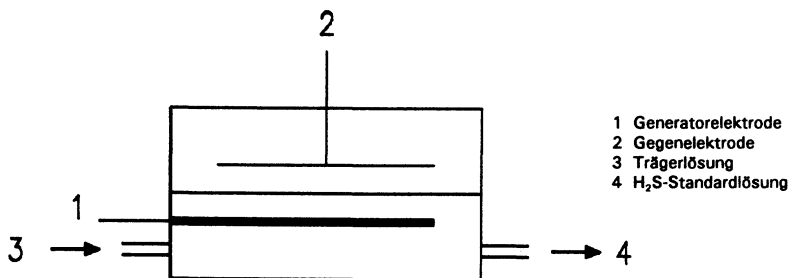


Abb. 2 Coulometrischer H_2S -Generator

Ergebnisse und Diskussion

Untersuchungen zum Elektrodenmaterial

Als Elektrodenmaterialien wurden folgende Systeme mit Hilfe voltammetrischer Untersuchungen getestet:

- 1 Schwefel (auf einem elektrischen Leiter),
- 2 Schwefel/Kohlenstoff,
- 3 Schwefel/Kohlenstoff/ PbS ,
- 4 Schwefel/Kohlenstoff/ HgS .

Aus den Strom / Spannungskurven geht hervor, daß alle genannten Elektrodenmaterialien prinzipiell geeignet sind, durch katodische Reduktion H_2S zu liefern. Allerdings kann man in den ersten beiden Fällen nur geringe Stromdichten anwenden, um die störende Wasserstoffentwicklung zu vermeiden. Sie sind daher für den Einsatz in einer coulometrischen Durchflußzelle weniger gut geeignet.

HgS bzw. PbS als Elektrodenbestandteile bieten drei Vorteile: Erstens beginnt die Reduktion des jeweiligen Metallsulfids und damit die H_2S -Entwicklung bereits bei einem Potential von ca. $-0,35 \text{ V}$ (vs. SCE), d.h. um 250 mV positiver gegenüber der Schwefelreduktion. Zweitens wird durch Blei bzw. Quecksilber die Wasserstoffüberspannung erhöht, was hier erwünscht ist. Dadurch sind Störungen erst bei Potentialen $< -0,9 \text{ V}$ zu erwarten. Drittens kann das reduzierte Metall mit dem Schwefelanteil zum Metallsulfid reagieren und besitzt damit eine Mediatorfunktion. Diese Eigenschaften sind wichtige Voraussetzungen für die hohe Kapazität der Elektroden in bezug auf die H_2S /Sulfid-Entwicklung. Der Kohlenstoffanteil garantiert eine ausreichende elektrische Leitfähigkeit des Elektrodenmaterials. Die Mengenverhältnisse im Elektrodenmischungs können in einem weiten Bereich variiert werden.

Coulometrische Erzeugung von H₂S/Sulfid-Standardlösungen

Die Erzeugung von H₂S-Standardlösungen erfolgte unter galvanostatischen Bedingungen in einer Durchflußzelle (Abb. 2). Mit Hilfe dieser Anordnung wurden an einer Schwefel/Kohlenstoff/HgS-Generatorelektrode (Länge: 27 mm, Durchmesser: 2,5 mm) H₂S-Konzentrationen zwischen 8 ppb und 25 ppm bei Durchflußgeschwindigkeiten von 0,5 bis 10 ml/min hergestellt. Die Überprüfung der Richtigkeit der eingestellten Konzentrationen ergab mit der Methylenblau-Methode eine Stromausbeute von 96,5 % (s(rel.) = 0,36 %, f = 12) und mit dem amperometrischen Sensor von 99,8 % (s(rel.) = 0,35 %, f = 12) (Tab.1). Die Methylenblau-Methode weist offensichtlich einen geringen systematischen Fehler auf. Bei der H₂S-Generierung im unteren ppb-Bereich muß auf mögliche Verunreinigungen durch Schwermetallspuren aus der Trägerlösung und sorgfältige Entfernung des gelösten Sauerstoffs geachtet werden. Weiterhin müssen geeignete Schläuche ausgewählt werden, um eine Sauerstoffpermeation durch die Schlauchwand zu verhindern.

Tabelle 1 Daten zur coulometrischen H₂S-Erzeugung

c_{100%}: berechnete H₂S-Konzentration bei 100%-iger Stromausbeute
c_{GM}: gefundene Konzentration mit Methylenblau-Methode
c_{GS}: gefundene Konzentration mit amperometrischem Sensor
v: Durchflußgeschwindigkeit
I_G: Generatorstrom
A_M: Stromausbeute bei Methylenblau-Methode
A_S: Stromausbeute bei amperometrischem Sensor

Nr.	c _{100%} ppm	v ml / min	I _G	c _{GM} ppm	A _M %	c _{GS} ppm	A _S %
1	0.5	4	188.5	0.48	96.0	0,498	99,6
				0.485	97.0	0,492	98,4
				0.485	97.0	0,496	99,2
				0.485	97.0	0,498	99,6
2	0.6	4	226.2	0.58	96.7	0,6	100.0
				0.575	95.8	0,595	99.2
				0.585	97.5	0,59	98.3
				0.575	95.8	0,591	98.5
3	0.7	4	264.0	0.69	98.6	0.693	99.0
				0.69	98.6	0.695	99.3
				0.685	97.8	0.690	98.6
				0.69	98.6	0.689	98.4
4	0.8	4	302.0	0.785	98.1	0.798	99.8
				0.795	99.4	0.789	98.6
				0.79	98.8	0.793	99.1
				0.79	98.8	0.795	99.4

Höhere Konzentrationen als 25 ppm H_2S können bei entsprechender Dimensionierung der Generatorelektrode ohne weiteres erreicht werden.

Mit dem hier vorgestellten Generator kann man ohne Unterbrechung mindestens 40 Stunden bei einer Generatorstromstärke von 300 μA Schwefelwasserstoff erzeugen ($2,24 \cdot 10^{-4}$ mol H_2S), ohne daß eine Regenerierung der Generatorelektrode erforderlich ist. Nach Erschöpfung der Elektrode ist diese durch eine thermische Behandlung wieder regenerierbar. Das bei der katodischen Reduktion anfallende Quecksilber wird wieder gebunden, so daß erneut HgS entsteht und dem Reduktionsprozeß zugeführt werden kann.

Versuche zum Anfahrverhalten des Generators haben gezeigt, daß es je nach einzustellender Konzentration, Durchflußgeschwindigkeit und Ruhephase des Generators zwischen 30 und 60 Minuten dauert, bis sich die gewünschte Konzentration eingestellt hat. Adsorptionseffekte, Gleichgewichtseinstellung und Durchmischung sind die Einflußgrößen, die die Länge der Einfahrperiode bestimmen. Jedoch läßt sich mit einer kurzzeitig erhöhten H_2S -Konzentration die Einstellzeit auf 15 bis 30 Minuten verkürzen. Neben der Erzeugung von H_2S -Standards können auch Sulfid-Standards durch Zumischen von KOH- oder NaOH-Lösungen hergestellt werden.

Der H_2S -Generator arbeitet temperaturunabhängig, ist einfach aufgebaut und läßt sich leicht bedienen. Damit bestehen gute Voraussetzungen für die sichere Kalibrierung - auch Vor-Ort - von amperometrischen und potentiometrischen H_2S -Sensoren, FIA-Systemen sowie anderen H_2S /Sulfid-Analyseneinrichtungen.

Zusammenfassung

Es wird ein coulometrischer H_2S /Sulfid-Generator vorgestellt, mit dem es erstmals möglich ist, ohne schrittweises, aufwendiges Verdünnen einer Sulfid- bzw. H_2S -Stammlösung, genaue Standardlösungen vom Mikro- bis Millimol-pro-Liter-Bereich durch katodische Reduktion herzustellen. Eine Regenerierung bzw. ein Austausch der Generatorelektrode ist erst nach längerer Dauerbelastung erforderlich. Die Kalibriereinrichtung, die im Konzentrationsbereich von 8 ppb bis 25 ppm H_2S getestet wurde, ist vielseitig einsetzbar und eignet sich auch für Vor-Ort-Kalibrierungen.

Literatur

- [1] HOFFMANN, M.R.; LIM, B.C.: Kinetics and mechanism of the oxidation of sulfide by oxygen: Catalysis by homogeneous metal - Phthalocyanine complexes. - In : Environ. Sci. Tech.- Washington 11 (1979).-S.1406
- [2] GRÜNERT, A.; BALLSCHMITER, K.; TÖLG, G. : Fluoreszenzanalytische Bestimmung von Sulfidionen im Spurenbereich. - In : Talanta.- Oxford 15 (1968). - S.451
- [3] LIU, C.H.; ZIELEN, D.M.; GRUEN, D.M.: Electrochemical generation and measurement of sulfide ion in molten LiCl-eutectic. - In : J. Electrochem. Soc.- New York 120 (1973). - S.67
- [4] BARRAT, R.S.: The preparation of standard gaseous mixtures. - In : The Analyst.-London 106 (1981).-S.817
- [5] MÜLLER, H.; MEINECKE, C.D.; MEINECKE, J.; TAUCHNITZ, J. : Sulfidanalytik in umweltrelevanten Materialien. - In : Wiss. Z. KMU Leipzig, Math.-Naturwiss. Reihe.-Leipzig 30 (1981) 1.-S.92

- [6] KLOCKOW, D.; TECKENTRUP, J. : Versuche zur coulometrischen Erzeugung von Sulfid-Eichlösungen im Mikro-mol-pro-Liter-Bereich. - In : Mikrochim. Acta.-Wien 1 (1982). - S.127
- [7] SÖLLIG, M. : Untersuchungen zur elektrochemischen Bestimmung von Schwefelwasserstoff. Rostock, Universität, Fachbereich Chemie, Dissertation, 1986
- [8] KOBER, R.; BARTOSCH, U.; WODAUSCH, U. : Kalibrier- und Prüfgaserzeugung. - DD 222 353
- [9] JEROSCHEWSKI, P.; HAASE, K. : persönliche Mitteilung
- [10] FONSELIUS, S.H. : Determination of hydrogen sulfide. - In : Methods of seawater analysis/Hrsg. M. Grasshoff, K. Erhardt und K. Kremling.- Weinheim : Verl. Chemie, 1983. - S.73
- [11] RÖHDE, K.; NEHRING, D. : Bestimmung von Schwefelwasserstoff. - In : Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen. - Berlin Reihe IV (1979) Heft 27. - S.27
- [12] RAUH, W.; HAMMJE, K.: H₂S-Bestimmung in atmosphärischer Luft - Verbesserungen des Methylenblauverfahrens. - In : Z. ges. Hyg.-Berlin 29 (1983). - S.159
- [13] Lehrwerk Chemie, Arbeitsbuch 5, 2. Auflage, Leipzig : VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 1977

Verfasser:

Prof.Dr.rer.nat. Paul Jeroschewski
 Dipl.-Chem. Andreas Schmuhl
 Universität Rostock
 Fachbereich Chemie
 Buchbinderstraße 9
 PF 999
 O-2500 Rostock 1

Autorenreferate

eine Auswahl der an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock, FB Biologie, verteidigten Dissertationen (1988 - 1992)

KLINKENBERG, Gertraud : Untersuchungen zum Einfluß von Schwermetallen auf die Denitrifikationsleistung von Gewässern. - Rostock, Wilhelm-Pieck-Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A, 1988. - 132 S.: 18 Abb., 30 Tab., Anh.10 S.

Untersucht wurde der Denitrifikationsprozeß in Gewässerproben der Darss-Zingster Boddenkette. Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen lag auf dem Einfluß von Schwermetallen (Ba, Cd, Co, Hg, Ni, Pb, Zn) auf die Rate der Sauerstoffzehrung und die Denitrifikationsleistung unter der Bedingung optimaler Nitratversorgung. Dazu wurden u. a. Sediment-Wassersysteme in Laborexperimenten untersucht. Es ergaben sich elementspezifische Unterschiede für die Konzentrationsabhängigkeit der Beeinflussung beider Prozesse. Weiterhin wurde der Einfluß der Sedimentqualität auf Adsorptionsprozesse quantifiziert. Die Wirkung auf beide untersuchten Prozesse konnte klar als abhängig von der freien Schwermetallkonzentration bestimmt werden. Die im Sediment der Darss-Zingster Boddenkette damals vorhandenen Schwermetallkonzentrationen wurden als zu gering für eine Beeinflussung der Denitrifikationsleistung befunden.

KÖHN, Jörg : Zur Ökologie sandiger Böden der Mecklenburger Bucht.- Rostock , Wilhelm-Pieck-Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A, 1989. - 170 S., 76 Abb., Litr. 19 S., Anh. 59 S.

Die Besiedlungsmuster durch das Makrozoobenthos sandiger Böden werden in der Arbeit in ihrer Struktur und Dynamik erfaßt und diskutiert. Die Methodik folgt einer Bonitierung mit 24 Stationen zur Erfassung der Verbreitung der Arten in Abhängigkeit von Tiefe, Salzgehalt, Temperatur und Sedimentbeschaffenheit; einem Monitoring an drei Stationen verschiedener Besiedlungstypen; einer zweiten Bonitierung im Tiefwasserbereich an neun Stationen zur Erfassung der Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf das Artenpotential. Die Probennahme erfolgte mit Bodengreifern des Typs VAN VEEN. Das Material wurde auf Sieben (0.5 bzw. 1mm Maschenweite) eingeengt und in einem 4%igen Formalin-Seewassergemisch aufbewahrt. Im Labor wurden die Proben unter einer Standlupe (10 bzw. 25fache Vergrößerung) durchgesehen. Populationsökologische und nahrungsökologische Untersuchungen wurden an stetig vorkommenden Arten der drei taxonomischen Hauptgruppen - Mollusca, Polychaeta, Malacostraca - durchgeführt.

In der Tendenz unterliegt das Untersuchungsgebiet - indikativ durch die Bildung eines Epipsammons durch *Mytilus edulis* - Ansiedlung und die Verschiebung des Artenpotentials - einem leichten Eutrophierungseinfluß. In Abhängigkeit von Tiefe, Expositionsgrad (Brandungs- und Strömungszone) und Salzgehalt/Temperatur lassen sich vier Besiedlungstypen unterscheiden:

- instabile Besiedlung mit wechselnder Sedimentbeschaffenheit in der Brandungszone bis in 10m Wassertiefe

- stabile Besiedlung (*Arenomya arenaria*-Zönose) der Mittelsandbereiche der Strömungszone in 10 bis 17m Wassertiefe
- stabile Besiedlung (*Macoma balthica*/*M. calcaria*-Zönose) der schlickigen Feinsande in 18 bis 21m Wassertiefe
- labile Besiedlung (Übergang zu einer Polychaetenzönose) der schlickigen Sedimente unterhalb 22m Wassertiefe.

MEHNER, Thomas : Ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. - Rostock, Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, FB Biologie, Diss. A, 1992. - 119 S., 50 Abb., 31Tab., Lit. 20 S.

Ziel der Studie war die detaillierte Bestimmung von Wachstum, Nahrungszusammensetzung und Konsumtionsraten der Altersgruppe 0+ in den ersten Wochen nach dem Schlupf, um die häufig vermutete strukturbestimmende Rolle der Konkurrenz zu analysieren.

Als Hauptfischarten wurden im Untersuchungsgebiet Hering (*Clupea harengus* L.), Flußbarsch (*Perca fluviatilis* L.), Plötz (*Rutilus rutilus* (L.)) sowie Strand- und Sandgrundel (*Pomatoschistus microps* (KROYER) und *Pomatoschistus minutus* (PALLAS)) ermittelt. Das Zooplankton wird von dem calanoiden Copepoden *Eurytemora affinis* (POPPE) und seinen Entwicklungsstadien dominiert, weitere wichtige Arten sind Rotatorien der Gattungen *Brachionus* und *Keratella*.

Das Wachstum nahezu aller Fischarten wird als außerordentlich hoch eingeschätzt, die relative Wachstumsrate lag z.T. höher als 40% Feuchtmassezunahme pro Tag.

Die Nahrungszusammensetzung von Hering, Barsch und Grundeln wird zu über 90 % der Biomasse von *E. affinis* bestimmt. Tägliche Rationen von ca. 35 % der Feuchtmasse wurden im Durchschnitt der gesamten Untersuchungszeit (10 Wochen) bei Hering und Barsch ermittelt.

Hohe Wachstumsraten und Umsatzeffizienzen der Hauptfischarten und die Ergebnisse der Nahrungsuntersuchungen sowie das Verhältnis zwischen Zooplanktonkonsumtion und -produktion zeigen keinen Hinweis auf eine strukturbestimmende Rolle der Konkurrenz innerhalb der Fischgemeinschaft.

Steuerungsstrategien für die Gewässersanierung (top-down-Modelle, Biomanipulationen) müssen verstärkt die Altersgruppe 0+ mit einbeziehen, da diese Gruppe im Frühjahr den Hauptkonsumenten der großen Zooplankter darstellt.

PREHNA, Jens : Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismarer Bucht (westliche Ostsee). Untersuchungen in den Jahren 1985 - 90. Rostock, Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, FB Biologie, Diss. A, 1990. - 128 S.: 37 Abb., Lit. 9 S., Anh. A 8 S., Anh. B 38 S.

Im Untersuchungszeitraum wurden im Gebiet 280 Greiferproben genommen und analysiert.

Neben traditionellen Auswerteverfahren wurden neue multivariate mathematische Methoden erprobt und eingesetzt.

Die Arbeit enthält entsprechende Datenbank- und Anwenderprogramme.

Das Untersuchungsgebiet ist durch fehlende Salinitäts- und Temperaturgradienten charakterisiert. Bezüglich der Nährstoffe ist ein Gradient vorhanden, seit Ende der 70er Jahre ist eine Zunahme der Nährstoffkonzentration nachweisbar.

Insgesamt konnte eine arten-, individuen- und biomassereiche Besiedlung mit vorwiegend eurypotenten marinen Arten nachgewiesen werden. Genuine Brackwasserarten wurden kaum und limnische Arten gar nicht gefunden.

Die Besiedlungskapazität ist voll ausgeschöpft, durch den Rückgang des Phytals ist es allerdings zu Umstrukturierungen in der Zönose gekommen.

Wie mehrfache partielle und totale Faunenzusammenbrüche im Benthal in der 2. Hälfte der 80er Jahre belegen, geht die größte Gefahr vom sauerstoffarmen Tiefenwasser der angrenzenden Mecklenburger Bucht aus.

SCHUBERT, Hendrik : Photosynthese- und Fluoreszenzverhalten von Cyanobakterien bei Anregung mit monochromatischem Licht. - Rostock, Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, FB Biologie, Diss. A, 1990. - 90 S., 52 Abb., 2 Tab., Lit. 22 S., Anh. 5 S.

Untersucht wurden die Ursachen für die geringe Effizienz von Wellenlängen < 500 nm sowohl für die Anregung der 685 nm- Chlorophyll a Fluoreszenz als auch für die photosynthetische Sauerstoffproduktion bei Cyanobakterien. Die Hypothese, daß der Grund dafür in der unterschiedlichen Verteilung des Chlorophyll a auf die Antennensysteme der beiden Photosysteme zu suchen ist, erwies sich als nicht ausreichend. In der Folge konnte als weitere Ursache die geringe Energieübertragungseffizienz der glycosidischen Carotenoide nachgewiesen werden. Für die geringe Fluoreszenzeffizienz wurde weiterhin eine zusätzliche Abstrahlung seitens der Phycobiliproteine nachgewiesen, so daß eine hohe 685 nm-Emission, die jedoch nicht allein durch Chlorophyll a verursacht wird, die Differenz zwischen Blau- und Orangebereich vergrößert. Zum Einsatz kamen dabei: Fluoreszenzspektroskopie (Raumtemperatur und 77°K, sowohl Anregungs- als auch Emissionsspektren), Absorptionsspektroskopie, Zweistrahlphosphoreszenzspektroskopie, Messungen mit Rasterelektroden zur Aufnahme von Aktionspektren sowohl des PS I als auch des PS II und präparative biochemische Methoden zur Isolierung und Charakterisierung von Zellbestandteilen und Einzelpigmenten.

THIEL, Ralf : Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. - Rostock, Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, FB Biologie, Diss. A, 1990. - 176 S., Anh. 93 S.

In der umfangreichen Arbeit wurde versucht die Struktur und Dynamik der gesamten Jung- und Kleinfischgemeinschaft eingebettet in das ökologische Bedingungsgefüge eines mesohalinen gezeitenlosen Ostseeästuars zu beschreiben.

Vorangestellt sind ausführliche methodische Untersuchungen zur Ermittlung der Abundanz und Biomasse dieses Kompartiments. Im Ergebnis wird eine komplexe Probenentnahmemethode vorgeschlagen und angewandt, die der Spezifik dieser extrem flachen Gewässer entspricht.

Im 3jährigen Untersuchungszeitraum wurden 25 Fischarten nachgewiesen, von denen 15 als gewässertypisch eingestuft wurden. Nach dem Besiedlungsmuster wurde eine Flachwassergemeinschaft (bis 1,5 m Wassertiefe), in der Flußbarsch (*Perca fluviatilis*), Plötz (*Rutilus rutilus*) und Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius*) dominieren, von einer Freiwassergemeinschaft, in der Hering (*Clupea harengus*) und Stint (*Osmerus eperlanus*) dominieren, unterschieden.

Ausführlich werden über die Aufnahme des Zooplanktons, des Benthos und der qualitativen und quantitativen Beschreibung der Ernährung aller Fischarten der Stoff- und Energiefluß im System beschrieben. Danach beträgt die Jahresproduktion der Jung- und Kleinfische ca. 40 kg FM pro ha, an der wiederum allein die 3 Arten Flußbarsch, Plötz und Hering 71 % Anteil haben. Wichtigste Nahrungsressourcen für diese Produktion sind Calanoiden, Chironomiden, Neomysis integer und Polychaeten.

Durch die Jung- und Kleinfische wurden direkt und indirekt 30% der Jahreszooplanktonproduktion verbraucht, demgegenüber ist der Druck auf das Zoobenthos unwesentlich.

