

**Prof. Dr. Wilhelm Ripl: Limnologisches Gutachten Dümmersanierung. Institut für Ökologie/Limnologie der TU Berlin. August 1983**

## 1 Einleitung

Eine große Artenvielfalt war um die Jahrhundertwende Anlaß, dem Dümmer erhöhte Aufmerksamkeit zu schenken. Dieses Interesse führte zu einer Reihe von Veröffentlichungen über den Dümmer. Die Verhältnisse in See und deren Änderung müssen also als wohldokumentiert angesehen werden.

Mit zunehmender Nutzungsvielfalt des Sees, wie z.B. zunächst von seiten der Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, der Fischerei, der Erholung und des Naturschutzes setzte bereits in den 20er Jahren die Eutrophierung dieses flachen Sees und damit ein Artenrückgang ein. Erste Anzeichen waren schon 1896 von METZGER als verringerte Fischfangquote im Vergleich mit anderen ähnlichen Seen angesprochen worden.

Entscheidende Eingriffe in den Naturhaushalt waren später, ohne eine Gewichtung vornehmen zu wollen, die Meliorationsmaßnahmen der umgebenden Niedermoore, die Huntebegradigung, die Eindeichung (KLEE 1953), gefolgt von steigendem Einsatz der Düngemittel in der Landwirtschaft und dem Bau von Kanalisation und Kläranlagen mit Beginn der 60er Jahre (Tab 1). Erst in letzter Zeit entwickelten sich die Folgen menschlicher Eingriffe so schwerwiegend, daß Sanierungsmaßnahmen unerlässlich wurden. Effektivere Maßnahmen, wie Verlegen und Entschlammten des Marler Grabens (1976/68 bzw. 1972), Bau der Abwasserdruckleitung Dümmer-Ost (1971-73) und Neubau der Kläranlage Wittlage-Ost (Phosphatelimination seit 1975), standen neben weniger erfolgversprechenden Maßnahmen, wie Aufspülen von Deichvorgelände (1975), Entfernen von Getreibsel (seit 1975), Schilfmahd im Winter (seit 1976), Bekämpfen des Bisams, Anlage von Feuchtbiotopen (1975 bzw. 1978) und die Verringerung von Lachmöwenbeständen im Jahre 1974 (POLTZ 1982). Letztere weisen den Mangel auf, sich nicht mit den Ursachen zunehmender Eutrophierung des Dümmeres, sondern mit den Folgen zu beschäftigen.

Auch die vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen können eingeteilt werden

1. in solche, die mehr oder weniger effektiv die Folgen der Eutrophierung bekämpfen, wie beispielsweise Phosphatfällung im See, Abernten von Plankton, Anpflanzen von Unterwasserpflanzen, Ansiedeln zurückgegangener oder verschwundener Tierarten und Ausbaggern von Schlammfanglöchern,
2. in solche, die unwirtschaftlich sind, wie z.B. Rückverlegen des Deiches an Südufer (eine solche wäre auch unter limnologischen Gesichtspunkten nicht sinnvoll, da die Schlammproduktion größtenteils See-intern erfolgt),

3. in solche, die vollkommen ungeeignet sind, wie z.B. Einleiten von Moorwasser, Belüften des Sees und Ableiten nährstoffreichen Tiefenwassers.

Das den meisten dieser Aussagen zugrunde liegende Mißverständnis folgt aus unzulässigen Übertragungen bestimmter gefundener Verhältnisse in anderen Biotopen und der Tatsache, daß das Nährstoffvorkommen - insbesondere die Menge gelösten Phosphors im Sommerhalbjahr - die Grundlage einer Kettenreaktion in dem gesamten jeweiligen Ökosystem ist. Diese Kettenreaktion spiegelt sich in den Bilanzen der am Stoffwechsel teilhabenden Komponenten wider.

Im Falle Dümmer war die Aufgabe des Fachgebiets für Limnologie der TU Berlin, ausgehend von einer nachweislich hohen Nährstoffzufuhr und einer hohen Konzentration durch Rezirkulation des Phosphors aus dem Seesediment, die in einer 1981/82 erfolgten Bestandsaufnahme festgestellt wurden, Sanierungsvorschläge für den Dümmer zu erarbeiten. Dazu bedurfte es eingehender Untersuchungen der hydrologischen Verhältnisse, der Nährstoffbelastung, einer Reihe von biologischen Untersuchungen, einer Sedimentkartierung und einer Vielzahl von Laboratoriumsanalysen, die in dem vorliegenden Gutachten über die Art und Kosten der Eingriffe, die Reaktion und wahrscheinliche Entwicklung des Seeökosystems - soweit abschätzbar - enthalten sind.

## **2 Liste der am Projekt beteiligten Personen und Behörden**

### ***Auftraggeber***

Hunte Wasserverband Diepholz

### ***Untersuchungsplanung, Koordination und Organisation***

Prof. Dr. W. Ripl, Institut für Ökologie, TU Berlin

Prof. Dr. S. Björk, Institut für Limnologie der Universität Lund, Schweden

### ***Hydrologie und Nährstoffbelastung***

Prof. Dr. W. Ripl, Institut für Ökologie, TU Berlin

### ***Physikalische und chemische Umweltverhältnisse***

Prof. Dr. W. Ripl, Institut für Ökologie, TU Berlin Dr. J. Poltz, Wasseruntersuchungsamt Hildesheim

***Phytoplankton***

Dipl. Biol. C. Schmeda-Theoduloz, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Zooplankton***

Dr. E. Szynanski-Bucarey, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Zoobenthos***

Dr. A. Poltz, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Fischökologische Studien***

Dr. B. Malspist, Dkfm. L. Leonardson, Institut für Limnologie der Universität Lund, Schweden

***Schilfversucht, Aufwuchsstudien an Schilf, Makrophyten***

Priv. Doz. Dr. W. Braneli, Institut für Limnologie der Universität Lund, Schweden, H. Cisch, M. Motten,  
Institut für Ökologie TU Berlin

***Sedimentkartierung: Ausbreitung und Stratigraphie***

Ing. T. Persson, Dr. K. Enell, Institut für Limnologie der Universität Lund, Schweden.

***Probennahme und Laboranalysen: Wasser und Sediment***

Dipl. Biol. M. Kretschear, CBA M. Rohrback, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Gutachten über die Ökosystemfunktion des dümmer, Sanierungsvorschläge Prof. Dr. W. Rial,***

Institut für Ökologie, ÖTU Berlin

***Detaillierter Sanierungsplan***

Dipl. Ing. H. Kraft, Institut für Landschaftsbau, TU Berlin, Prof. Dr. N. Ripl, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Redaktion und Rapportauschrift***

H. Cisch, W. Friese, K.-U. Ittner, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Datenverarbeitung***

K.-U. Ittner, B. Koppelmeyer, Institut für Ökologie, TU Berlin

***Beratung und Durchsicht***

Prof. Dr. S. Björk, Institut für Limnologie der Universität Lund, Schweden

### 3 Der Dümmer

Der Dümmer liegt in einem flachen **Grundmoränenbecken** von 300 km<sup>2</sup> Größe, das

von den Höhenzügen der Stemweder Berge im Süden, der Dammer Berge im Westen, des Hohen Sühn im Norden und des Kellenberges im Nordosten begrenzt wird (vgl. Fig 1). Das Beckenniveau erreicht eine Höhe von 37 bis 38 m ü. NN., worin sich Niedermoore, Hochmoore, Grundmoränen- und Flugsandkuppen von 40 bis 45 a ü. NN abwechseln (DAHMS 1972).

#### Tab 2 Meteorologische Daten

Der Niederschlag im Dümmerbecken liegt um 700 mm/a, im Einzugsgebiet der Hunte und Elze bis 800 mm/a. Somit herrscht ein maritimes Übergangsklima (DAHMS 1972):

Durchschnittstemperatur	im Jahr 8,9 °C
	Januar 0,5 °C
	Juli 17,6 °C

Tägliche Temperaturschwankungen im Winter 5 - 6 °C

Sommer 10 -12 °C

Winde: SW/W 58,8 %

0 29,4 %

Zuflüsse: Hunte und Marler Graben im S des Dümmer

Abflüsse: Lohne und Grawiede mit bedeutenden Abflußmengen

Der See wird seit der Eindeichung 1953 als Hochwasserrückhaltebecken genutzt.

Starke Winde verursachen Wellenbewegungen, die bis auf den Seegrund reichen. Es tritt daher keine Temperaturschichtung auf. Wind- und Wellenexposition bestimmen die Zusammensetzung der Bodenablagerungen, die Schilfzonen und die Verbreitung bestimmter Muschelgattungen. Eine Zonengliederung des Gewässers in Pelagial und Profundal entfällt weitgehend.

Tab 2b Hydrographische Daten für den Dümmer

Zusammenstellung hydrographischer Daten, bezogen auf einen Wasserstand von 37,1 m ü. NN (DAHMS 1972):

Größe:	offene Wasserfläche ohne Schilfgürtel	12,1 km <sup>2</sup>
	einschl. durchfluteter Schilfzonen	12,4 km <sup>2</sup>
	einschl. der gesamten Schilf- und Wasserschwadenflächen (ohne Bruchwald und Mähwiesen)	15,0 km <sup>2</sup>
	der gesamten eingedeichten Fläche	16,0 km <sup>2</sup>
Wassertiefe:	größte Tiefe	1,5 m
	mittlere Tiefe	1,13 m
Volumen		14 Mio. m <sup>3</sup>

Das Einzugsgebiet des Dümmer wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, die Niedermoore größtenteils als Grünland, die vom See entfernt liegenden Gebiete größtenteils als Ackerfläche. Bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung seien beispielhaft zwei Gemeinden des Einzugsgebietes der Hunte (Bad Essen am Rande des Wiehengebirges und Bohmte im Niederungsgebiet des Hunteoberlaufes) herausgegriffen und auf Grund der Landwirtschaftszählung 1979 charakterisiert (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT - STATISTIK 1982):

**Tab 3 Landwirtschaftliche Nutzung zweier Gemeinden im Dümmerbecken**

	Bad Essen	Bohmte
<b>Gemeindegebiet (km<sup>2</sup>)</b>	103,2	110,7
% LN am <b>Gemeindegebiet</b>	61	78
LN/Betrieb (ha)	28,1	24,3
% <b>Dauergrünland</b> an der LN	34	51
% Ackerfläche an der LN	66	49
<b>Anzahl der Rinderhaltungen</b>	26	34
davon halten Milchkühe	11	14
<b>Anzahl der Schweinehaltungen</b>		
mit bis zu 199 Schweinen	29	35
mit mehr als 200 Schweinen	11	11
Anzahl Rinder	7 109	9 831
davon Milchkühe	2 296	3 115
Anzahl Schweine	10 807	9 763
Anzahl Zuchtsauen	4 658	2 140
Anzahl SV/Betrieb	55	47
<b>Anzahl SV/ha Dauergrünland</b>	5,8	3,8
Ges.-P-Produktion (t/a)		
Rinder	51,8	71,9
Schweine	7,88	7,12
<b>Zuchtsauen</b>	5,11	2,34

*LN = Landwirtschaftliche Nutzfläche*

***GV = Großvieheinheit, entsprechend 500 kg Lebendgewicht***

Bei einer Gesamtphosphorproduktion von 20 g/d beim Rind, 2 g/d beim Schwein und 3 g/d bei Zuchtsauen (TRAULSEN 1978) werden in beiden Gemeinden 146 t/a Ges.-P produziert, dem entsprechen 11,6 kg/ha a LN Ges.-P in der Gemeinde Bad Essen und 12,4 kg/ha a LN in der Gemeinde Bohmte bzw. 34,3 kg/ha a Ges.-P in der Gemeinde Bad Essen und 24,3 kg/ha a Ges.-P, bezogen auf die Dauergrünlandfläche. In diesem Betrag sind nicht die zusätzlich anfallenden Nährstoffmengen der landwirtschaftlichen Bevölkerung, der Silagewirtschaft, der Geflügelhaltung und der Milchkühe enthalten. Diese Zahlen mögen stellvertretend auch für andere zum Dümmer entwässernde Gemeinden die Belastung des Sees durch die Landwirtschaft andeuten.

## Material und Methoden,

### 4.1 Methodik für Hydrologie und Nährstoffbelastung

Für die Erstellung einer Nährstoffbilanz waren tägliche Messungen an der Hunte notwendig. Die Mengenmessung an der Hunte wurde sowohl mit einem hydrometrischen Flügel sowie ab etwa Mitte der Untersuchungsperiode mittels einer Ultraschallsonde durchgeführt. Diese Messungen wurden vom Wasserwirtschaftsamt Sulingen vorgenommen. Für die Ermittlung der Frachten zum Dümmer wurden am Schäferhof täglich, an den Meßstellen für den Bornbach sowie an der oberen Hunte und in Elze zweimal wöchentlich Proben entnommen. Diese Proben wurden teils in Imhofftrichter gefüllt, um die absetzbare Stoffmenge zu ermitteln, teils wurde eine Teilmenge mit 1 ml 4% HgCl<sub>2</sub> Lösung pro Liter fixiert und nach Berlin zur weiteren Analyse geschickt.

Folgende Parameter wurden analysiert: Gesamtkonzentrationen für Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie während eines halben Jahres die gelösten Fraktionen von Stickstoff und Phosphor.

Außerdem wurde am Schäferhof noch während des monatlichen Probenahmeprogrammes eine Probe gezogen und auf alle auch im See gemessenen Parameter hin analysiert.

Am Abfluß des Sees wurde an einer im See liegenden, dem Abfluß Lohne vorgelagerten Stelle ebenfalls monatlich eine Probe gezogen und diese wie unten beschrieben analysiert.

Der Abfluß aus dem Dümmer wurde über Pegelmessungen in Eickhöpen (Lohne), Lembruch (Grawiede) und über die vom Wasserwirtschaftsamt Sulingen aufgestellten Abflußkurven ermittelt.

Zur Ermittlung der Verdunstung mittels der Formel nach Penman wurden die Daten der Windmessungen am Flughafen Diepholz für die Höhe und für die Windzunahme über dem See korrigiert. Da die Verdunstung nur im Monatsmittel berechnet wurde, also keine tägliche Verdunstungsdaten vorlagen, sind kleinere Fehler in der Wasserbilanz besonders in den Verdunstungswerten der Sommermonate zu suchen.

Die Niederschläge wurden teils direkt am Schäferhof gemessen, teils wurden die Tabellen vom Wetteramt Bremen entsprechend interpoliert. Die Meßstationen Bassum sowie Diepholz wurden zusätzlich für die Niederschlagsermittlung in Betracht gezogen.

#### 4.2 Physikalische und chemische Analysen an Wasser, Sediment und Intersititalwasser

##### 4.2.1 Feldmethoden

Für die chemisch-physikalischen Analysen wurden die Proben mittels eines Ruttnerschöpfers (2,5 l Volumen) mit Quecksilberthermometer (0,1°Celsius-Skalierung) in 0,5 m Wassertiefe an den Entnahmestellen MG, HE, Z, OH, HA und SH genommen (vgl. Fig 2).

Für Metall-, SiO<sub>2</sub>- und Alkalinitätsanalysen wurden die Proben stets in Polyäthylenflaschen aufbewahrt, während für Nährstoffanalysen z.T. Polyäthylenflaschen (Zuflüsse) oder säuregespülte Borosilikatflaschen zur Aufbewahrung dienten.

Die Sauerstoffproben wurden in 100 ml Glasflaschen mit konischen Glasstopfen eingefüllt und sofort mit MnSO<sub>4</sub>- und NaCl/KJ-Lösung mit Azidzusatz fixiert.

Nährstoffproben, die anschließend nicht sofort weiter verarbeitet werden konnten, wurden mit 4% HgCl<sub>2</sub>-Lösung (0,5 ml auf 250 ml Probe) konserviert.

Zur Sichttiefenbestimmung diente eine weiße Secchi-Scheibe (24 cm Durchmesser).

Für Plankton- sowie **Chlorophyll-Phäophytinanalysen** wurden Mischproben mit Hilfe eines verschließbaren Plexiglasrohres (Innendurchmesser ca. 50 mm) entnommen, mit dem eine Wassersäule von etwa 1,0 m Tiefe erfaßt wurde. Für Phytoplanktonproben wurden davon etwa 100 ml entnommen und mit 1 ml eisessigsaurer Lugol-Lösung fixiert. Die Zooplanktonproben wurden durch unmittelbare Filtration von 5 l Probenwasser durch ein Planktonnetz gewonnen (Maschenweite 45 µm) und mit

Formolkonservierung (4 % Endkonzentration) gleichfalls in 100 ml Glasflaschen abgefüllt.

Die Chlorophyll-Phäophytinproben wurden in 500 ml-Polyäthylenflaschen abgefüllt, mit 3 ml gesättigter Magnesiumcarbonat-Lösung pro Liter stabilisiert und dunkel gestellt. Eine Filtration durch GFC-Filter wurde unmittelbar nach Ankunft im Laboratorium vorgenommen.

#### 4.2.2 Labormethoden

##### 4.2.2.1 PROBENTRENNUNG, VERARBEITUNG UND AUFSCHLÜSSE

###### 4.2.2.1.1 Wasserproben

Zur Bestimmung von Makrokonstituenten (Anionen und Kationen) und von  $\text{SiO}_2$  wurden die Wasserproben durch mit Probewasser gespülte Faltenfilter des Typs 595 1/2 der Fa. Schleicher & Schüll filtriert, während für Chlorophyll-Phäophytinanalysen Glasfaserfilter des Typs Whatman GF/C eingesetzt wurden. Zur Trennung von Nährstoff-Fractionen wurden ebenfalls gewaschene Glasfaserfilter (GFC) verwendet. Anschließend wurden sowohl filtrierte als auch unfiltrierte Nährstoff-Fractionen konserviert.

Verdünnungsschritte wurden mit Kolbenhubpipetten vorgenommen, um für die verschiedenen Analysenschritte optimale Konzentrationsbereiche zu erzielen.

Die Metallanalysenproben wurden angesäuert (0,5 ml  $\text{HNO}_3$ /50 ml Probe) und im Atom-Absorptions-Spektrometer (Graphitrohrküvette bzw. in der Flamme) weiterverarbeitet.

###### 4.2.2.1.2 Sedimentanalysen

Die Sedimentkerne wurden bei  $+8^\circ\text{C}$  dunkel gelagert und unmittelbar nach der Ankunft in Berlin weiterverarbeitet.

Für die Analysen des Interstitialwassers wurden halboffene, segmentierte, mit dest. Wasser gefüllte und mit Dialysemembran (Visking-Dialysierschlauch Typ 20/32) überzogene Glasgeräte (RIPL 1978) in die Sedimentkerne eingeführt und 48 Stunden inkubiert. Nach Einstellung des Dialysegleichgewichtes wurde dann aus den Kammern das Probenwasser entnommen.

Außerdem wurde das über den Sedimentkernen stehende Wasser gesondert untersucht.

Mit einem Sedimenthobel wurden sodann die Bohrkern in zehn 2,5 cm dicke Scheiben geteilt. Anschließend wurden Naß- und Trockengewicht nach Konstanttrocknung bei +105°C bestimmt. Durch Glühen bei +550°C wurden Glührückstand und Glühverlust ermittelt.

Für die Nährstoff- und Metallanalysen wurden die Sedimentproben gefriergetrocknet und im Exsikkator aufbewahrt.

Zur Bestimmung des Gesamt-P-Gehaltes und der Metallkonzentrationen wurden 500 mg der Probe in ein Glasröhrchen mit Teflonverschluß eingewogen und mit 7 n HNO<sub>3</sub> bei +140°C eine halbe Stunde autoklaviert.

Zur Gesamt-N-Bestimmung wurden die Proben mit Hilfe des Kjeldahl-Aufschlusses (CuSO<sub>4</sub>- und K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Zusatz mit konz. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) in Aufschlußröhrchen der Fa. Tecator mit Rückflußkühlung vier Stunden bei +380 °C bis zur Farblosigkeit erhitzt.

#### 4.2.2.2 EINZELANALYSEN

Die Leitfähigkeit (mS/m 20) wurde bei den Wasserproben des Dümmer nochmals mit dem Gerät LF 91 der Fa. WTW bei +20°C (+/-0,1°C) gemessen. Als Eichstandart diente eine 0,1 n KC1-Lösung.

Zur **pH-Bestimmung** diente das pH-Meter 91 der Fa. WTW, das mit einer Kalomel-Glaselektrodenmeßkette ausgerüstet war. Stets wurde eine 2-Punkteichung mit Eichpuffern der Fa. Merck vorgenommen. Die Bestimmung erfolgte bei +20 °C (+/- 0,5°C).

Die Alkalinitätsbestimmung (mM/l) wurde nach der Methode von BERBER (mündliche Mitteilung) durchgeführt. Unter Stickstoffgasspülung in einem mit Glasfritte versehenen Glaszylinder wurde mit 0,01 n HCl bis zum Endpunkt von pH 5,4 titriert. Dieser Endpunkt wurde mit einem isohydrisch eingestellten Bromkresolgrün-Methylrot-Farbindikator angezeigt, von dem je drei Tropfen auf ein Flüssigkeitsvolumen von 50 ml hinzugesetzt wurden.

Die Trübungsmessung (NTU - nephelometrische Trübungseinheiten) wurde mit Hilfe des Turbidimeters Mod. 16 800 der Fa. Hach unter Verwendung eines 10 NTU Eichstandards durchgeführt.

Sauerstoff (mg O<sub>2</sub>/l) wurde jodometrisch mit 0,01 M Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> titriert.

Als Indikator diente Natriumstärkeglykollat. Zur Auflösung des im Feld erhaltenen Niederschlags wurde Phosphorsäure verwendet.

Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung ( $\text{mg O}_2/\text{l}$  Sediment über 21 Tage) der Sedimentproben wurden pro Bohrkern zwei sukzessiv genommene Sedimentschichten (Höhe je 10 cm) in einem Sapromat der Fa. Voith bei  $+20^\circ\text{C}$  21 Tage inkubiert und über einen manometrisch gesteuerten Schalter mit elektrolytisch gebildetem Sauerstoff (unter Rühren der Sedimentproben) versorgt.

Zur Bestimmung von Nährstoff-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen wurden photometrische Verfahren eingesetzt und nach der Flow-Injektion-Analyse Methode (FIA) nach RUZICKA & HANSON 1975 mit Hilfe des FIA-Analysators Serie 5005 der Fa Tecator-Bifok, Schweden, unter steter Berücksichtigung von Eich- und Blindwerten gemessen.

Die Aufarbeitung der **Chlorophyll-Phäophytin**-Proben erfolgte nach STRICKLAND & PARSONS 1972. Nach der Probenfiltration wurden die Glasfaserfilter mit einem Homogenisator in 90 % Aceton zerkleinert und anschließend 20 Stunden kühl und dunkel extrahiert. Die Berechnung der Chlorophyll a- und Phäophytinkonzentrationen ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) erfolgte nach LORENZEN 1966 (Wellenlängen 750, 665, 645 und 630 nm). Die Extinktionen wurden auf einem Spektrophotometer der Fa. Pye Unicam gemessen.

Zur Gesamt-P-Bestimmung ( $\text{mg}/\text{l}$ ) der Wasserproben wurde ein Aufschluß nach KOROLEFF 1972 mit saurem  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  im Autoklaven bei  $+120^\circ\text{C}$  vorgenommen. Anschließend wurden die Proben entsprechend der Methode zur Bestimmung des Ortho-Phosphats weiterbehandelt.

Die Ortho-Phosphatbestimmung ( $\text{mg}/\text{l}$ ), nach der auch die Gesamt-P-Gehalte der Sediment- und Wasserproben ermittelt wurden, wurde nach einer modifizierten Molybdatmethode bestimmt. Hierbei wird ein Phosphormolybdänkomplex durch Zinn-III-Chlorid zu Molybdänblau reduziert (FIA-Methode, Wellenlänge 660 nm).

Zur Gesamt-N-Bestimmung der Wasserproben wurde nach KORDLEFF 1972 mit alkalischem  $\text{K}_2\text{SO}_4$  autoklaviert und entsprechend nach der Nitratbestimmungsmethode weiterbehandelt.

Bei der Nitratbestimmung ( $\text{mg}/\text{l}$ ) wurde zunächst eine Reduktion zu Nitrit mit verkupfertem Cadmiumgranulat nach WOOD, ARMSTRONGS & RICHARDS 1967 durchgeführt und in Modifikation dazu eine Ammoniumchloridlösung als Regenerat verwendet. Die weitere Behandlung erfolgte analog der Methode zur Nitritbestimmung.

Mit Hilfe der Griess'-Reaktion wurden die Nitritkonzentrationen (mg/l) nach BENDSCHNEIDER & ROBINSON 1952 als roter Azofarbstoff bestimmt (Wellenlänge 530 nm bei FIA-Methode).

Bei Einsatz der FIA-Methode wurde Ammonium-N auch nach dem Kieldahl-Aufschluß durch Injektion der Proben in wäßrige NaOH freigesetzt und nach Diffusion durch eine Teflonmembran in einem Phenolrot-Indikator bestimmt (Wellenlänge 540 nm).

Die Analysen der Metalle Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chrom, Mangan, Eisen, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei sowie von Kieselsäure wurden atomabsorptionsspektrometrisch mit dem Gerät Mod. 23800 der Fa. Perkin-Elmer (unter teilweiser Verwendung einer Graphitrohrküvette HGA 400) mit steter Berücksichtigung von Eich- und Blindwerten durchgeführt. Zur Ioneninterferenzunterdrückung wurde bei der Bestimmung von Na- und K-Ionen salzsaure CsCl- und  $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ -Lösung nach Schuhknecht und Schinkel zugesetzt, während bei Ca- und Mg-Analysen salzsaure  $\text{La}_2\text{O}_3$ -Lösung hinzugefügt wurde.

#### 4.2.3 Sedimentmethodik

##### 4.2.3.1 SEDIMENTKARTIERUNG

Die Sedimente des Dümmer wurden in der 41. Woche vom 11. - 16. Okt. 1982 kartiert. Insgesamt wurden 162 Bohrkerne in 7 Profilen mittels eines sogenannten Russenbohrers (JOWSEY 1966) gezogen. Ziel dieser Untersuchungen war es, die Mächtigkeit der sulfidführenden Ablagerungen sowie deren genaue Lage zu bestimmen. Da ähnliche Bohrungen bereits von DAHMS (1972) durchgeführt worden waren, erhoffte man sich auch, Anhaltspunkte über die Ablagerungsgeschwindigkeit zu gewinnen.

##### 4.2.3.2 FESTSTELLEN DER SEDIMENTEIGENSCHAFTEN UND SEDIMENTCHARAKTERISTIKA

Sedimentproben wurden am 17. 2. 1983 an insgesamt 6 Stellen in einem Profil in süd-nördlicher Richtung im Bereich einer Sedimentmächtigkeit von 15-30 cm mittels eines Berggreifens (BERGGREN 1972) gezogen (Fig 2). Die etwa 30-40 cm langen Bohrkerne wurden in Plexiglasrohren gewonnen (Außendurchmesser 75 mm, Innendurchmesser 69 mm, Länge 0,5 m). Die Rohre wurden mit Gummistopfen luftdicht verschlossen und kühl und dunkel transportiert. Im Laboratorium wurden die Bohrkerne von der Oberfläche ausgehend in jeweils 10 Scheiben mit 2,5 cm

Dicke gehobelt, gefriergetrocknet und analysiert. Ein weiterer Sedimentkern wurde für die Ermittlung der Porenlösungskonzentrationen in bezug auf  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , Fe, Mn und Sulfatgehalt mittels einer Dialysemethodik (RIPL 1978) verwendet. An diesem Material wurden auch die Sauerstoffzehrungskennlinien mittels Sapromatmethodik erstellt.

#### 4.3 Biologische Analysen

##### 4.3.1 Phytoplankton

Die Proben für die Phytoplanktonanalysen wurden monatlich von Oktober 1981 bis Oktober 1982 mit Hilfe eines Planktonrohrs genommen (vgl. Fig 3). Die Probennahmetiefe betrug immer 0,5 m. Die Phytoplanktonproben wurden sofort mit Lugol'scher Lösung fixiert. Die qualitative Analyse erfolgte in Lichtmikroskop (Leitz, Dialux 20), ausgerüstet mit Zeichentubus und Kamera. Die Phytoplanktonproben wurden quantitativ im umgekehrten Mikroskop nach Utermöhl ausgewertet, unter Verwendung von 2,5 ml und 5 ml Zählkammern. Als ausreichende Sedimentationszeit wurden 12 bis 16 Stunden festgesetzt. Es wurden von den dominierenden Algentaxa jeweils 100 bis 200 Zellen pro Art ausgezählt. Die Anzahl der gezählten Arten (bzw. Algengruppen) schwankte zwischen 12 und 22.

Zur Biomasseberechnung (mg/l) wurden mindestens 10 Individuen pro Art vermessen. Unter der Annahme, daß die spezifische Dichte der Algenzellen  $1 \text{ g/cm}^3$  beträgt, konnte die Biomasse mit Hilfe von Näherungsformeln berechnet werden (CRONBERG 1982).

##### 4.3.2 Zooplankton

Für die Zooplanktonuntersuchung wurden von Oktober 1981 bis Oktober 1982 Proben in monatlichen Abständen genommen. Im Monat Dezember war es nicht möglich, Zooplankton zu entnehmen; im August 1982 wurde nur eine qualitative Probe entnommen.

Mit Hilfe eines Plexiglasrohres mit 5 Liter Volumen wurden an fünf verschiedenen Stellen des Sees quantitative Proben entnommen (vgl. Fig 3). Nach dem Filtrieren dieser 5 Liter Probenwasser durch ein Netz mit  $20 \mu\text{m}$  Maschenweite erfolgte die Fixierung mit 10% Formalin.

Im Labor wurde jeweils die Hälfte der Proben aus Entnahmestelle 1, 3, 5, 6 und 8 gemischt und als Mischprobe aus insgesamt 12,5 Liter bearbeitet.

Für die Analyse der Crustaceen wurden die Proben zuerst durch ein Netz mit einer Maschenweite von 120 µm filtriert.

Die weitere Untersuchung der konzentrierten **Zooplanktonproben** erfolgte in Planktonkammern von 2,5 ml, 5 ml, 10 ml, 25 ml und 50 ml Inhalt. Jede Kammer wurde mit einigen Tropfen Lugol'scher Lösung versetzt. Die relativ individuenarmen Winterproben wurden vollständig ausgezählt, während bei den übrigen Proben Teilmengen analysiert wurden.

Die Bestimmung der Rotatorien wurden nach KUTIKOVA (1970), RUTTNER-KOLISKO (1972), KOSTE (1978) und PONTIEN (1978) durchgeführt.

Die taxonomische Bearbeitung der Cladoceren erfolgte nach FLÖSSNER (1972). Die Bestimmung der Copepoden erfolgte nach KIEFER (1978), DUSSART (1967) und DUSSART (1969).

Bei der Zooplanktonauswertung (Individuen/l) wurde zunächst das Gesamtwasservolumen der jeweiligen Proben bestimmt. Mit Hilfe einer Stempelpipette wurden davon 2,5 ml entnommen und in Zählkammern überführt. In der Regel wurde die Gesamtkammerfläche ausgezählt.

#### 4.3.3 Zoobenthos

Benthosuntersuchungen im Dämmer wurden im März 1982 durchgeführt. Insgesamt wurden mit einem Bodengreifer vom Birge-Ekman Typ an jeweils 16 Probenstellen 4 Parallelproben mit 225 cm<sup>2</sup> Substratfläche aus den Sedimenten entnommen. Um ein möglichst vollständiges Bild von der Zusammensetzung der Besiedlung mit benthischen Organismen in den verschiedenen Sedimentzonen zu erhalten, wurde ein Längsprofil (Süd-Nordrichtung) und ein Querprofil (Nordwest-Ostrichtung) durch den See gelegt (Fig 3). Die erfaßte Sedimenttiefe betrug zwischen 5 und 8 cm.

Die auf diese Weise gewonnenen Proben wurden sofort durch Siebe in 2 Fraktionen mit Maschenweiten > 1 mm und 0,5 mm getrennt und gespült. Daraus ergibt sich, daß die Zählergebnisse für Tiere, die kleiner als 0,5 mm waren, nicht streng quantitativ erfaßt wurden. Die Fixierung der Proben erfolgte mit 4% Formalin, die Konservierung mit 4% Formalin bzw. 70% Äthanol. Die Tiere wurden unter einem Stereomikroskop bei sechs- bis zwölffacher Vergrößerung sortiert.

#### 4.3.4 Fischuntersuchungen

Das primäre Ziel der fischereibiologischen Untersuchungen im Dämmer waren eine Abschätzung der Artenzusammensetzung sowie der relativen Abundanz der verschiedenen Arten. Es war zudem notwendig, Daten über die Altersstruktur und das Länge-Gewichtsverhältnis zu erheben, um so generelle Aussagen über die Fischfauna im Dämmer zu ermöglichen. Auf die Begrenzungen des Datenmaterials soll später im Bericht noch hingewiesen werden. Die Untersuchungen wurden vom 31. August bis 3. September 1982 durchgeführt.

##### 4.3.4.1 BESTIMMUNG DER ARTENVERTEILUNG SOWIE DER RELATIVEN BIOMASSE VON FISCHEN

Gefischt wurde mit 56 m langen benthischen Kiemennetzen unterschiedlicher Maschenweite. Diese Netze bestanden aus 8 Sektionen, wobei jede Sektion 7 a lang und 1,5 m hoch war. Die Maschenweiten der verschiedenen Sektionen betrugen 9,5 mm, 14,5 mm, 18 mm, 24 mm, 29,5 mm, 33 mm, 38 mm und 48 mm. Eine effektive Befischung des Uferbereichs wurde durch die geringe Tiefe des Dämmer verhindert. Deshalb wurden die gesamten Befischungen bei Tiefen > 1 m durchgeführt. In sämtlichen nächtlichen Befischungsuntersuchungen wurden die Netze parallel zum Ufer ausgelegt. In der ersten Nacht wurden 6 Netze in zwei verschiedenen Abständen vom Ufer im westlichen Teil des Sees ausgelegt. In der zweiten bis zur vierten Nacht befanden sich die Netze in drei verschiedenen Abständen vom Ufer, wobei jedes in einem anderen Viertel des Sees zum Seemittelpunkt hin angeordnet wurde (Fig 3). Die Netze wurden in der Abenddämmerung ausgelegt (zwischen 20.00 und 20.45 Uhr) und um etwa 7.00 Uhr eingeholt. Während des Tages konnte teils wegen der geringen Tiefe des Sees, teils wegen der intensiven Segelbootaktivitäten nicht gefischt werden.

Bei sämtlichen Fischen wurde die Länge mit 1 mm Genauigkeit bestimmt. Das Gewicht wurde in Gramm gemessen. Trotz der 8 verschiedenen Maschenweiten liefern Übersichtsnetze ein verzerrtes Bild der wahren Größenstruktur eines Fischbestandes, da die verschiedenen Maschenweiten für die verschiedenen Arten und Größenklassen eine Selektivität aufweisen. Die einzelnen Fänge wurden für diese Netzselektivität bereinigt (HAMRIN 1975). Die so geschätzte Anzahl und Biomasse wird im folgenden als relative Anzahl bzw. Biomasse bezeichnet.

Die relative Biomasse entspricht nicht der wahren Fischbiomasse des Sees, da Faktoren wie die Fischaktivität (die Aktivität verschiedener Arten zum einen und der Größenklassen innerhalb der Arten zum anderen) nicht berücksichtigt wurden. Dennoch kann sie beim Vergleich verschiedener Beobachtungsdaten bei gleicher

Methode und während derselben Jahreszeit als brauchbare Messung betrachtet werden. Diese Methode wurde beispielsweise in Studien schwedischer Seen angewandt (RIPL U. LUNDOVIST 1977, RIPL 1978, HAMRIN 1975, LESSMARK 1976).

Da der Dümmer sehr flach ist, ergab sich keine Notwendigkeit einer Berücksichtigung der Tiefe, die vorhandenen Fische wurden als einer großen Population zugehörig mit gemeinsamem Genpool betrachtet. Bezüglich der Fische, die sich im Schilf oder dessen Nähe aufhielten, müssen Einschränkungen gemacht werden. Proben dieses Habitats konnten nicht gesammelt werden. Dies wird weiter unten im Diskussionsteil dieses Berichts erläutert werden. Eine weitere Einschränkung soll hier angeführt werden: Ein großer Bereich des Sees wird durch eine geringe Artenzahl von Cypriniden bewohnt. Der Hauptanteil der vorliegenden Untersuchung konzentrierte sich auf die dominanten Arten, so daß konsequenterweise relativ wenig über die Fischräuberarten wie Hecht, Zander und auch Flußbarsch berichtet werden kann, Arten, die im Dümmer kommerziell von Bedeutung sind.

In den meisten Fällen verlief die Artbestimmung problemlos. Nur bei einigen Arten traten bei der Bestimmung Schwierigkeiten auf: So waren insbesondere die kleineren Individuen der Silberbrassen manchmal nur schwer vom gewöhnlichen Brassen zu trennen. Zur Bestimmung wurde eine Kombination der folgenden Eigenschaften benutzt: Augengröße, Anzahl der Schuppen zwischen Laterallinie und dorsaler Flosse, entlang der gesamten Laterallinie die Länge der Beckenflossen, die Zahnformel der pharyngalen Knochen und die Anzahl der analen Flossenstrahlen. Die Flossenfarbe erwies sich als nicht zuverlässiges Merkmal. Der benutzte Bestimmungsschlüssel ist von MULIS & DAHLSTRÖM (1968) und MAITLAND (1972, 1976) angegeben.

Es waren auch Cyprinidenhybriden vorhanden. Diese bestanden aus Plötzen x Bleie und/oder Plötzen x Silberbrassen. Dieselben machten jedoch weniger als 1 % der Fänge von Cyprinidenarten aus und wurden deshalb nicht der Analyse unterzogen.

Zur Altersbestimmung wurden bei den Cypriniden die Schuppen herangezogen, während die Kiemendeckel des Flußbarsches, des Zanders und des Hechtes zur Altersbestimmung entfernt wurden. Wegen des relativ umfangreichen Materials, etwa 2600 Individuen, wurden Schuppen von nur etwa 10 Fischen jeder cm-Klasse genommen. Die Schuppen für die Altersbestimmung wurden zwischen der Analflosse und Laterallinie entnommen.

Bei der Altersbestimmung mittels der Schuppenanalyse treten verschiedene Probleme auf (BAGENAL 1974). So ist es manchmal möglich, daß Fische Schuppen

verloren haben; diese regenerieren und bilden dabei weniger Ringe aus. Weiterhin bilden sich in strengen Wintern bestimmte dunkle Zonen auf den Schuppen und Knochen, während in milden Wintern solche Markierungen unterbleiben. Möglicherweise treten Phasen gehemmten Wachstums auch während der normalen Saison auf (kalte Perioden im Sommer), die dann zwei Ringbildungen verursachen. Zur Lösung des ersten Problems, der eventuellen Bildung neuer Schuppenteile, wurden mehrere Schuppen eines jeden Fisches bestimmt. Zur Eliminierung der zweiten Fehlerquelle wurde das Material mit großer Vorsicht verglichen und diskutiert. So wurde versucht, die Wahrscheinlichkeit für falsche Altersbestimmungen zu minimieren.

#### 4.3.5 Makrophyten

##### 4.3.5.1 METHODEN DER SCHILFEXPERIMENTE IM DÜMMER

Im Spätherbst 1981 wurden Schilfrispen teils von geerntetem Dümmerschilf, teils aus südschwedischen Schilfbeständen eingesammelt. Die Rispen wurden dunkel und trocken aufbewahrt. Um die Treibfähigkeit der verschiedenen Samen unter verschiedenen Sedimentbedingungen zu testen, wurden Aussaatversuche auf verschiedenen Schlämmen im Glashaus durchgeführt. Da solche Versuche jedoch nicht direkt auf *in situ* Verhältnisse zu übertragen sind (im allgemeinen herrschen im Freien andere Temperatur und Feuchtigkeitsbedingungen als in Glashaus vor), wurden auch Versuche in Poldern unternommen, die direkt an einer Schlammdeponie am Dümmer angelegt wurden. Zu diesem Zweck wurden Versuchspartzen mit den Dimensionen 200 x 200 x 50 cm mit Dümmerschilf beschickt. Anschließend wurde Schilf ausgesät. Die aufkeimende Saat wurde für die Beurteilung der Möglichkeit herangezogen, eine Schilfkultur durch Aussaat anzulegen.

##### 4.3.5.2 AUFWUCHSSTUDIEN

Um die Phosphorrückhaltekapazität eines Schilfpolders abschätzen zu können, wurden Aufwuchsstudien im Dümmerschilf durchgeführt. Dazu wurden an jeweils drei Parzellen die Schilfhalme geschnitten und die Aufwuchsflächen vom Aufwuchs gesäubert. Anschließend wurden die Flächen vermessen. Die Aufwuchsproben wurden in entionisiertem Wasser aufgeschlämmt und auf Gesamtposphor analysiert (wie für Wasserproben beschrieben).

**Tabelle 1 Übersicht über die rezente Entwicklung der Eutrophierung am Dümmer (Teil 1)**

	<b>Ende 19., Anfang 20. Jh.</b>	<b>1921</b>	<b>1930 - 1950</b>
<b>Hydrologie</b>		Huntebegradigung (4)	ab 1943 Deichbau
<b>Sichttiefe</b>	bis Grund		ca. 40-50 cm (9)
<b>Nährstoffe</b>	0.6 - 2 mg/1 PO <sub>4</sub> während gesamter jüngster See- entwicklung (2)		
<b>Schlamm</b>	brauner Feindetritus an geschützten Stellen (2)	W-Ufer: stark (4)	N-. O-Ufer, weniger S-Ufer (8)
<b>Verlandung</b>	68 ha in 25 Jahren (5) Zonen: Wasser, Schilfrohr, Wasserschwaden, Seggen (2)		
<b>Vegetation Plankton/ Unter- wasser</b>		Chararasen an flachen Stellen massenhaft (4)	dichte Chararasen (8)  Wasserblüten: Seemitte, O Grün-. Blaualgen, W nie Blaualgen (9)
<b>Schilf</b>	vorherrschende Art an allen Uferregionen (2)		S-Ufer: 300-500 m seewärts (2) O-, N-Ufer reines Schilfrohr (8)
<b>Binsen</b>	vereinzelt(2)		W-. S-Ufer vorwiegend. sekundär Rohkolben, Wasserschwaden (2)
<b>See- Teichrosen</b>	vereinzelt im SW, NW (2)		
<b>Fauna Plankton</b>			Cladoceren. Copepoden, Rotatorien. Artenanzahl: 52 Ost-Ufer, 44 Seemitte. 65 W-Ufer; 30 Cladocerenarten, wovon 24 häufig (9)
<b>Bodenfauna</b>			

**Fische**

Fangzuwachs (2)

reichlich (4)

1884: Hechte bis 16 Pf (10)

1898: 15,35 kg/ha Ertrag.

bes. Weißfische; Hecht u.

Barsch 54 % d. Fanges (5)

**Tab. 1 Übersicht über die rezente Entwicklung der Eutrophierung am Dümmer (Teil 2)**

	<b>1950 - 1970</b>	<b>ab 1970</b>
<b>Hydrologie</b>	Deichbauabschluß 1953, Kanalbau, Melioration in d. Landwirtschaft, Kunstdüngereinsatz beginnt	
<b>Sichttiefe</b>		20-25 cm (2)
<b>Nährstoffe</b>	1968: 7,5 mg/l NO <sub>3</sub> 1,2 mg/l PO <sub>4</sub> (2)	
<b>Schlamm</b>		
<b>Verlandung</b>		
<b>Vegetation</b>		
<b>Plankton/ Unter- Wasser</b>	Rückgang Chara. Laichkräuter bis 1963 (1, 3, 7) Biomasse , reichlich (1)	12 000 - 15 000 t Plankton- biomasse
<b>Schilf</b>	Rückgang am W-, S-, N-Ufer, jetzt Wasserschwaden, Rohrkolben (2)	Rückgang am W-Ufer: 150 m ersetzt durch Wasserschwaden. Rohrkolben (2)
<b>Binsen</b>	1957: große Inseln (7) seit 1960 Rückgang (2)	z.T. häufig (11)
<b>See- Teichrosen</b>		
<b>Fauna</b>		
<b>Plankton</b>		
<b>Bodenfauna</b>	1955: Tubifex/Schnecken häufig (1) 1963: arme Bodenfauna 1964: Massensterben d. Muscheln (1)	Dreissena polymorpha z.T. massenhaft (2)
<b>Fische</b>	Rückgang von Fischnahrung und Fisch- ertrag: 1964 -1970: 7 bis 12 kg/ha	weniger als 10 kg/ha (1) 1971 - 1974: 6- 8 kg/ha (1)

- 19.4 -

(1) Poltz 1982, (2) Dahms 1974ai 1974b; (3) Heckenroth/Lüderwaldt 1974; (4) Reichling 1921; (5) Metzger, in Buhse 1977; (6) Buhse 1977; (7) Schieminz 1957. in Buhse 1977; (8) Pfaffenberg/Dienemann 1964; (9) Perner-Manegold 1957; (10) Bocherding 1898; (11) Akkermann 1978

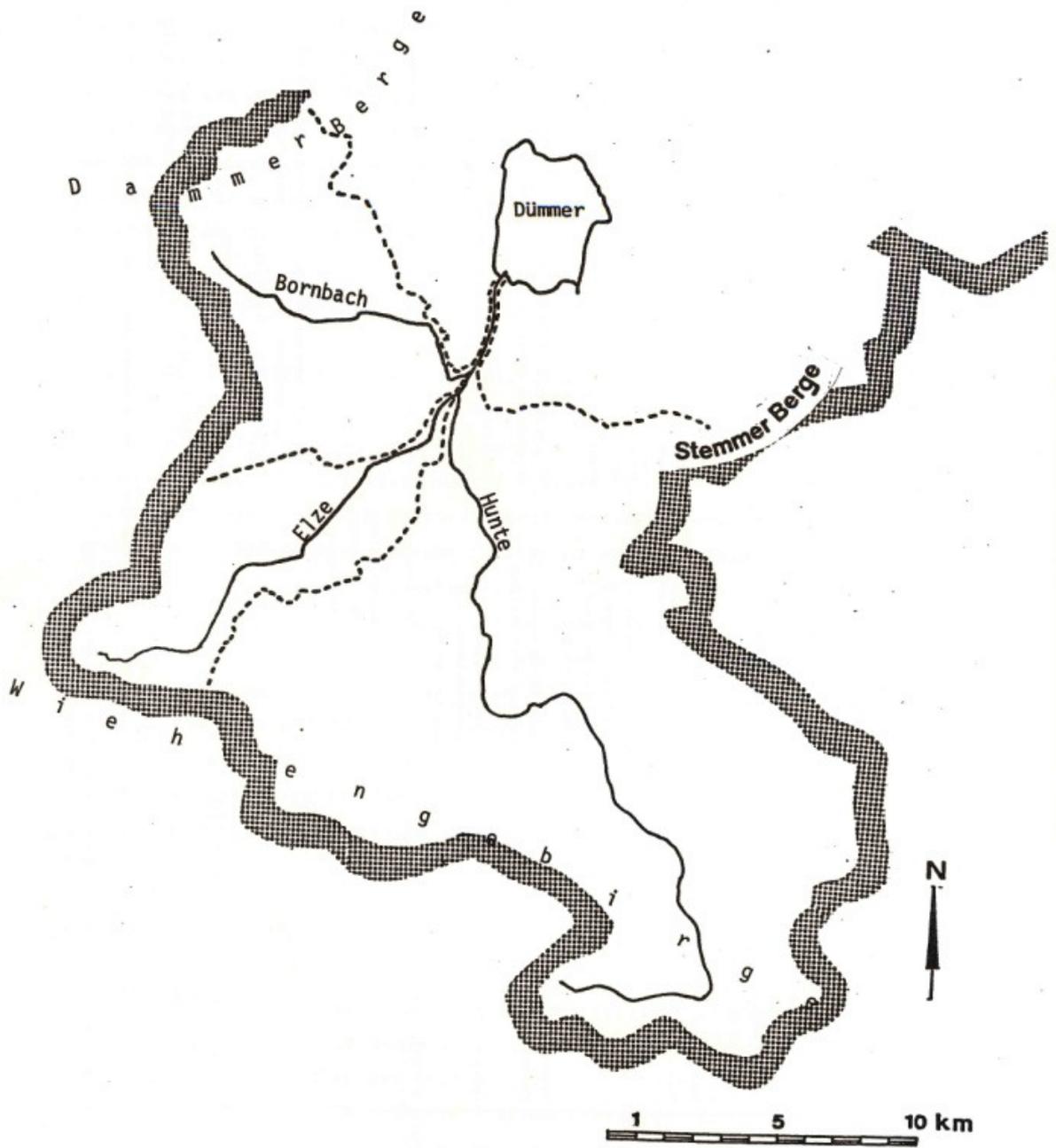


Fig. 1. Einzugsgebiete des Dümmen  
Hunte Elze Bornbach

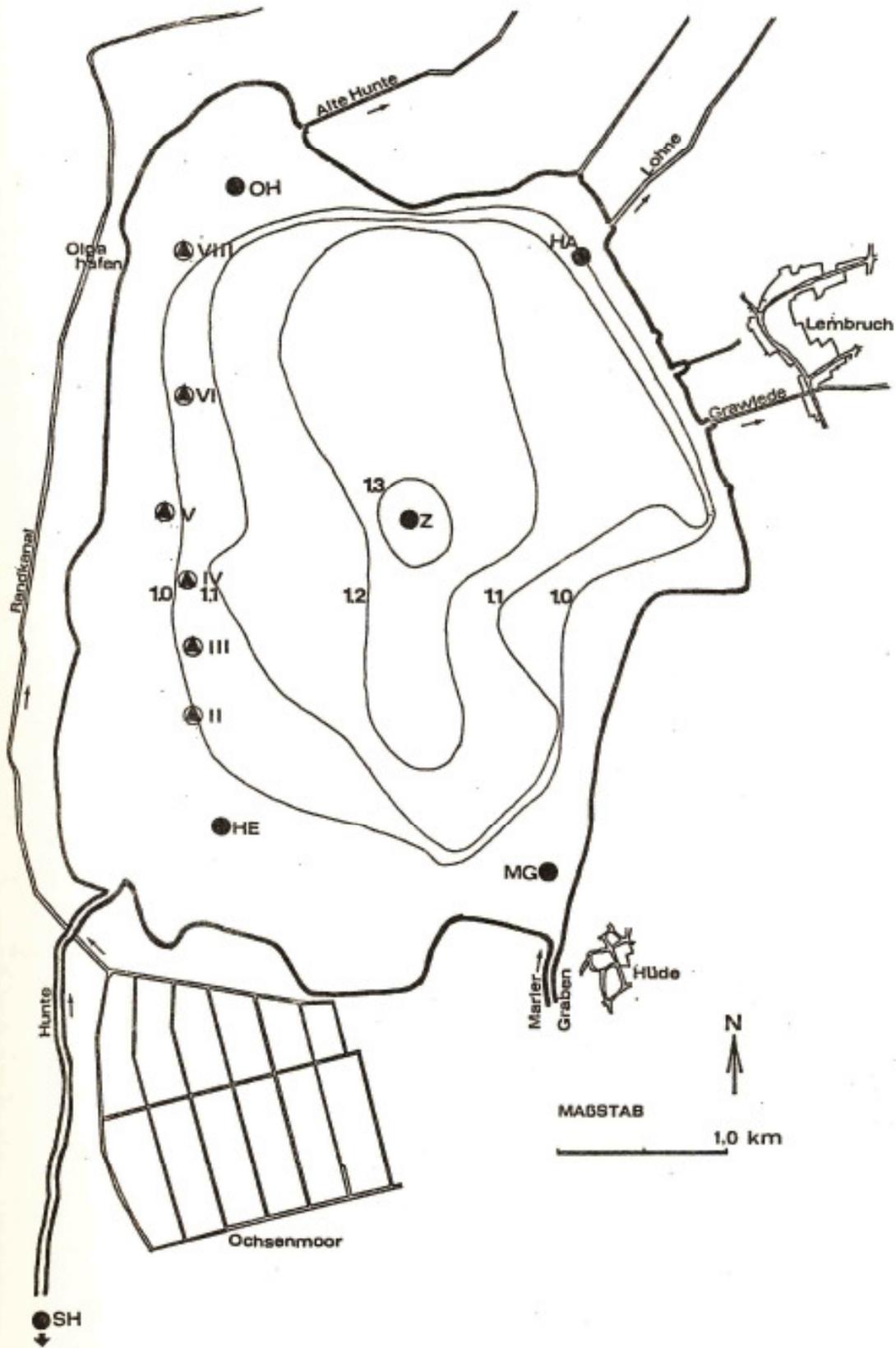


FIG. 2. DÜMMER PROBEENTNAHMESTELLEN FÜR WASSER (●) UND SEDIMENT (⊙)  
WASSERTIEFE IN M BEI PEGEL 37.00 U.NN

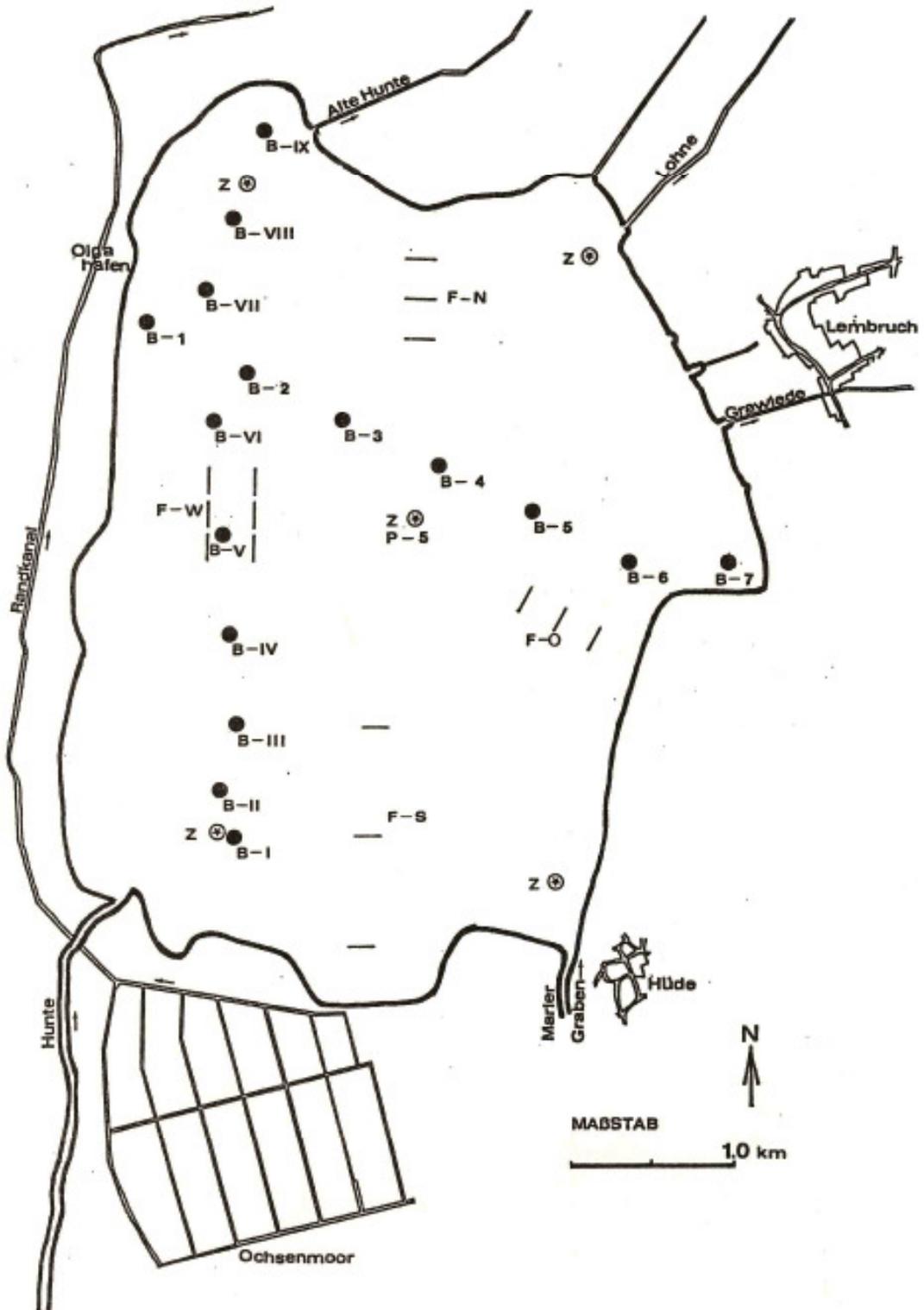


Fig. 3. Dümmer Probenahmestellen für Phytoplankton (P), Zooplankton (Z), Benthos (B) und Fischereibiologische Untersuchungen (F)

## 5 Resultate

### 5.1 Hydrologie und Nährstoffbelastungen

Das Einzugsgebiet der oberen Hunte mit einer Fläche von 403 km<sup>2</sup> lieferte während der einjährigen Beobachtungszeit, die mit dem Kalenderjahr 1982 zusammenfiel, eine Wasserfracht von etwa 72,3 Millionen m<sup>3</sup>. Für die Wasserbilanz wurden die Niederschlagsmenge auf die Seefläche, der Zufluß Hunte, die Verdunstung berechnet nach Penman und die Abflüsse über die Lohne und Grawiede herangezogen. Es zeigte sich, daß der aus den Pegelständen berechnete Abfluß des Sees um etwa 10% höher als die Summe der Zuflüsse lag. Eine Fehleranalyse zeigte ferner, daß die Fehler hauptsächlich in den Übergangsphasen zwischen hohem und niedrigem Abflußregime auftraten. Die Daten wurden durch Korrekturen bereinigt, die in ihrer Höhe und ihrer zeitlichen Dimension in Fig 4 dargestellt sind.

Die sich aus der Differenz der Zu- und Abflüsse ergebende und die tatsächliche Wasserstandsänderung, die am Pegel Dümmer-Ost abgelesen wurde, sind in Fig 4 dargestellt. Die Abweichungen sind so geringfügig, daß die gesamte wöchentliche Nährstoffbilanzierung mit den bereinigten Wasserfrachtdaten berechnet wurde.

Für folgende Stoffe wurde versucht, eine Bilanzierung auf Wochenbasis vorzunehmen: Für Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, Calcium, Kieselsäure und für den Sestongehalt. Es zeigte sich, daß der Dümmer in bezug auf die Nährstoffe besonders im Frühjahr starke Aktiva aufweist, d.h. daß Nährstoffe in hohem Ausmaß festgelegt oder im Falle Stickstoff durch Denitrifikationsprozesse eliminiert werden.

In Tab 4 sind die Jahresfrachten gewählter Stoffe für die Hunte beim Schäferhof und den in die Hunte mündenden Bornbach aufgeführt.

Tab 4 Einzugsgebiet und Jahresfrachten 1982

	Hunte	Bornbach	Hunte- Bornb.	% Bornbach
Einzugsgebiet km <sup>2</sup>	403	78,5	324	19%
Wasser M m <sup>3</sup>	72,3	17,2	55	24%
Phosphor t/a	29,4	16,3	13,1	55%
Stickstoff t/a	546	167	379	31%
SiO <sub>2</sub> t/a	814			
Seston t/a	1872			
Kalium t/a	536	140	396	24%

Der Marler Graben mit einem Einzugsgebiet von nur etwa 1,5% des Gesamteinzugsgebiets wurde nicht berücksichtigt.

Die Gesamtverdunstung von der Seefläche wurde mit 8,8 Mio m<sup>3</sup> errechnet. Der Jahresniederschlag (573 mm) auf die Seefläche wurde für 1982 mit 7,1 Mio m<sup>3</sup> ausgewiesen. Die unter Annahme einer im Gesamteinzugsgebiet gleichmäßig gefallenen Regenmenge von 570 mm errechneten Abflußbeiwerte betragen für die Hunte 0,32 sowie für den Bornbach 0,39. Daraus ergibt sich, daß das Seevolumen (14 Mio m<sup>3</sup>) 1982 im Durchschnitt etwa 5,7 mal ausgetauscht wurde.

Die Arealkoeffizienten für Phosphor und Stickstoff betragen 1982 für das Einzugsgebiet der Hunte 0,73 kg P/ha.a und 13,55 kg N/ha.a. Für das Teileinzugsgebiet des Bornbachs betragen die Arealkoeffizienten 2,08 kg P/ha.a und 21,3 kg N/ha.a.

In den Figuren 5 - 8 sind die Resultate der täglichen Messungen in der Hunte beim Schäferhof sowie die zweimal wöchentlich durchgeführten Messungen am Bornbach bezüglich Abfluß, Phosphor, Stickstoff und Kalium dargestellt. Kalium wurde als zusätzlicher Parameter für einen aus der Tierhaltung anfallenden Düngestoff erfaßt.

In den Figuren 9 - 12 sind die täglichen Frachten für Kalium, Wasser, Phosphor und Stickstoff sowohl für die Hunte als auch für die Differenz Hunte-Bornbach aufgezeichnet. Die Bilanzen, die in Abschnitt 6 und 7 behandelt werden sollen,

wurden über Wochenmittelwerte für Zu- und Abflüsse und das über die Pegelstände ermittelte Seevolumen auf Wochenbasis erstellt.

In Figur 13 sind die Wochenmittelwerte der Zu- und Abflüsse und des Seevolumens dargestellt.

## 5.2 Physikalische und chemische Umweltverhältnisse

### 5.2.1 Wasser

Die jährlichen Variationen der einzelnen Parameter an den 5 Probestellen im Dümmer sind in den Figuren 14 - 26 dargestellt. Die Entnahme der Proben aus den verschiedenen Teilen des Sees zeigte sich insofern wichtig, da der See stark windexponiert ist und die Werte der Parameter an den einzelnen Meßstellen z.T. stark differierten, wie auch aus den Figuren ersichtlich ist. Als sechste Probestelle wurde die Meßstelle am Schäferhof, die ebenfalls monatlich auf sämtliche Parameter analysiert wurde, zum Vergleich dargestellt. Insgesamt sind 27 Parameter zur Beschreibung der Verhältnisse im See aufgeführt.

Die Temperaturganglinien sind typisch für ein sehr flaches Gewässer. Ein rasches Aufwärmen des Wasserkörpers am Tage und das Fehlen dauernder Temperaturunterschiede an der Oberfläche und am Seegrund verursachen starke Änderungen der Sedimentaktivität, die ihrerseits wieder die Austauschprozesse zwischen Sediment und Wasser beeinflusst. Die Konzentrationsvariationen, insbesondere die der Nährstoffe im Sommer, sind daher weitgehend nicht vom Eintrag abhängig, sondern spiegeln die biologischen sowie die Austausch-Prozesse wider. Die Minimumtemperatur wurde im Januar an einer dem Hunteinfluß vorgelagerten Stelle mit  $+1,3^{\circ}\text{C}$  gemessen, die höchste während dieser Untersuchung gemessene Temperatur betrug  $+20,6^{\circ}\text{C}$ .

Sauerstoff war im Dümmer während des gesamten Jahres mit Konzentrationen zwischen 5,8 und 19,9 mg/l vorhanden. Trotz dieser reichlichen Versorgung mit Sauerstoff durch Planktonproduktion und Windeintrag lagerten sich Faulschlammschichten ab. Außer der benthischen Fauna, die durch anaerobe Schlammlager ungünstige Lebensbedingungen vorfindet, waren sämtliche höheren Organismen ausreichend mit Sauerstoff versorgt.

Die Alkalinität des Dümmerwassers ist hauptsächlich ein Maß für den vorhandenen anorganischen Kohlenstoffgehalt. Dieser Kohlenstoff liegt im Dümmer bei den vorhandenen pH-Bedingungen zum größten Teil als Bikarbonat-Ion vor.

Während des Sommers kommt es jedoch durch die intensiven Photosyntheseprozesse zu starken pH-Erhöhungen, wobei Ca-Karbonat biogen ausgefällt wird. Die Konzentrationen der Alkalinität schwankten 1992 zwischen 1 und 3,5 mM/l. Das entspricht etwa einer Kohlenstoffkonzentration zwischen 10 und 40 mgC/l. Die höchsten Werte treten im Dämmer, wie zu erwarten, während der Wintermonate auf, während im Sommer die Konzentrationen durch Photosynthese stark abnehmen. Da Calcium durch die oben angeführten Prozesse im Sediment festgelegt wird, können aus den Parametern, Alkalinität, pH, und Calcium Rückschlüsse auf die Nettoproduktion und die Sedimentbildung gezogen werden, die auch im nächsten Abschnitt angesprochen werden sollen.

Es wurden pH-Schwankungen zwischen 7,2 und 10,6 gemessen. Da auch der pH-Wert über das Kohlensäure-System stark von den Produktionsprozessen im See beeinflusst wird, sind Tag-Nachtschwankungen zu erwarten, die allerdings in den monatlichen Messungen nicht erfaßt werden konnten. Solche Messungen sind jedoch in vielen eutrophen Seen mit ähnlichen Verhältnissen wie im Dämmer vorgenommen worden. Sie zeigen, daß mit einer Amplitude von etwa 2 pH-Einheiten zu rechnen ist. Da die Hunte kaum höhere Schwankungen in bezug auf pH (ca 7,5) und Alkalinität (2,5-3 mM/l) aufweist, müssen die im See gemessenen Schwankungen allein auf seeinterne Prozesse zurückgeführt werden.

Die Leitfähigkeit in mS/m bei 20°C stellt ein Maß für den Salz- bzw. Elektrolytgehalt dar. Auch hier sind größere Schwankungen in den see-internen Probestellen (42-70 mS/m) festzustellen als im Zufluß Hunte mit 55-70 mS/m. Im Durchschnitt entsprechen im Dämmer 0,105-0,115 mM/l, bezogen auf Äquivalente, 1 mS/m bei 20°C. Die zur Leitfähigkeit beitragenden Kationen werden mit einem Anteil von 45-60% vom Calcium-Ion dominiert, während das Natrium-Ion 20-30%, das Magnesium-Ion 10-20% und das Kalium-Ion etwa 5% beitragen. Bei den Anionen schwankt das Bikarbonat-Ion am stärksten, die durchschnittlichen Anteile liegen jedoch für Bikarbonat, Chlorid und Sulfat bei etwa 25-40%.

Die Trübung (Turbidität) (NTU-Einheiten) zeigt einen starken Zusammenhang mit dem Sestonengehalt, wobei der **Sestonengehalt** den Gewichtsanteil in mg/l der im Wasser ungelösten Stoffe darstellt. Diese Parameter sind zentral für die später durchgeführte Bilanzierung des Sestons bzw. der Schlammanteile. Ferner wird die Produktion - ein lichtabhängiger Prozess - von den Lichtverhältnissen im Wasser gesteuert. Die Lichtverhältnisse sind jedoch mit den Trübungsverhältnissen gekoppelt, so daß sich über die Selbstbeschattung der Algen ein Regelkreis aufbaut. Diese Parameter zeigen auch am deutlichsten lokale Unterschiede an den einzelnen Probenahmepunkten. In Verbindung mit den Parametern Chlorophyll ( $\text{mg/m}^3$ ), einem Maß für frisches Algenpigment,

und **Phäophytin** ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), einem Abbauprodukt des Chlorophylls, ermöglichen diese Parameter eine Beurteilung, inwieweit es sich bei den Trübungswerten um Algenmaterial oder um aufgewirbeltes älteres Sedimentmaterial handelt. Die Resultate zeigen, daß Trübungsmaxima weitgehendst mit Chlorophyllmaxima zusammenfallen, daß jedoch abhängig von den verschiedenen Algenarten der Chlorophyllanteil pro Seston Gehalt schwankt. Nur bei einer Gelegenheit (April 1982) wurde während der Vegetationsperiode an der zentralen Probenahmestelle ein höherer Phäophytingehalt als der Chlorophyllgehalt festgestellt. In diesem Fall waren jedoch sowohl Seston als auch Trübung niedrig. Außerhalb der Vegetationsperiode im Februar 1982 wurde jedoch im Dämmerwasser, und zwar im westlichen Teil (HE und OH), ein Trübungsmaximum festgestellt, das nur zum geringeren Teil auf Organismen zurückgeführt werden kann. Belegt wird dies auch durch hohe partikelgebundene Fraktionen von Stickstoff und Phosphor.

Als Nährstoffe für Mikroorganismen wurden im Dämmer während des Beobachtungszeitraums Oktober 1981 - Oktober 1982 außer den einzelnen Fraktionen für Phosphor und Stickstoff auch die Kieselsäure untersucht.

Als direkt organismenverfügbar muß der Orthophosphat-Phosphor angesehen werden, obwohl für die Versorgung der Organismen auch durch Phosphatasen gelöster organischer Phosphor zu Orthophosphat gespalten werden kann. Ferner tritt beim Absterben von Organismen und den unmittelbar darauffolgenden Lysierungsvorgängen Orthophosphat auf. Aktivitäten von Zooplankton und Fischen führen zu einer Freisetzung von Phosphaten aus den Fäkalien. Sehr rasche Phosphataufnahme durch Phytoplankter und Bakterien lassen jedoch die Orthophosphatkonzentration bei solchen Freisetzungsprozessen kaum ansteigen, so daß höhere Phosphatkonzentrationen im Winter auf hohe Mineralisierungsraten im Sediment schließen lassen, während höhere Konzentrationen in der Vegetationsperiode stärkste Hypertrophie anzeigen. Konzentrationen von 0,01-0,18 mg P/l wurden festgestellt. Der Zentralwert lag bei 0,06 mg P/l. Diese Werte deuten im Zusammenhang mit einem Anstieg des Gesamtphosphors von etwa 0,1 mg P/l im Januar 1982 bis auf etwa 0,8 mg P/l während des Sommers bei einem partikulärem Anteil von 0,3-0,5 mg P/l auf einen sehr hohen Stoffwechsel in bezug auf Phosphor und extrem hohe Produktionsvoraussetzungen hin. Die Versorgung ist während der Sommermonate fast ausschließlich auf see-interne Quellen, d.h. auf Rezirkulation aus den Sedimenten, zurückzuführen. Nur bei einer Gelegenheit scheinen - wie schon oben erwähnt, im Februar 1982 - größere Mengen aus den Sedimenten aufgewirbelten Materials zu höheren Phosphormengen beigetragen zu haben.

Die Stickstoffganglinien sind von den hohen Frachten während der Winterperiode im Zufluß geprägt. Der Großteil des Stickstoffs liegt als Nitrat-N vor und ist bereits vor der Massenentwicklung der Algen durch den Abfluß ausgetragen bzw. durch Denitrifikationsprozesse an der Sediment-Wasser Grenzschicht verschwunden. Ammonium-N war in Mittel mit nur etwa 0,26 mg N/l vorhanden, während der Sommermonate konnten nur Spuren nachgewiesen werden. Eine gute Sauerstoffversorgung des Wassers führte zu einer raschen Nitrifikation. Während des Sommers wurden die Restmengen an anorganischem Stickstoff (Ammonium und Nitrat) rasch von Organismen aufgenommen. Nitrit-Stickstoff konnte meist nur in Spuren nachgewiesen werden. Die Algenproduktion scheint bei Betrachtung der Stickstoffkonzentrationen weitgehend von diesem begrenzt zu sein. Tatsächlich wirkt sich der Versorgungsengpaß jedoch durch einen raschen kurzgeschlossenen Stickstoffkreislauf kaum aus, außer, daß gegen Ende des Jahres Stickstoff fixierende Algen in hohen Abundanzen auftreten und molekularen Stickstoff ausnutzen. Die hohen Sommerbiomassen wurden bereits bei einem partikulären Stickstoffanteil von etwa 1-1,5 mg N/l unterhalten. Der Gesamtstickstoff wird in Winter weitgehend durch die hohen Nitratkonzentrationen, im Sommer durch den partikulären Stickstoff bestimmt.

Die Kieselsäure ( $\text{SiO}_2$ ), wichtigster Nährstoff für die kieselbepanzerten Organismen, wird von diesen weitgehend biogen ausgefällt. Diese Organismen reduzierten die Kieselsäurekonzentrationen im Frühjahr und im Herbst auf Restkonzentrationen von etwa 0,1 mg  $\text{SiO}_2$ . Durch die Zuflüsse im Winter und durch Mineralisationsprozesse im Sommer steigt der Kieselsäuregehalt zwischen dem Auftreten der Kieselalgen wieder an. Maximale Konzentrationen von 15,6 mg  $\text{SiO}_2$  wurden bei einem Zentralwert von 5,02 mg  $\text{SiO}_2$  gemessen.

Eisen und Mangan wurden gemessen, um auf eventuelle Redoxprozesse im Wasserkörper Rückschlüsse ziehen zu können. Ein gleichzeitiges Ansteigen beider Parameter zeigt eine starke Zehrungsaktivität an der Sediment-Wasser Grenzschicht an. Temporäre Unterversorgung dieser Schicht mit Sauerstoff führt zu einer Freisetzung von Eisen(II)-Ionen sowie Mangan(II)-Ionen. Solche Ereignisse traten im Sommer und Spätsommer 1982 an mehreren Stellen im Dümmer auf. Die Eisenmaxima im Frühjahr (Februar) 1982 ohne entsprechende Manganmaxima deuten erneut auf das Aufwirbeln von Sedimenten an den Probestellen HE und OH hin, die auch oben schon angesprochen gesprochen wurde.

Schließlich wurden für die Erstellung der Bilanzen interpolierte Mittelwerte gebildet, die zur Berechnung der Wochenmittelwerte herangezogen wurden. Diese interpolierten Mittelwerte sind in den Figuren 27 - 30 dargestellt.

Der Parameter Sichttiefe ist nur in Mittelwertdarstellung vorhanden. Er zeigt ein integriertes Bild der Sichtverhältnisse im See. Werte zwischen 15 cm im Sommer und Winterwerten von 75 cm lassen bei einem Zentralwert von 35 cm den See als einen hypertrophen Flachsee erkennen, der seinen Sauerstoffgehalt im Wasserkörper nur durch die dauernde Durchmischung unter Windeinfluß aufrechtzuerhalten vermag.

### 5.2.2 Sedimente

Die Sedimentuntersuchungen können in 3 Teiluntersuchungen gegliedert werden:

1. Sedimentkartierung mit dem Ziel, die Flächenverteilung der Sedimente zu erfassen,
2. sedimentchemische Studie zur Charakterisierung der Art und qualitativen Abfolge der Sedimentationsprozesse,
3. Studie des Sediments als Lebensraum für die benthischen Organismen. Dieser Teil ist unter 5.3.3 behandelt.

Wie bereits Studien von DAHMS 1972 zeigten, ist das Sediment im Dümmer nicht homogen verteilt, sondern wurde aufgrund von Wind- und Strömungsbedingungen hauptsächlich im westlichen Teil des Sees abgelagert.

In Fig 31 sind die einzelnen Bohrpunkte angegeben, die in insgesamt 7 Querprofilen angeordnet waren. Die Ergebnisse dieser Kartierung zeigt Fig 32. Grundsätzlich können 2 unterscheidbare Schichten angesprochen werden, und zwar eine sehr lose, grün - grünschwärze Schicht, die hier in Anlehnung an POLTZ 1982 als Treibmudde bezeichnet wird, sowie eine schwarze darunterliegende Schicht, die das eigentliche Sapropel oder den Faulschlamm bildet. In beiden Fällen handelt es sich um eine Feindetritus bzw. Algengyttia.

Es war beabsichtigt, eine grobe Abschätzung der Schlammproduktion bzw. -deposition durch Vergleich der in der Arbeit von DAHMS gefundenen und der in dieser vorliegenden Studie erhaltenen Schlammengen unter Berücksichtigung der inzwischen aus Baggerlöchern und durch Flächenbaggerung entfernten Mengen zu erhalten.

Die Volumenbestimmungen ergaben für die Arbeit von DAHMS ein Schlammvolumen von etwa 2,4 Mio m<sup>3</sup>. Die Volumenbestimmung aus der vorliegenden Untersuchung ergab etwa 2,3 Mio m<sup>3</sup>. Zuzüglich der aus dem See gebaggerten Schlammmenge von 0,85 Mio m<sup>3</sup> würde dies eine während dieser Zeitperiode abgelagerte Schlammmenge von etwa 750 000 m<sup>3</sup> Schlammproduktion in einem Zeitraum von

13 Jahren ergeben, was einer jährlichen Deposition von rund 58 000 m<sup>3</sup> entspricht. Anscheinend ist es also mittels der Baggerung gelungen, den jährlichen Schlammanfall in etwa zu kompensieren. Auf die gesamte offene Seefläche bezogen, würde dies eine jährliche Depositionsrate von 4,8 mm Sediment pro Jahr ergeben.

Diese Überlegung soll vorab als grobe Schätzung angesehen werden, da sich bei der Vermessung und der Flächenbestimmung große Fehlerquellen ergeben können. Nimmt man jedoch die Sestonbilanz (Fig 60) und summiert die negativen Termen der Gesamtbilanz über 10 Monate, erhält man 2770 t in See abgelagerter Feststoffe. Bei einem Wassergehalt von 95% gemessen als niedrigster Wert bei den Sedimentanalysen in der obersten Schicht (Kern III), erhält man 55 400 t Schlamm für diese Periode (10 Monate 1982).

Nach DAHMS 1972 begann die Ablagerung erst um die Jahrhundertwende. Dividiert man die Gesamtmenge Faulschlamm zuzüglich der gebaggerten Schlammmenge (2,4 + 0,85 Mio m<sup>3</sup>) durch 83, erhält man bereits 39 000 m<sup>3</sup> jährliche Ablagerung.

Diese Überlegungen zeigen, daß man etwa eine jährliche durchschnittliche Sedimentmenge von 50 000 - 60 000 m<sup>3</sup> annehmen darf, was einer jährlichen Verlandung von 4-5 mm entspricht. Grob gerechnet würde dies noch eine Lebenszeit von weiteren 80 Jahren für den Dümmer ergeben. Bei Wassertiefen unter 60 cm ist nämlich erfahrungsgemäß bereits mit einer flächendeckenden Überwucherung zu rechnen.

Die Resultate der Sedimentuntersuchungen in Längsprofil (Fig 2 11 - VIII) für die Beurteilung der chemischen Stratifikation sind in Fig 33 - 38 a und b dargestellt.

Ein stark anthropogener Einschlag ist in sämtlichen Sedimentkernen in den oberen 15 - 20 cm in bezug auf die meisten Parameter festzustellen. Eine Ausnahme bildet der Kern VI, da dieser keine intakte Schichtung zeigte. Zurückzuführen ist dies wohl auf Baggeraktivitäten in der Nähe der Probenahmestelle.

Die **Faulschlammschicht** einschließlich der darüberliegenden Treibmudde sind in ihrer chemische Elementarzusammensetzung ähnlich. Erst die darunter liegenden braunen konsolidierten Feindetritusgyttion zeigen eine andere Zusammensetzung. Gegenüber diesen Schichten sind erhebliche Anreicherungen bezogen auf die Trockensubstanz festzustellen.

Diese Anreicherungen sind in Tab 5 dargestellt.

Tab 5 Ausgewählte Anreicherungsfaktoren in einzelnen Sedimentkernen

Stoff	25cm	0-15cm	Faktor	Kern
Ges-N mg/g TS	7,02	20,0	3	III
	7,21	20,6	3	II
	8,39	17,7	2	IV
	2,26	15,8	7	V
	5,22	16,2	3	VIII
Ges-P mg/g TS	0,49	3,46	7	III
	1,02	5,33	5	II
	0,43	3,29	8	IV
	0,43	2,26	5	V
	0,27	2,16	8	VIII
Ca mg/g TS	12,0	136	11	III
	24,8	136	5	II
	11,6	140	12	IV
	3,4	78	23	V
	8,0	115	14	VIII

*TS = Trockensubstanz*

Die Konzentrationen sind für die entsprechenden Sedimentschichten angegeben. Für die Schicht 0 - 15 cm ist die maximale Konzentration dargestellt.

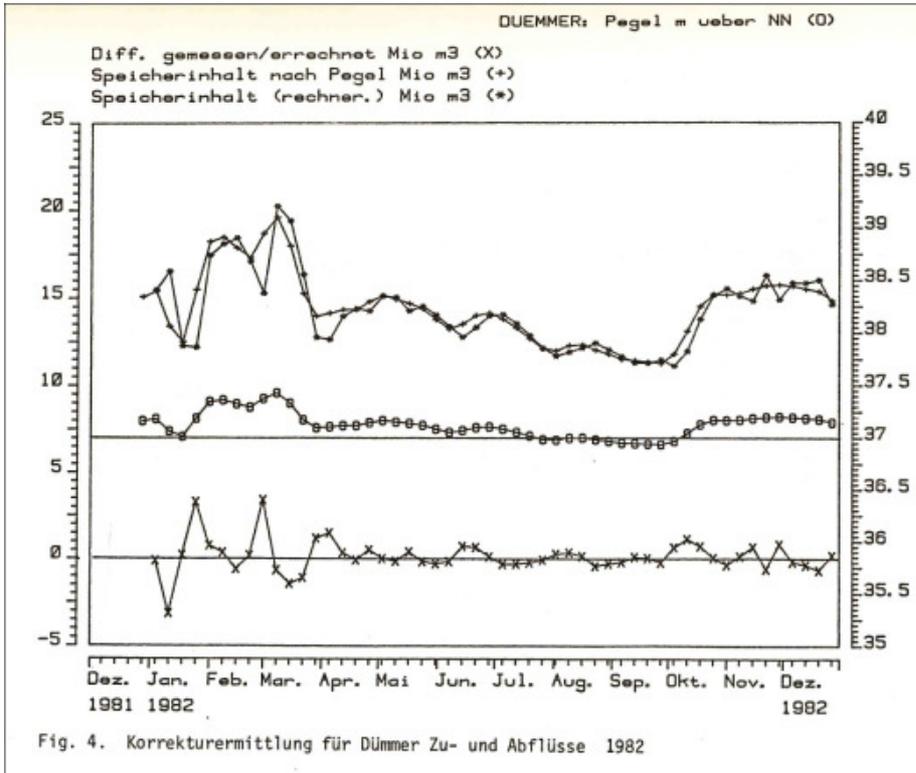
Für Mangan, Zink, Cadmium, Chrom und Blei wurden ebenfalls starke Anreicherungen in den Faulschlammagern festgestellt. Kritische Konzentrationen wurden jedoch nicht überschritten.

Interstitialwasseranalysen (Porenwasseranalysen) sind ebenfalls in den Fig 33 - 38 b dargestellt. Die Parameter PO<sub>4</sub>-P und NH<sub>4</sub>-N wurden

gewählt, weil sie durch ihre Gradienten Aufschluß über die Sedimentaktivität und die Sedimentprozesse liefern. Die Gradienten entstehen teils durch Austauschprozesse mit dem darüberliegenden Wasser, teils durch die Aktivität der Mikroorganismen, d.h. durch Abbauprozesse im Sediment. Die höchsten Aktivitäten traten in den südlich von Olgahafen entnommenen Sedimenten auf (I - V), während

im gestörten Kern VI, aber auch in nördlich von Olgahafen entnommenen Kern VIII, geringere Aktivitäten auftreten. Die Parameter Sulfat, Eisen und Mangan geben einen Einblick in die Redoxverhältnisse im Sediment, die ihrerseits wieder Art und Intensität der Abbauprozesse wiedergeben. Der Parameter Sulfat weist über seine Abnahme auf den Ort und durch die Neigung seines Gradienten auf die Intensität der H<sub>2</sub>S-Produktion hin. H<sub>2</sub>S steuert durch seine Reaktivität mit Eisen die Löslichkeit des Eisens, nicht jedoch die des Mangans. Der von der Sedimentoberfläche eindringende Sauerstoff würde eine H<sub>2</sub>S-Bildung unterbinden und sowohl Eisen als auch Mangan im Sediment festlegen.

Die Sauerstoffzehrungskurven (Sapromat-Kurven) sind in Fig 39 dargestellt. Sie zeigen, daß der Mineralisierungsgrad in den 10 bis 20 cm tief liegenden Schichten in sämtlichen Sedimenten höher liegt als in den oberflächlichen (bis 10 cm Tiefe). Die starke unmittelbare Zehrung der tieferliegenden Schichten ist durch die Anlagerung von Sulfiden verursacht. Jede Kurve setzt sich somit aus einem Anteil chemischer und eines Anteil biologischer Sauerstoffzehrung zusammen. Diese sind ihrerseits von der Qualität und der Struktur der abgelagerten organischen Substanz abhängig. Die Unterschiede in Anstieg der Kurven nach dem 10.Tag (etwa linearer Teil der Kurven) wären als hauptsächlich über Sulfatatmung und Methangärung geleistete Mineralisierung zu sehen, während die Kurvenanstiege als potentieller Sauerstoffbedarf zu deuten sind.



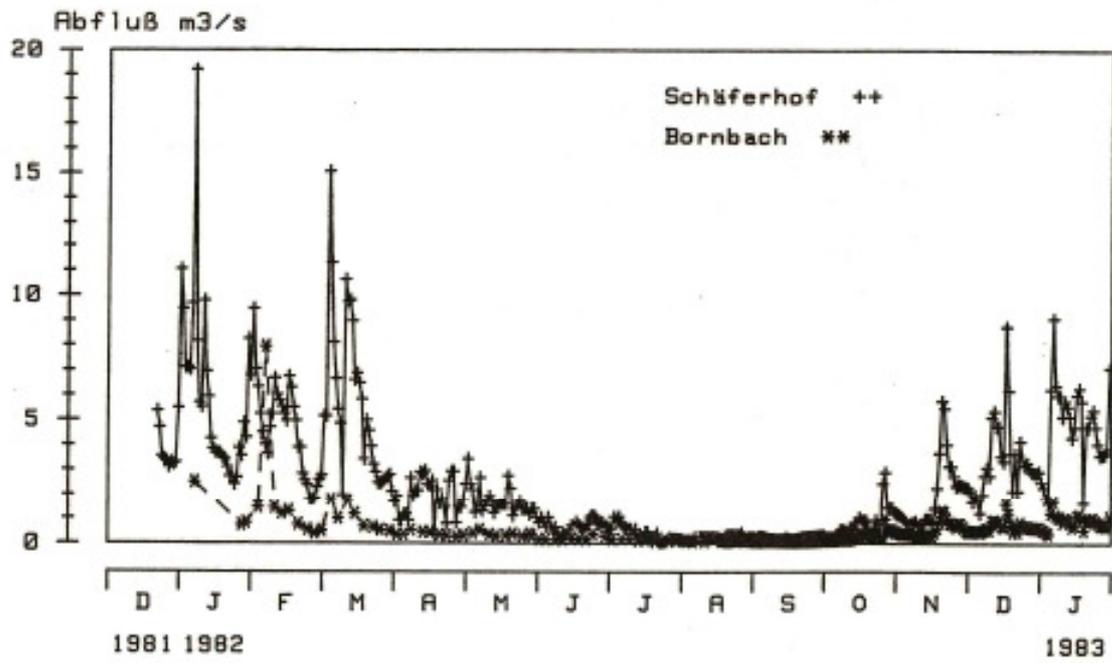


Fig. 5. Abflußmessungen Hunte und Bornbach 1982

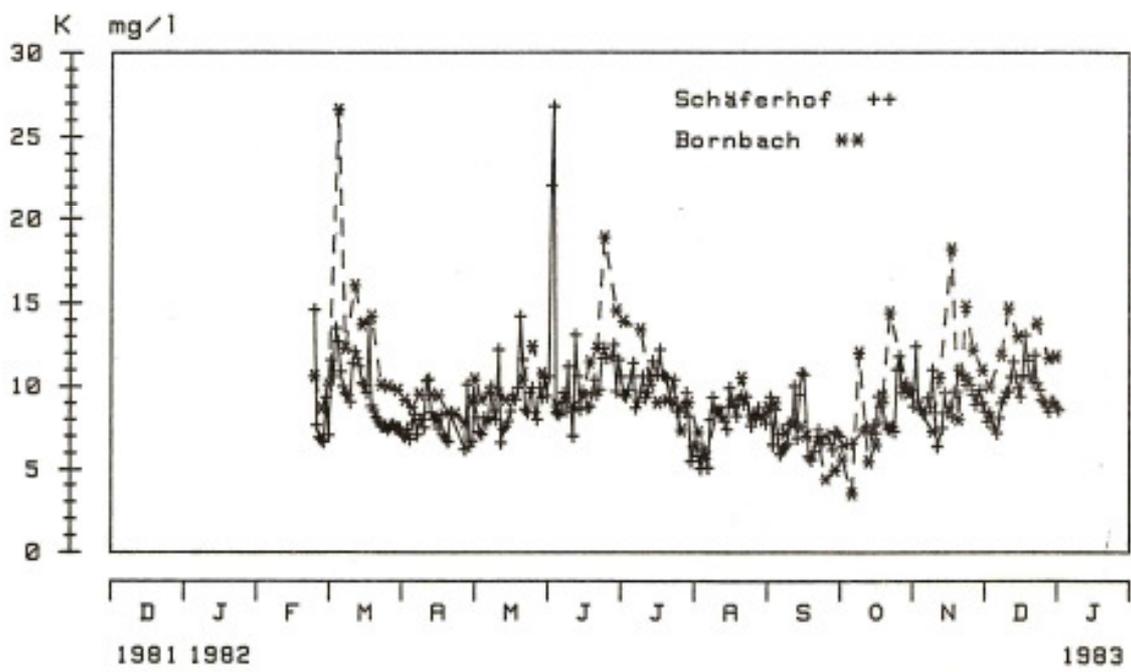


Fig. 6. Kaliumkonzentrationen in Hunte und Bornbach 1982

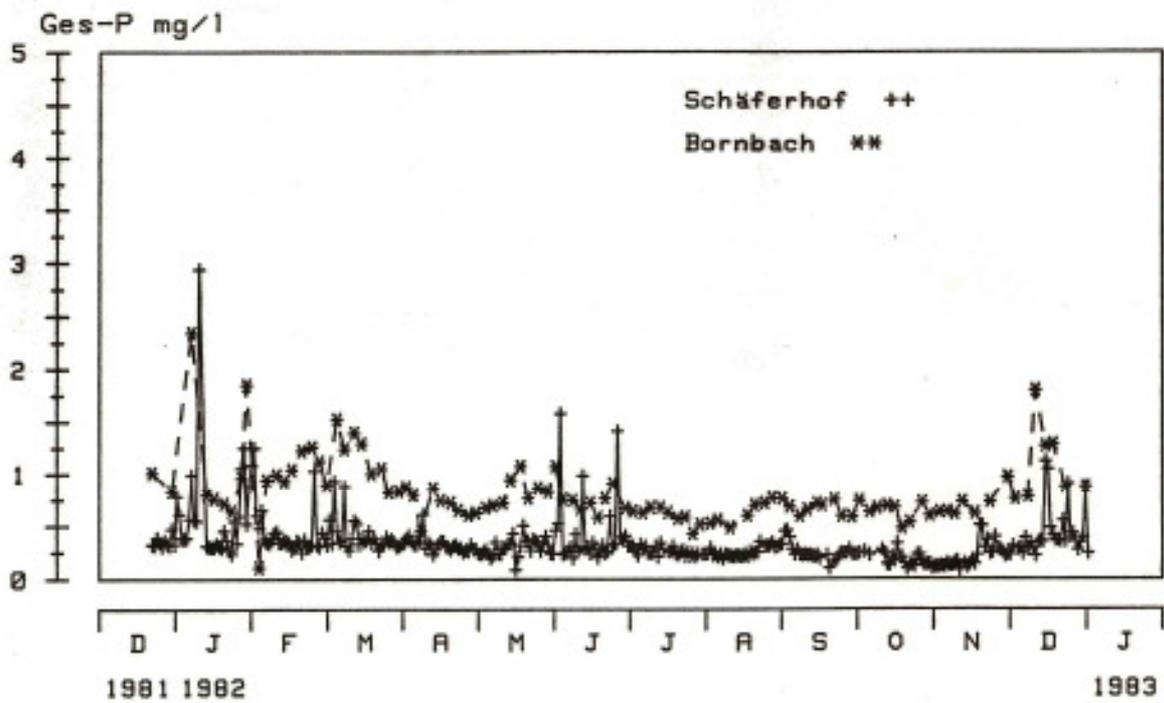


Fig. 7. Gesamtphosphorkonzentrationen in Hunte und Bornbach 1982

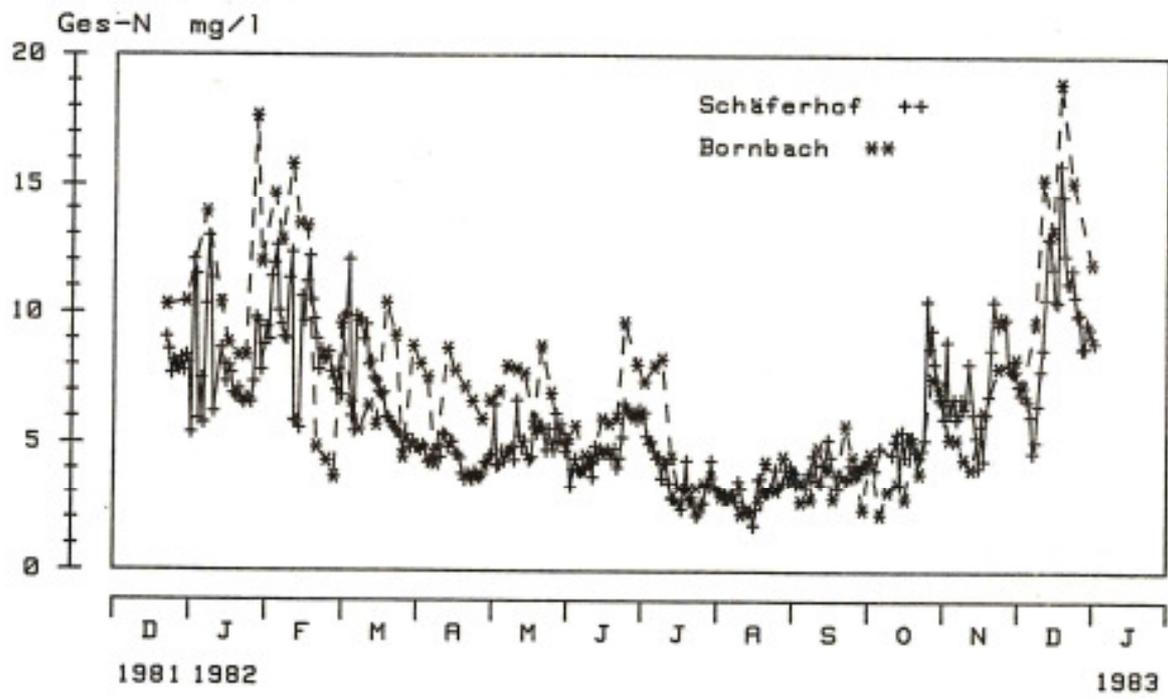


Fig. 8. Gesamt-N-Konzentrationen in Hunte und Bornbach 1982

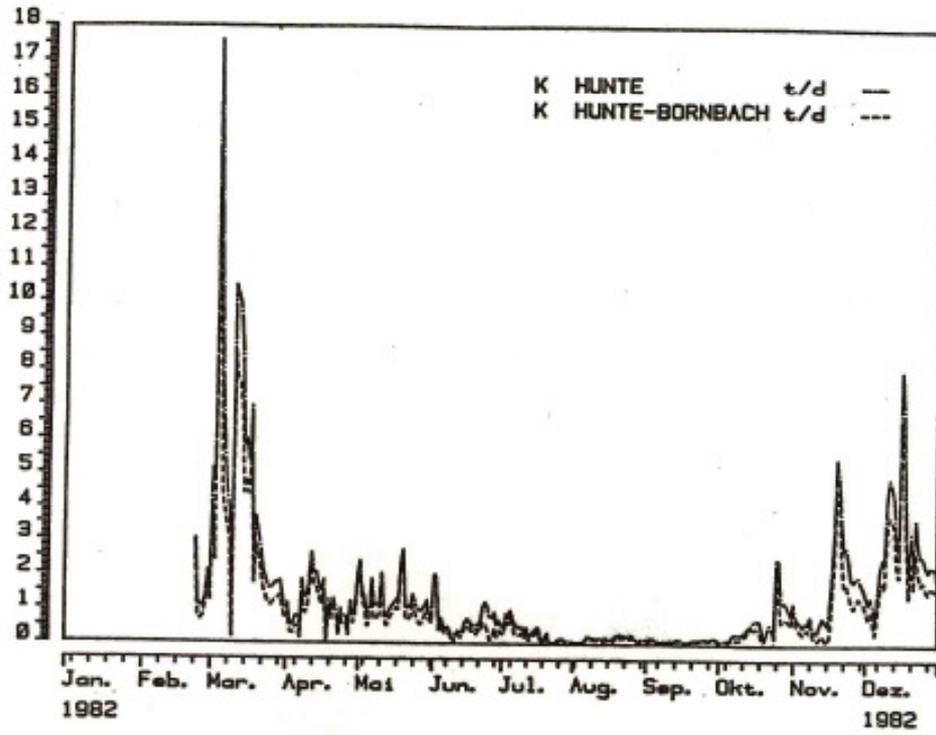


Fig. 9. Kaliumfrachten in der Hunte und in der Hunte ohne Bornbach 1982

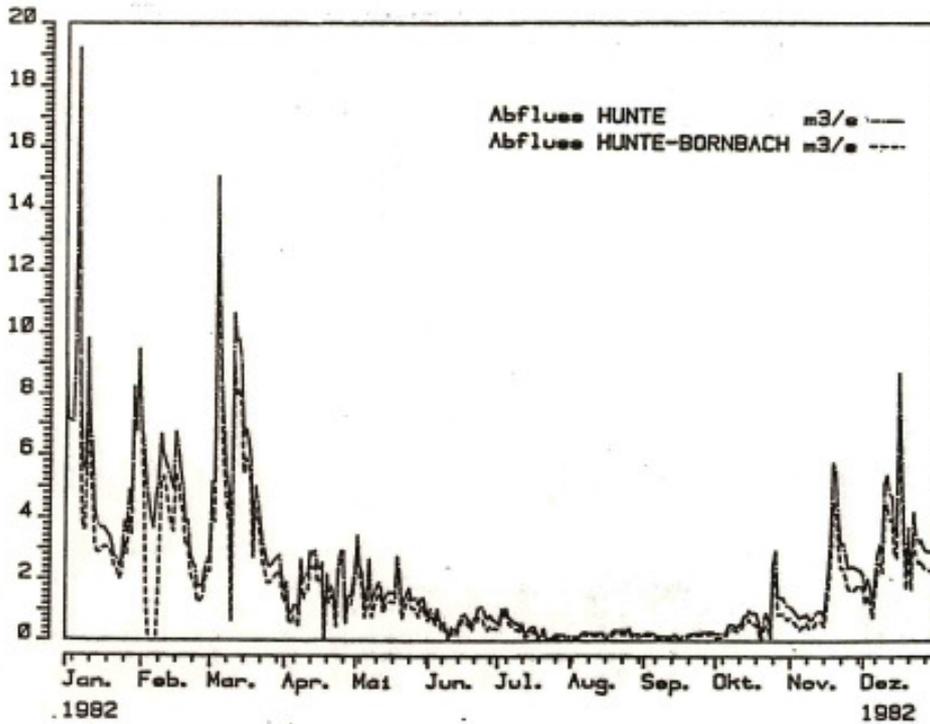


Fig.10. Abfluß Hunte und Hunte ohne Bornbach 1982

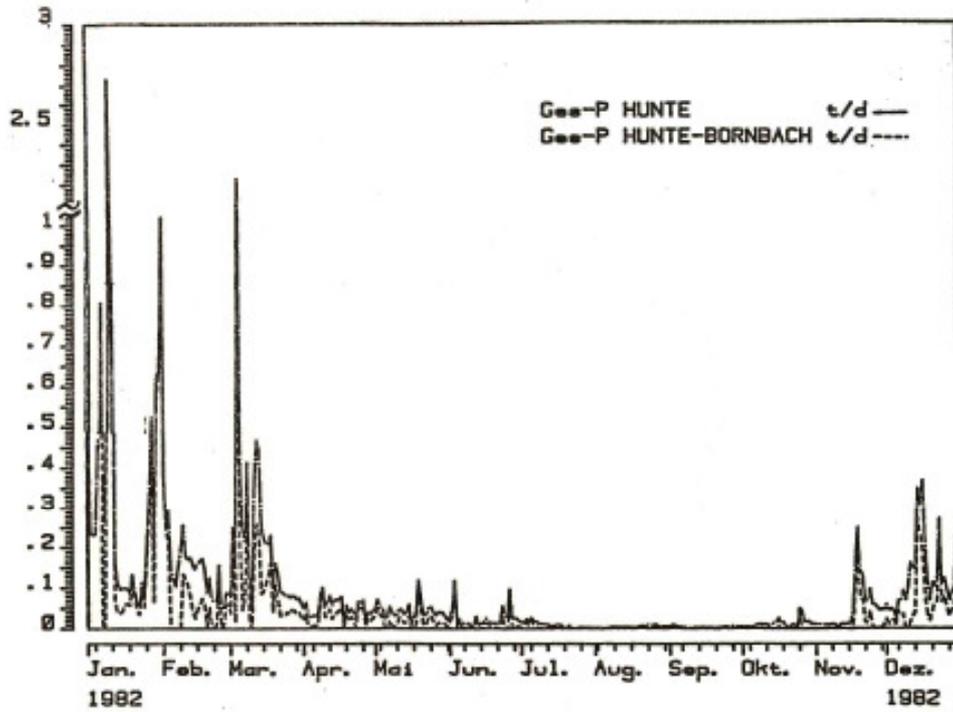


Fig. 11. Phosphorfrachten in der Hunte und in der Hunte ohne Bornbach 1982

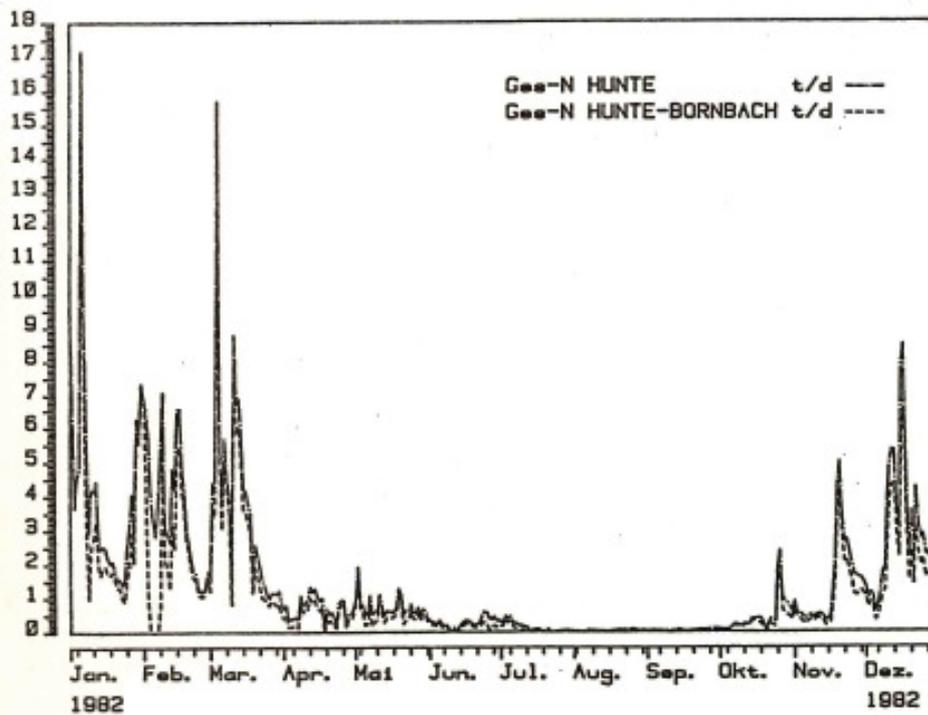
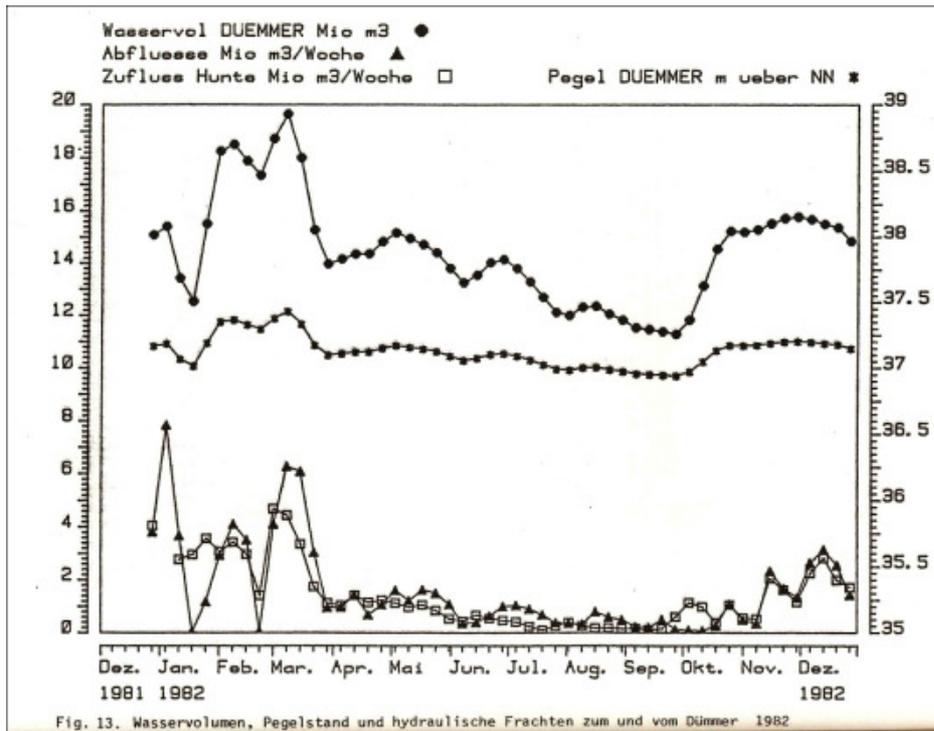


Fig. 12. Stickstofffrachten in der Hunte und in der Hunte ohne Bornbach 1982



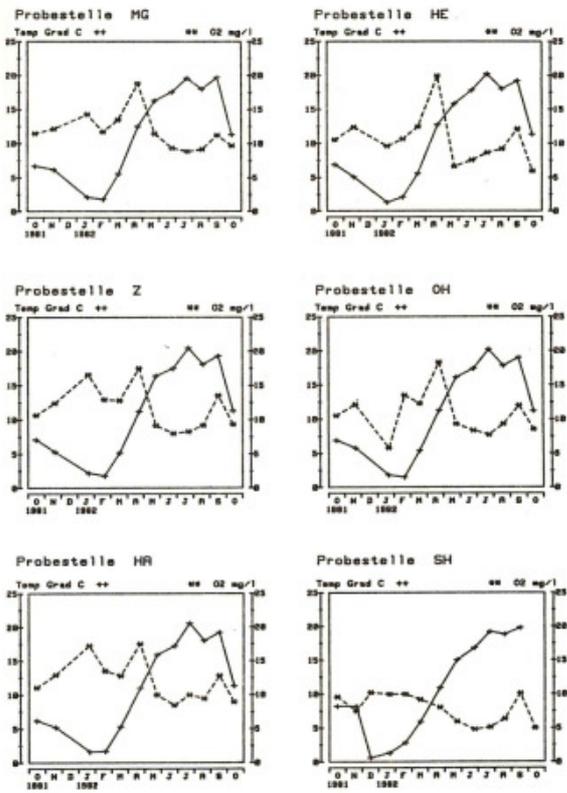


Fig. 14. Temperatur und Sauerstoff im Dümmer 1982

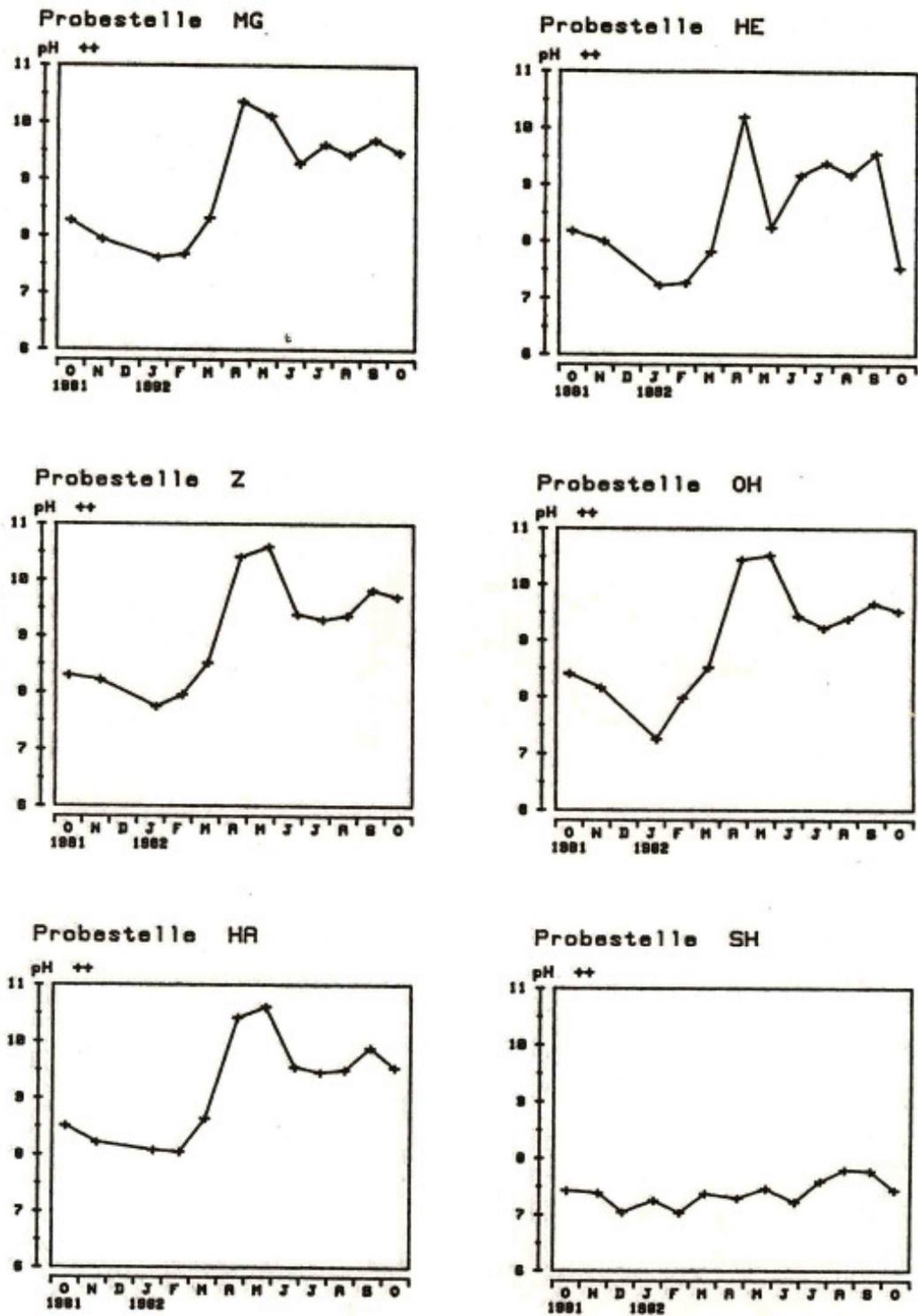


Fig. 15. pH-Verhältnisse im Dümmer 1982

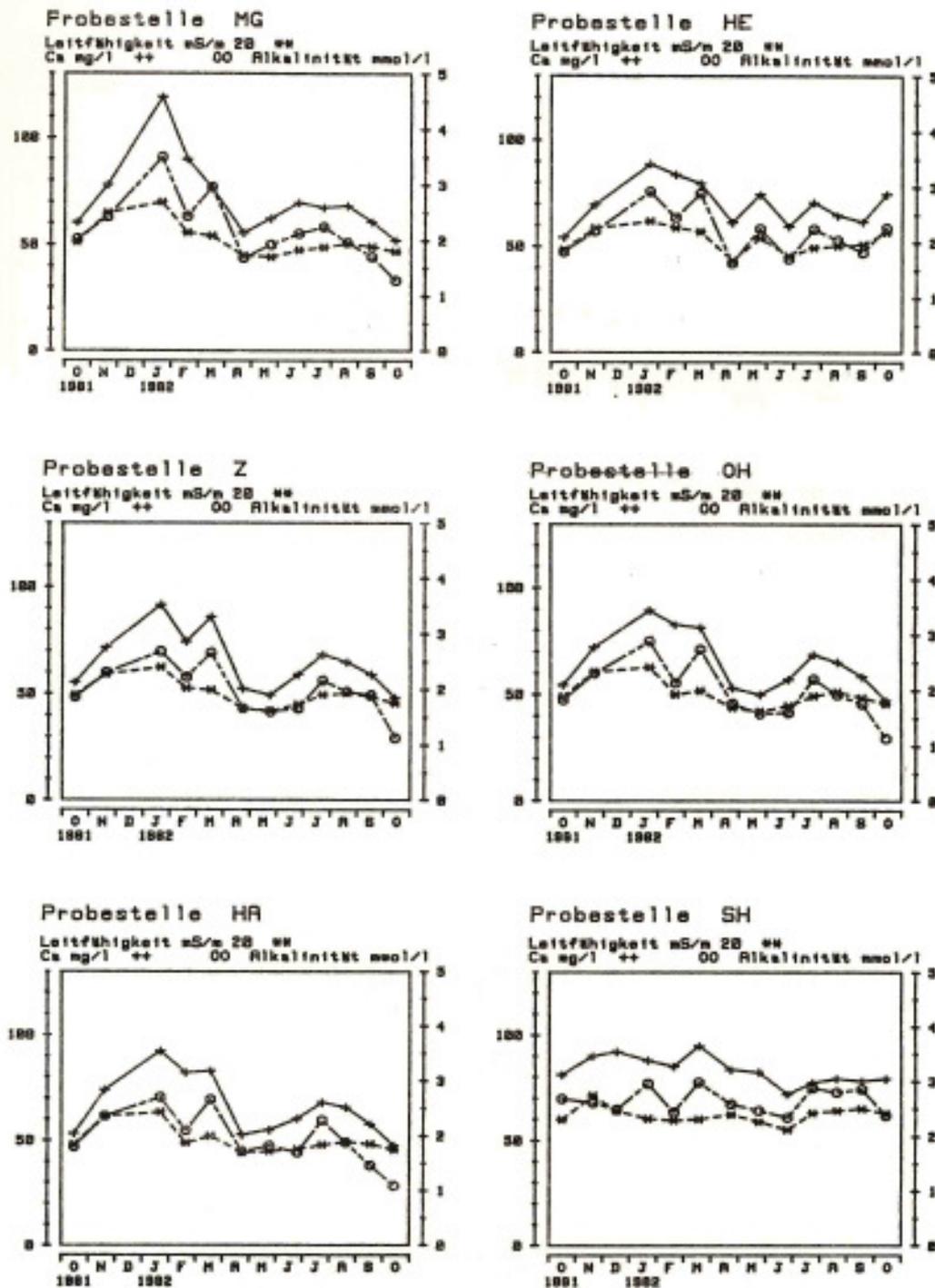


Fig. 16. Leitfähigkeit, Calcium und Alkalinität im Dümmer 1982

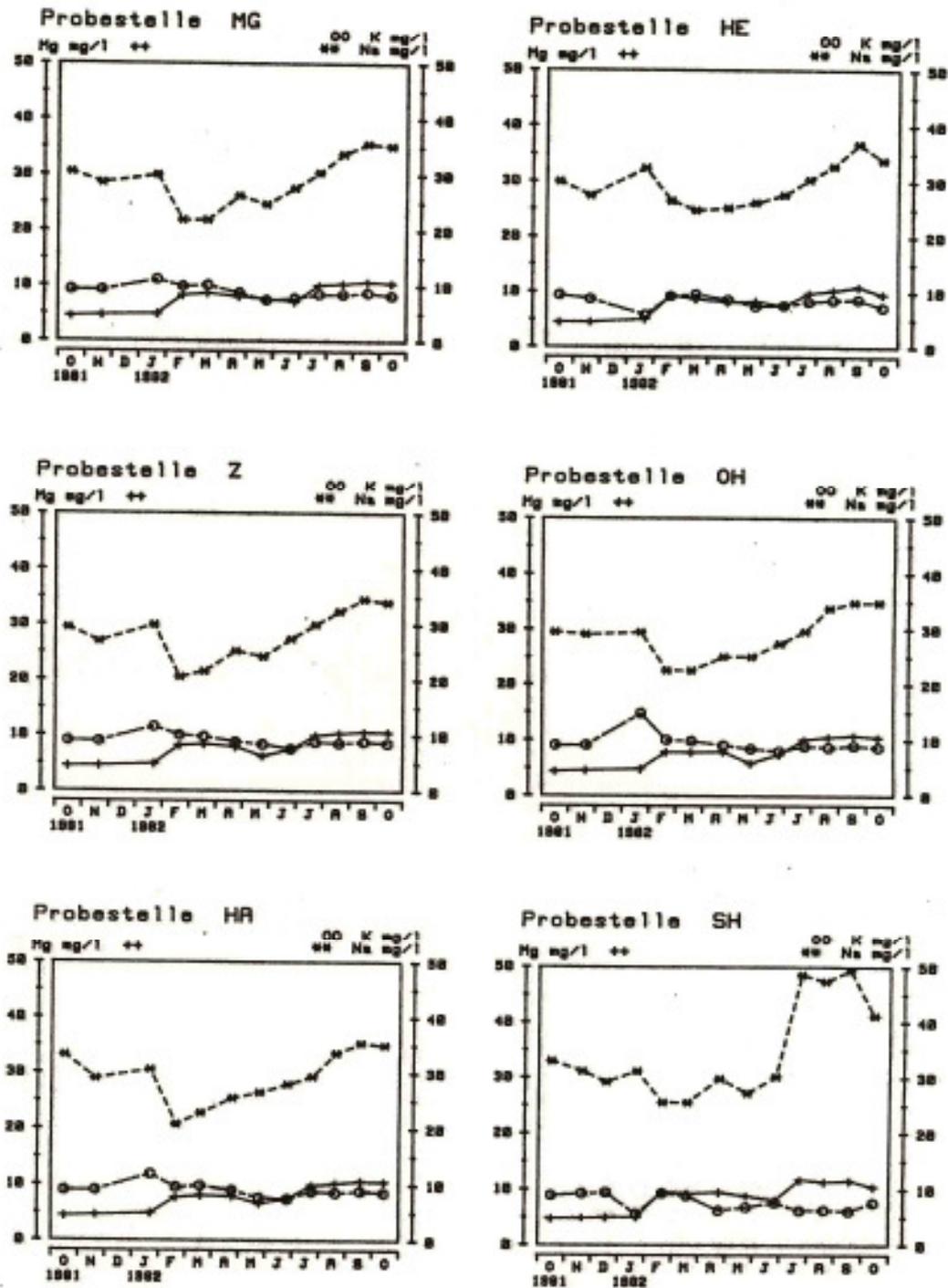


Fig. 17. Magnesium, Kalium und Natrium im Dummer 1982

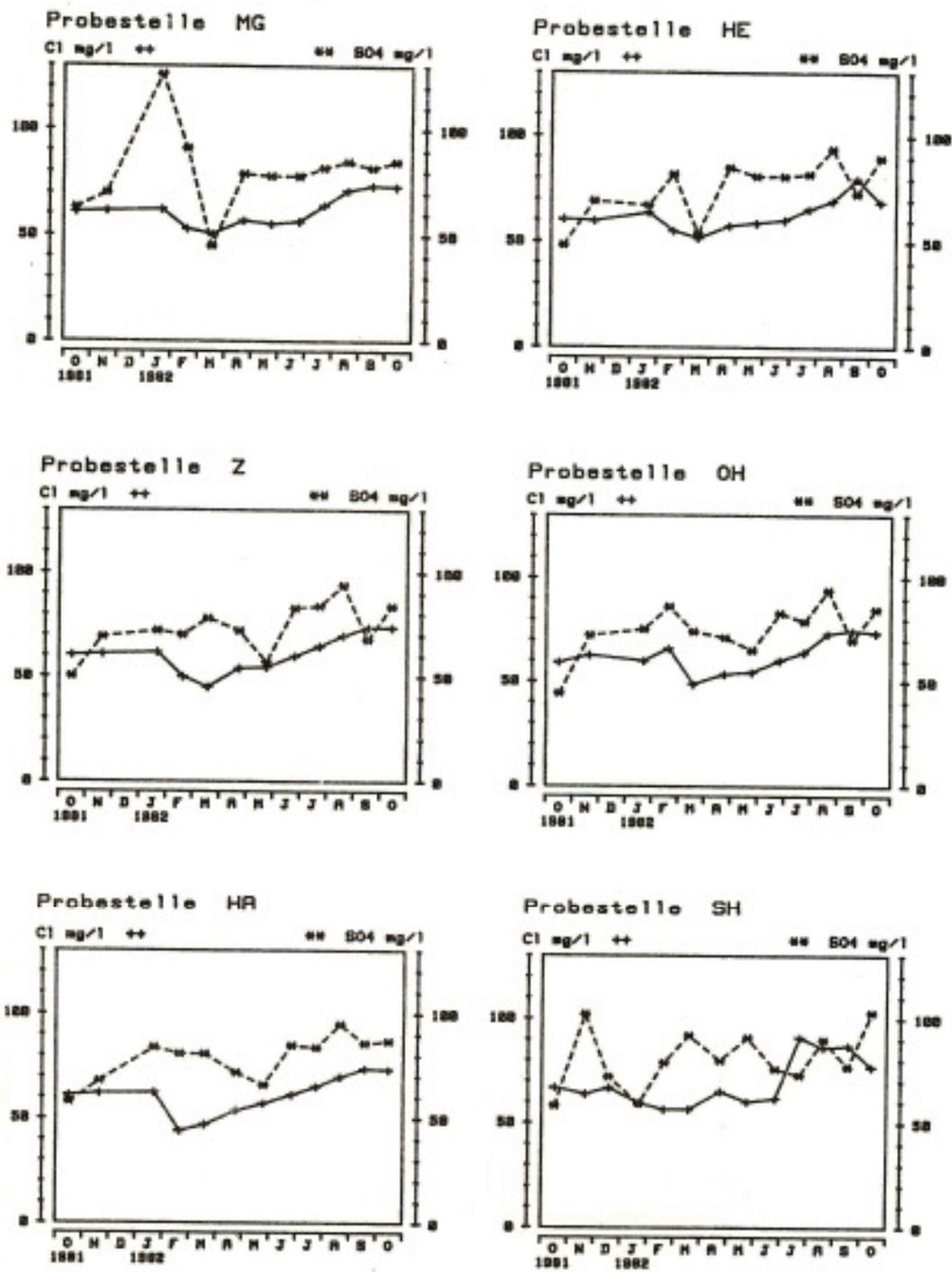


Fig. 18. Chlorid und Sulfat im Dümmer 1982

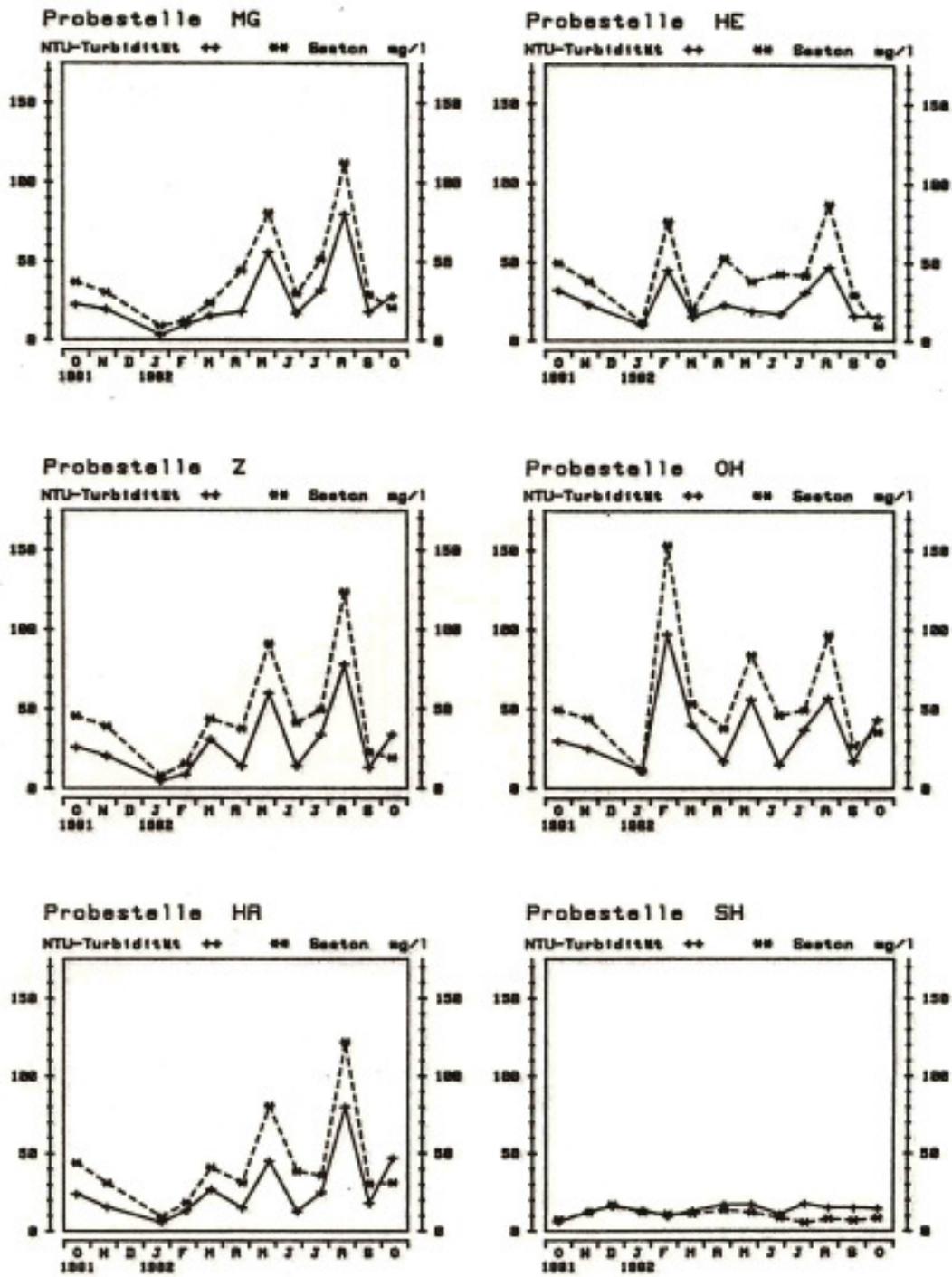


Fig. 19. Trübung und Seston im Dümmer 1982

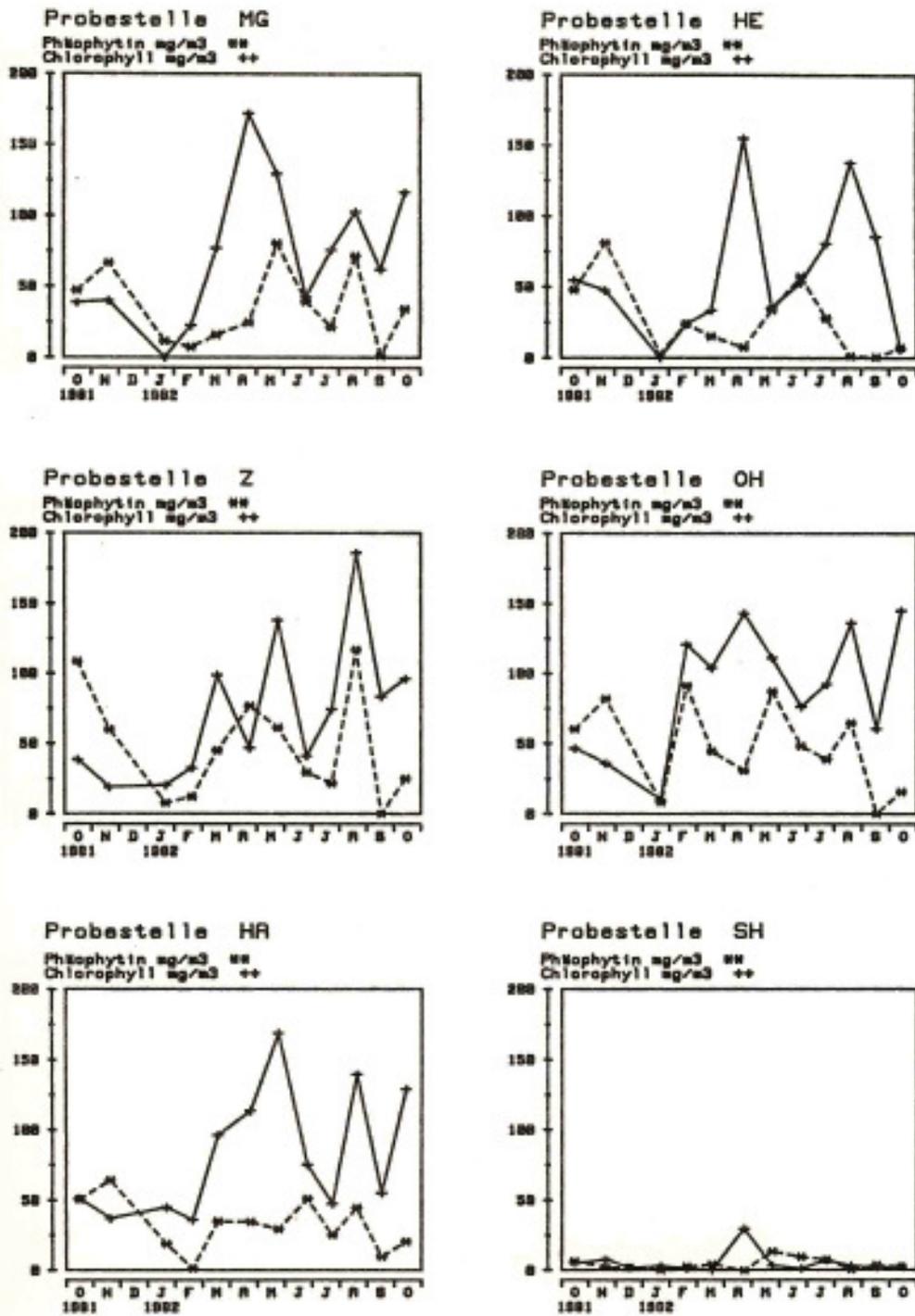


Fig. 20. Phäophytin und Chlorophyll im Dümmer 1982

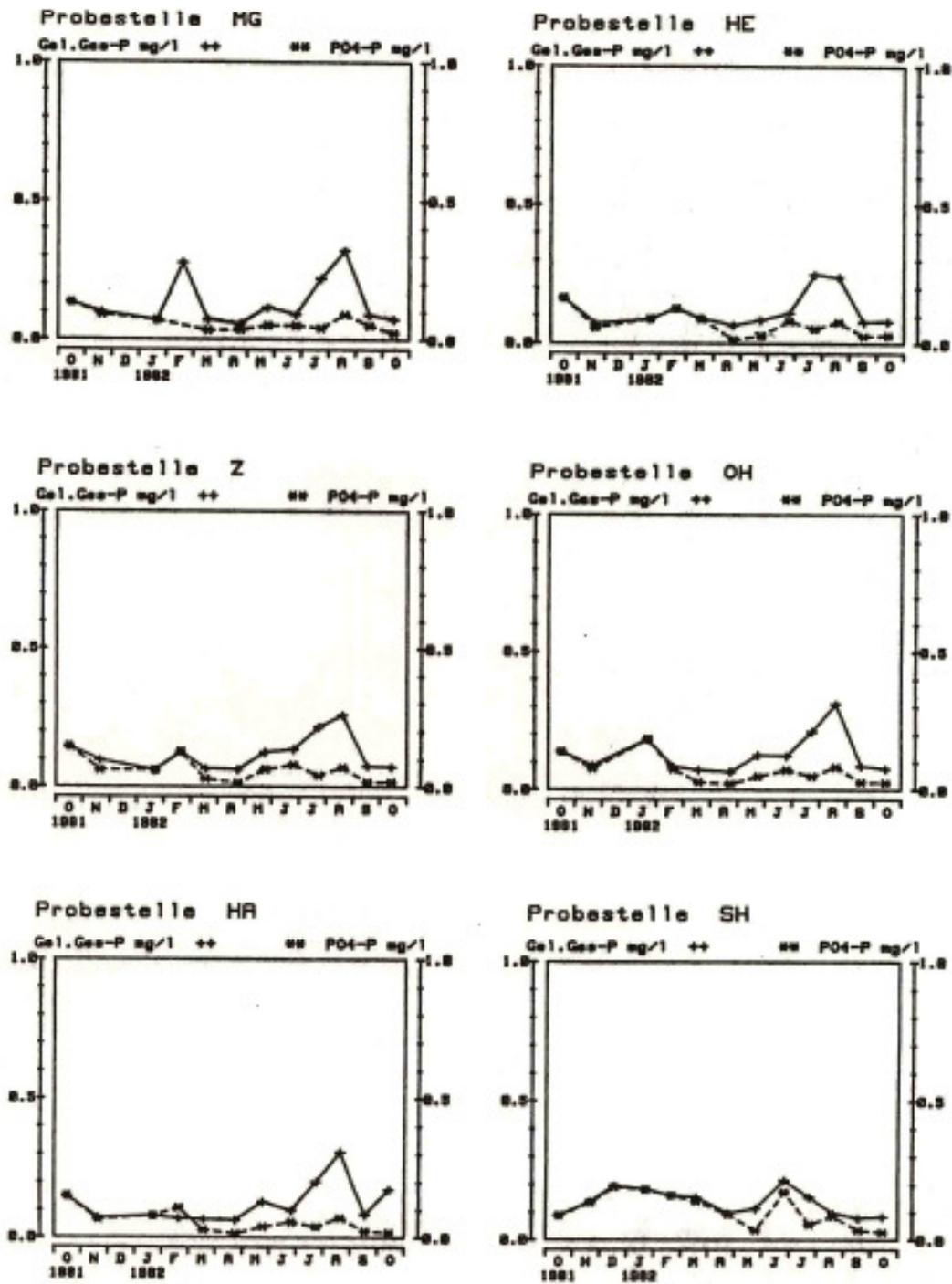


Fig. 21. Gelöster Gesamtphosphor und Phosphatphosphor im Dümmer 1982

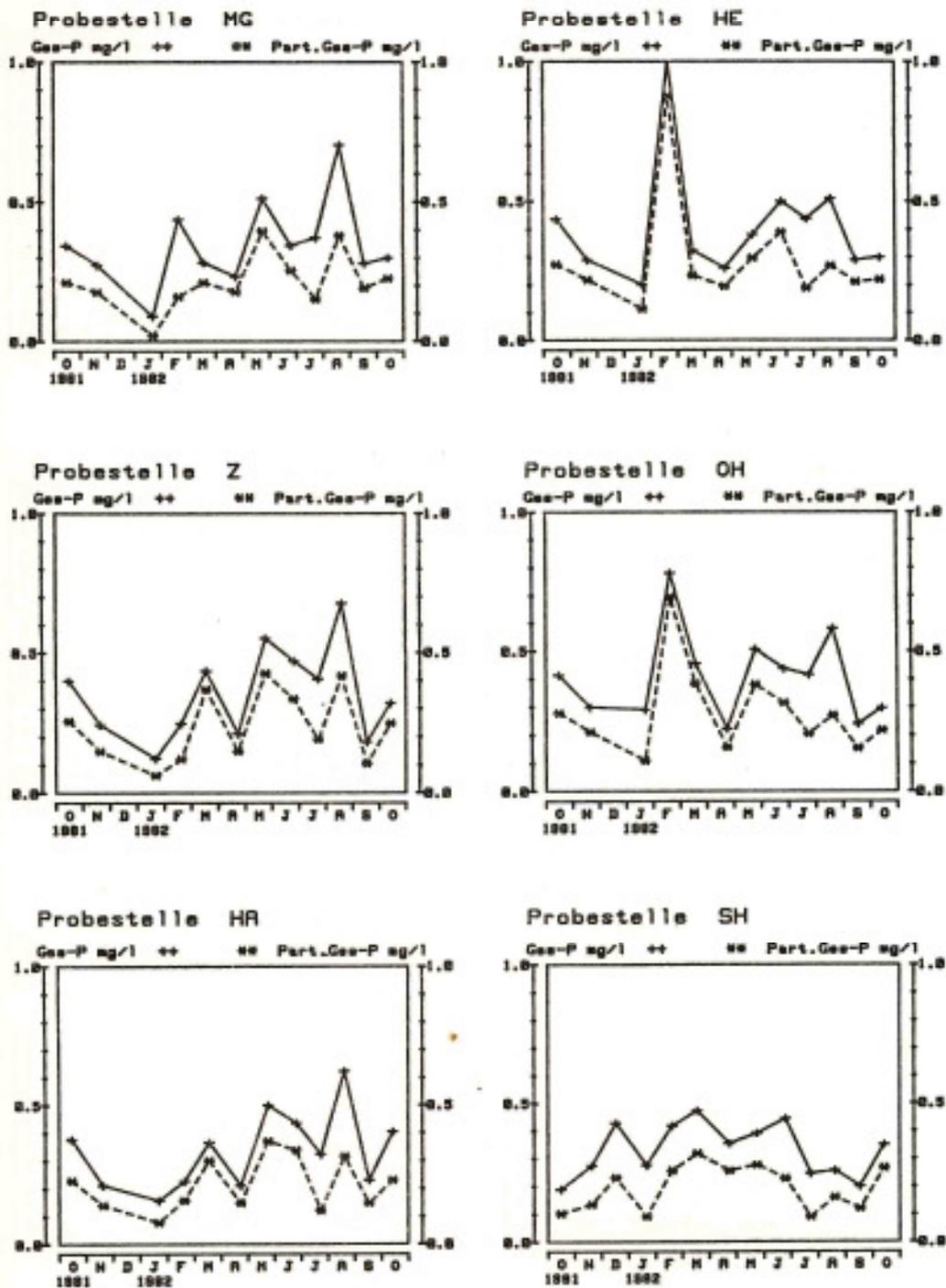


Fig. 22. Gesamtphosphor und partikularer Phosphor im Dümmer 1982

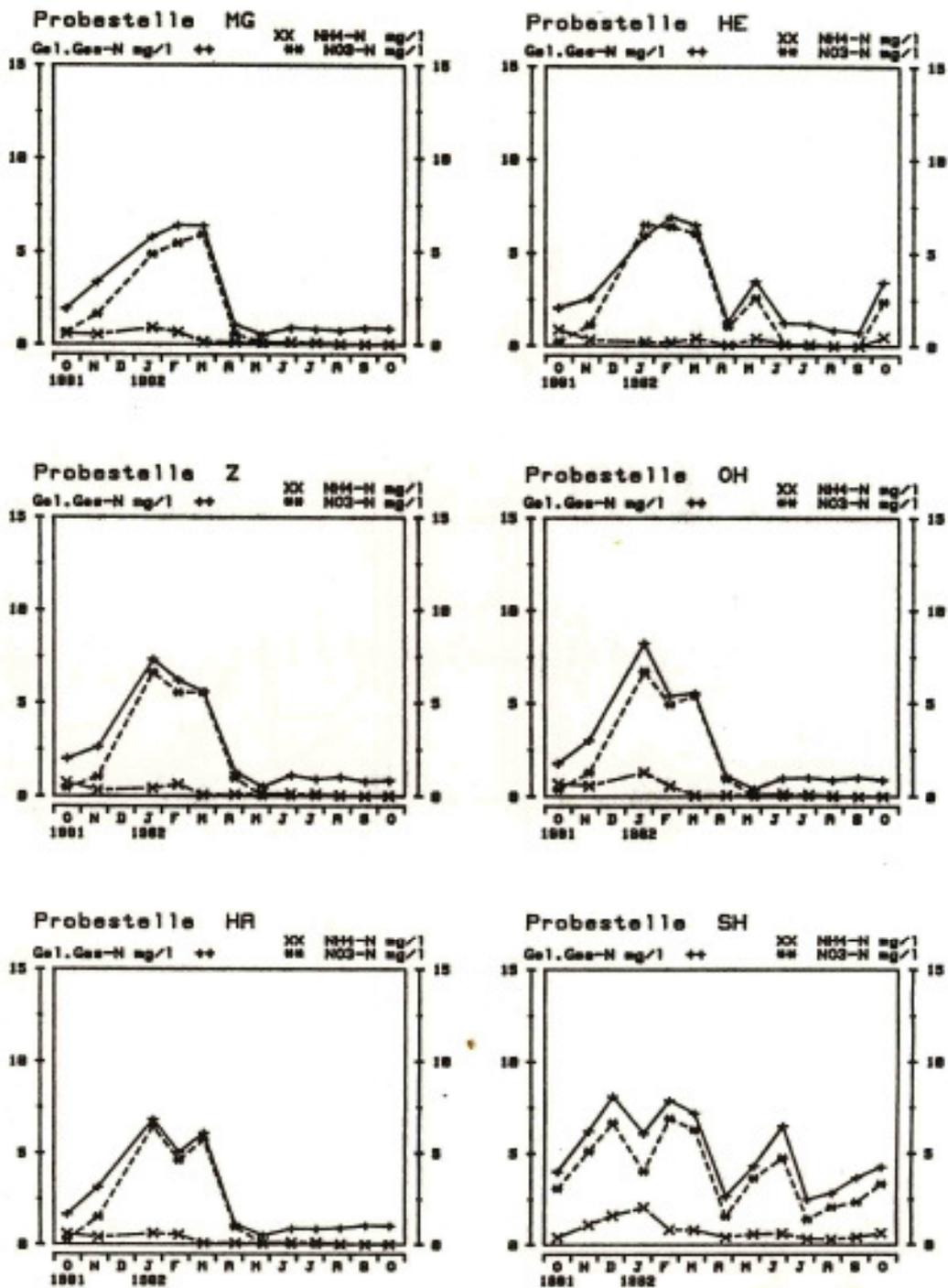


Fig. 23. Gelöster Gesamtstickstoff, Ammonium- und Nitratstickstoff im Dümmer 1982

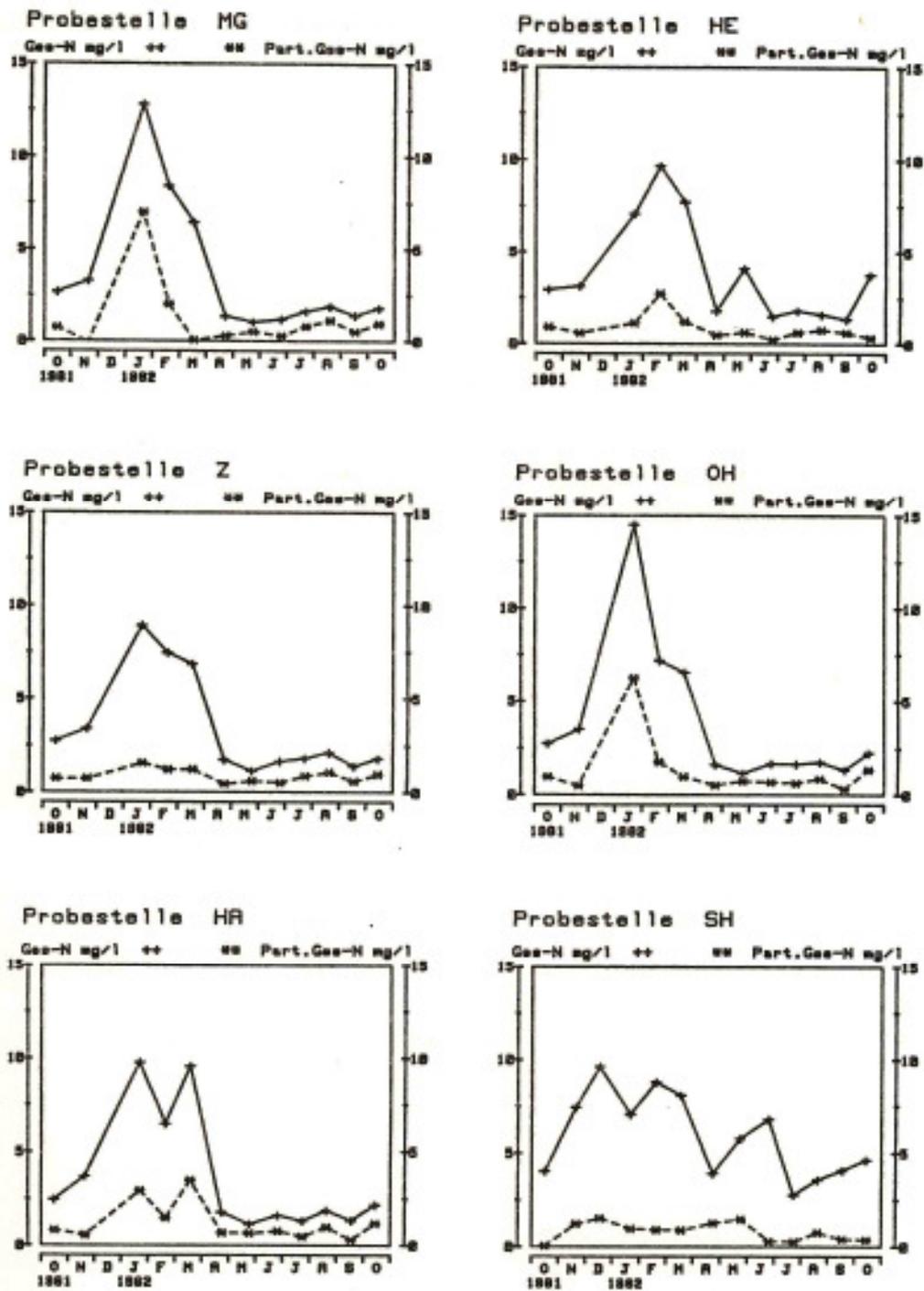


Fig. 24. Gesamtstickstoff und partikulärer Stickstoff im Dümmer 1982

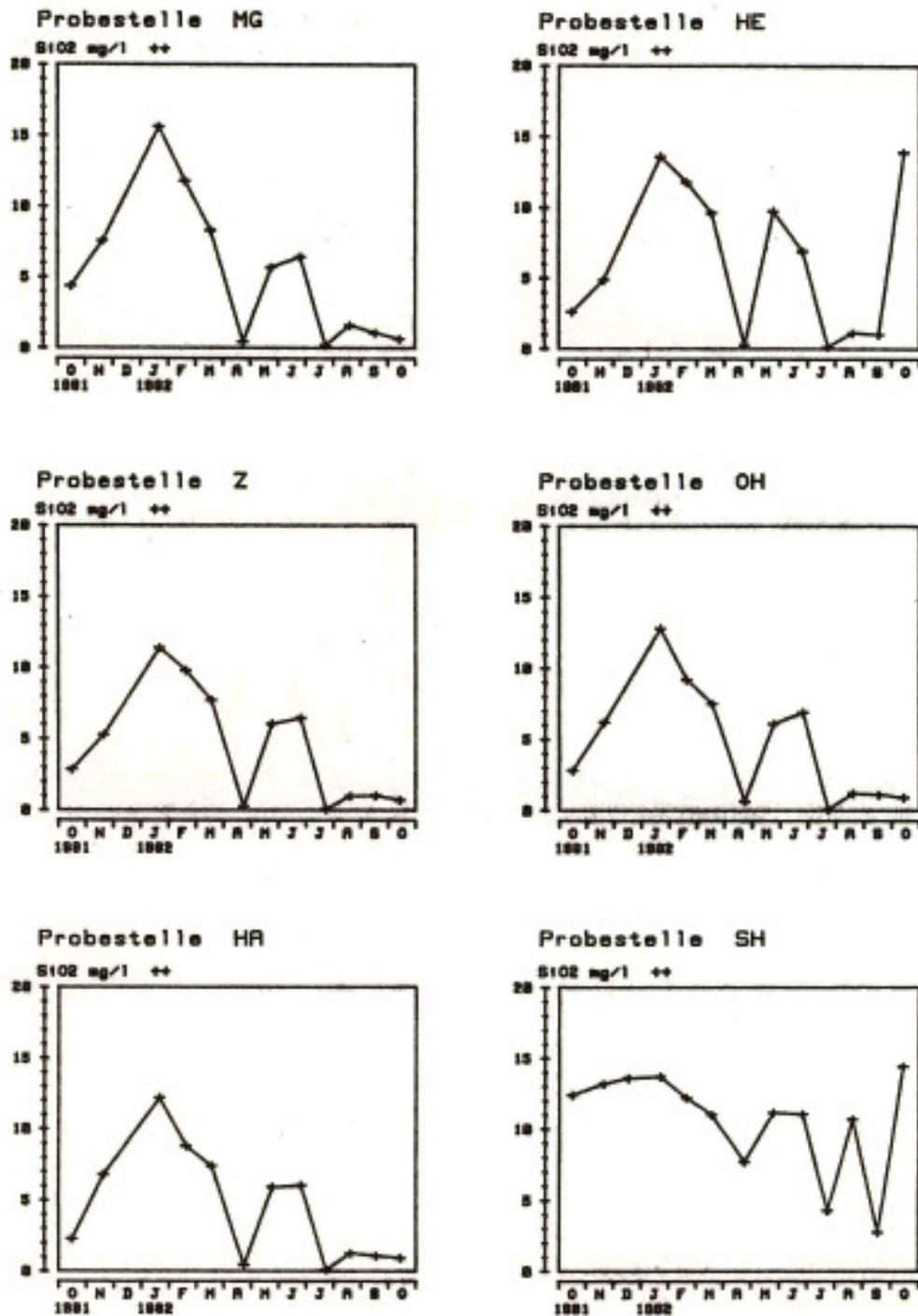


Fig. 25. Kieselsäure im Dümmer 1982

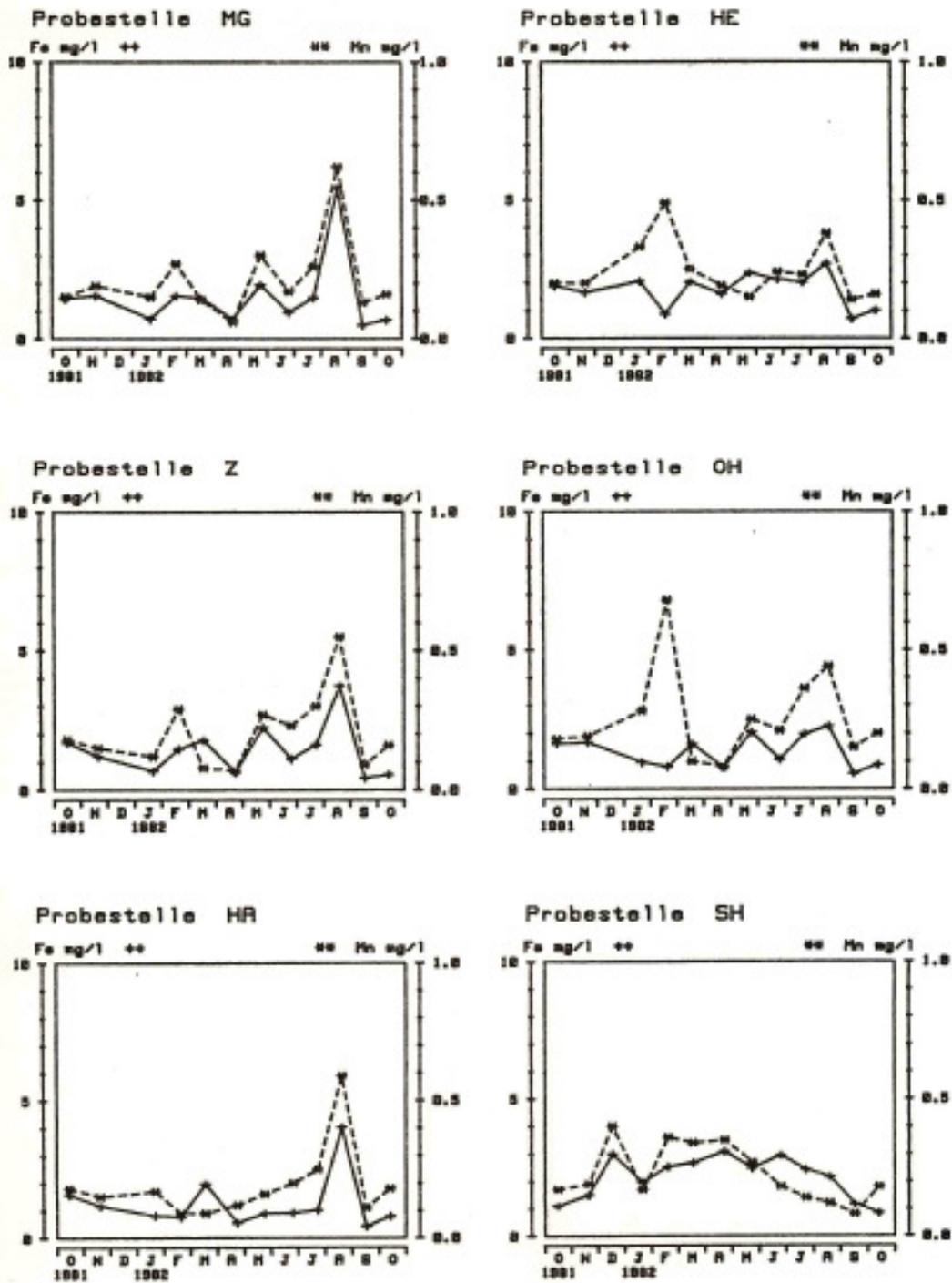


Fig. 26. Eisen und Mangan im Dümmer 1982

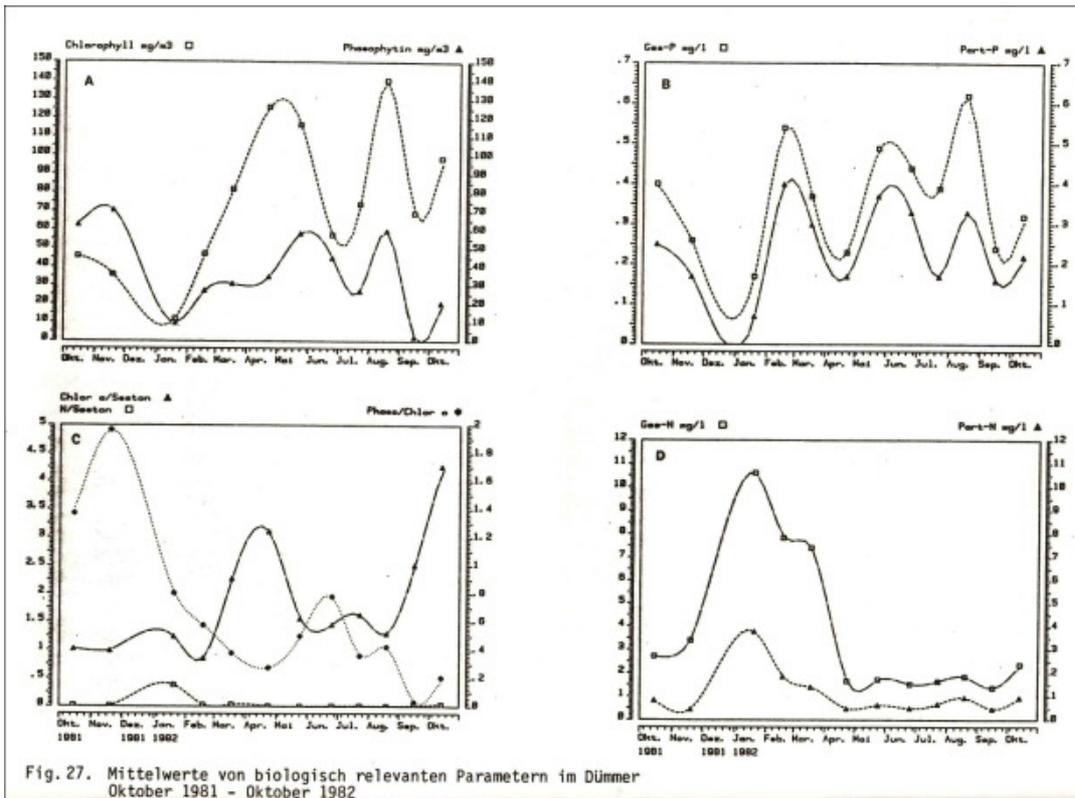


Fig. 27. Mittelwerte von biologisch relevanten Parametern im Dümmer Oktober 1981 - Oktober 1982

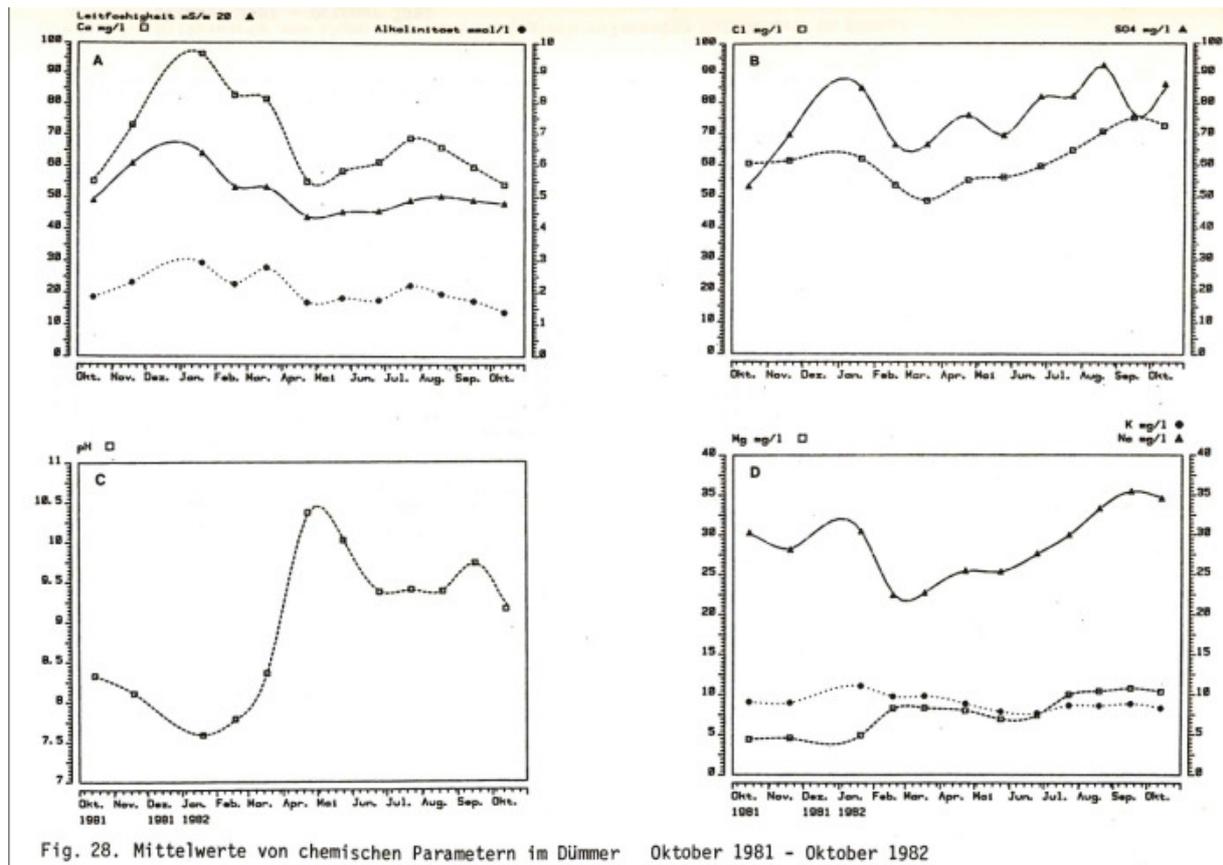


Fig. 28. Mittelwerte von chemischen Parametern im Dümmer Oktober 1981 - Oktober 1982

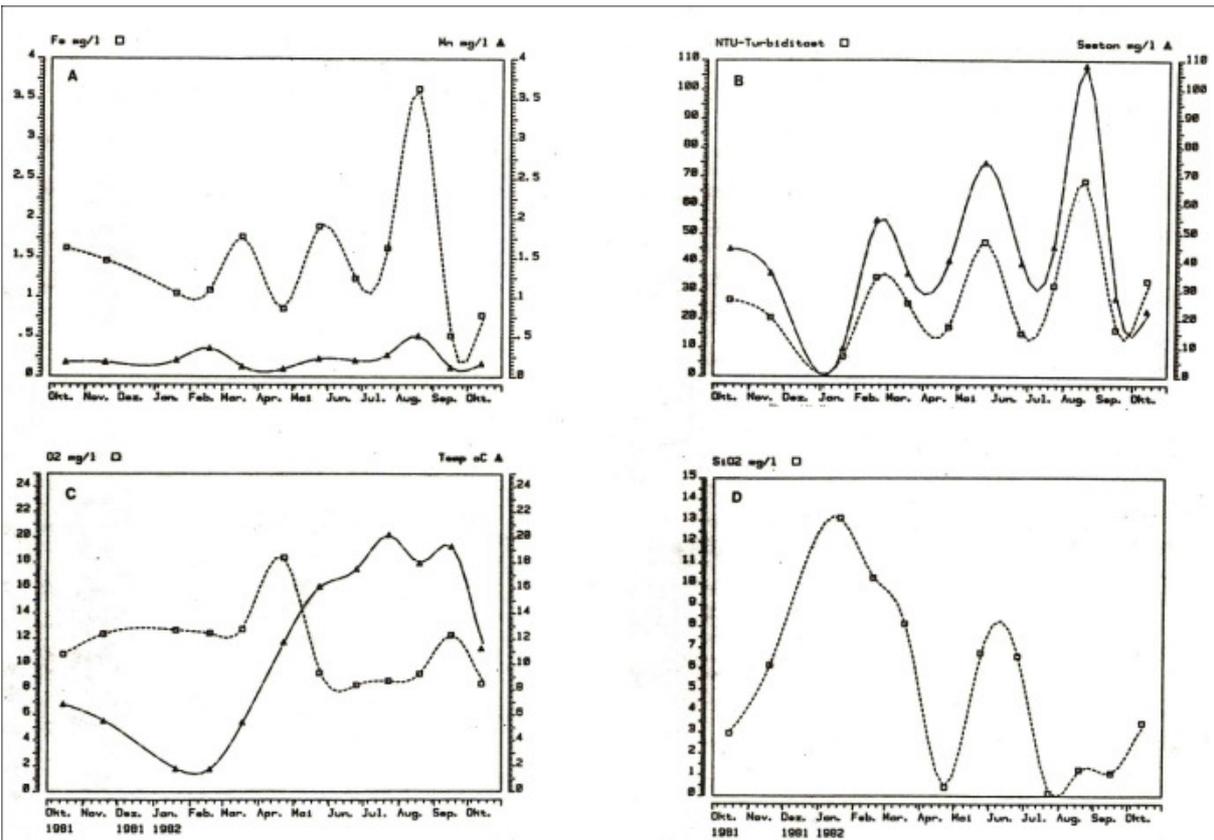


Fig. 29. Mittelwerte von chemischen und biologisch relevanten Parametern im Dümmer  
Oktober 1981 - Oktober 1982

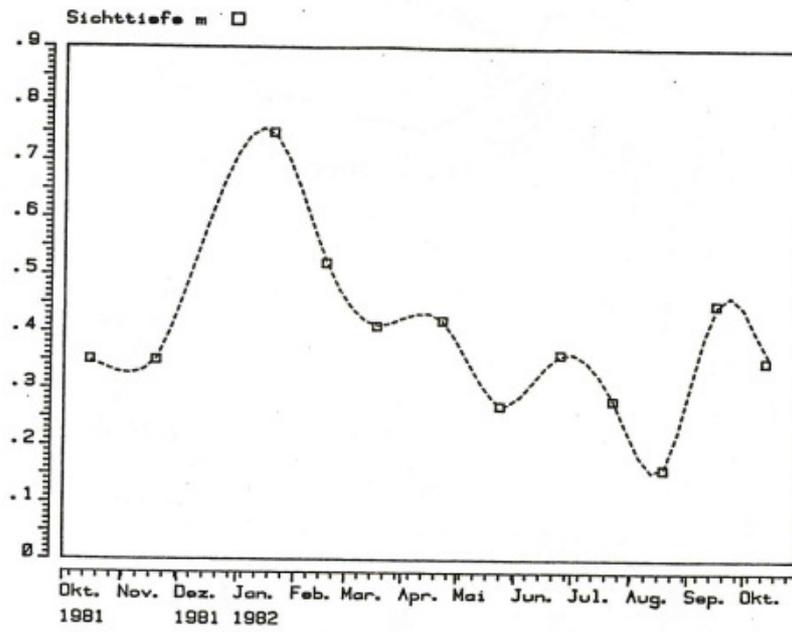


Fig. 30. Mittlere Sichttiefe im Dämmer  
Oktober 1981 - Oktober 1982

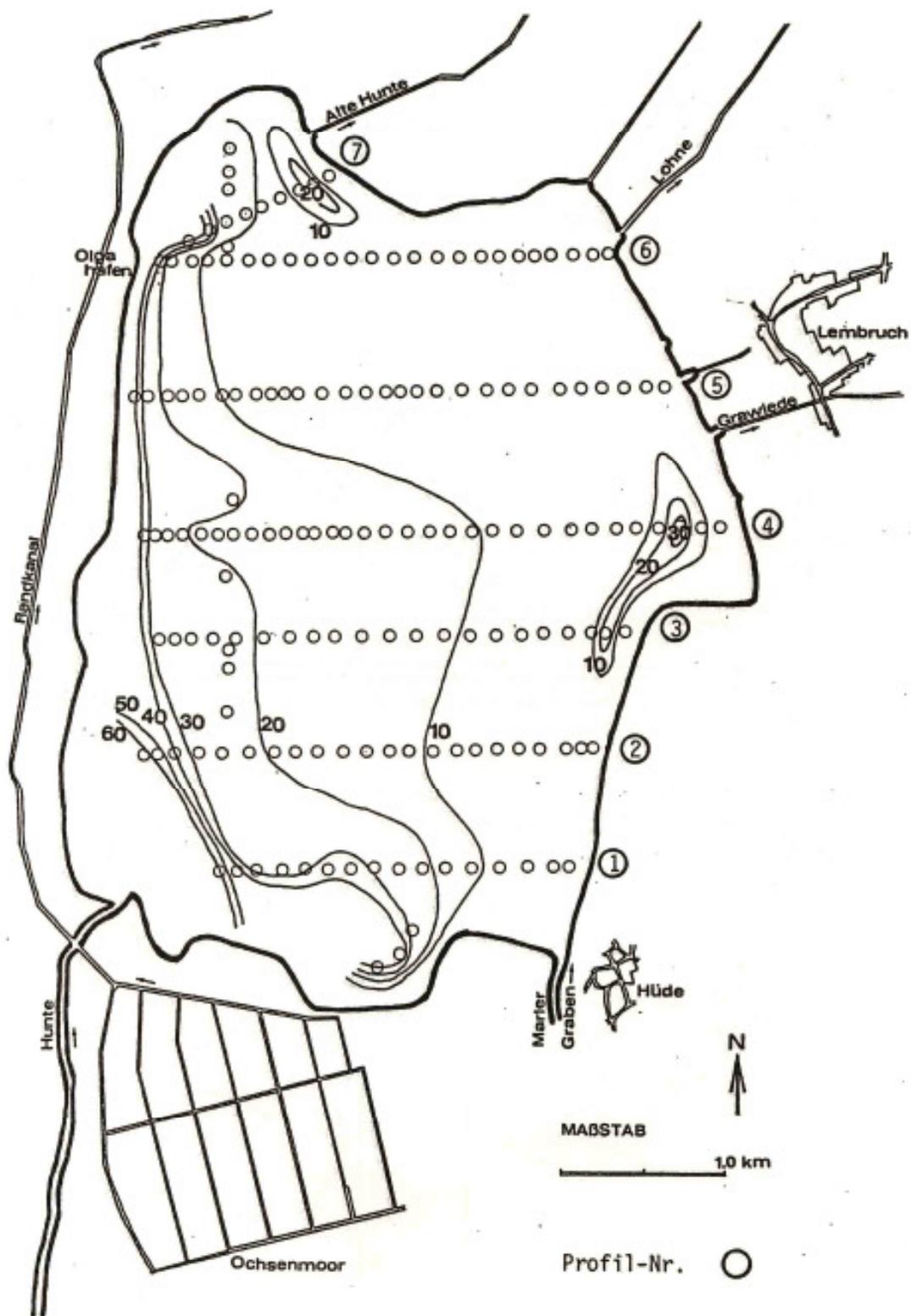


Fig.31. Sedimentkartierungspunkte für Sedimentkartierung 1982 im Dümmen (Mächtigkeit der sulfidführenden Schicht in cm)

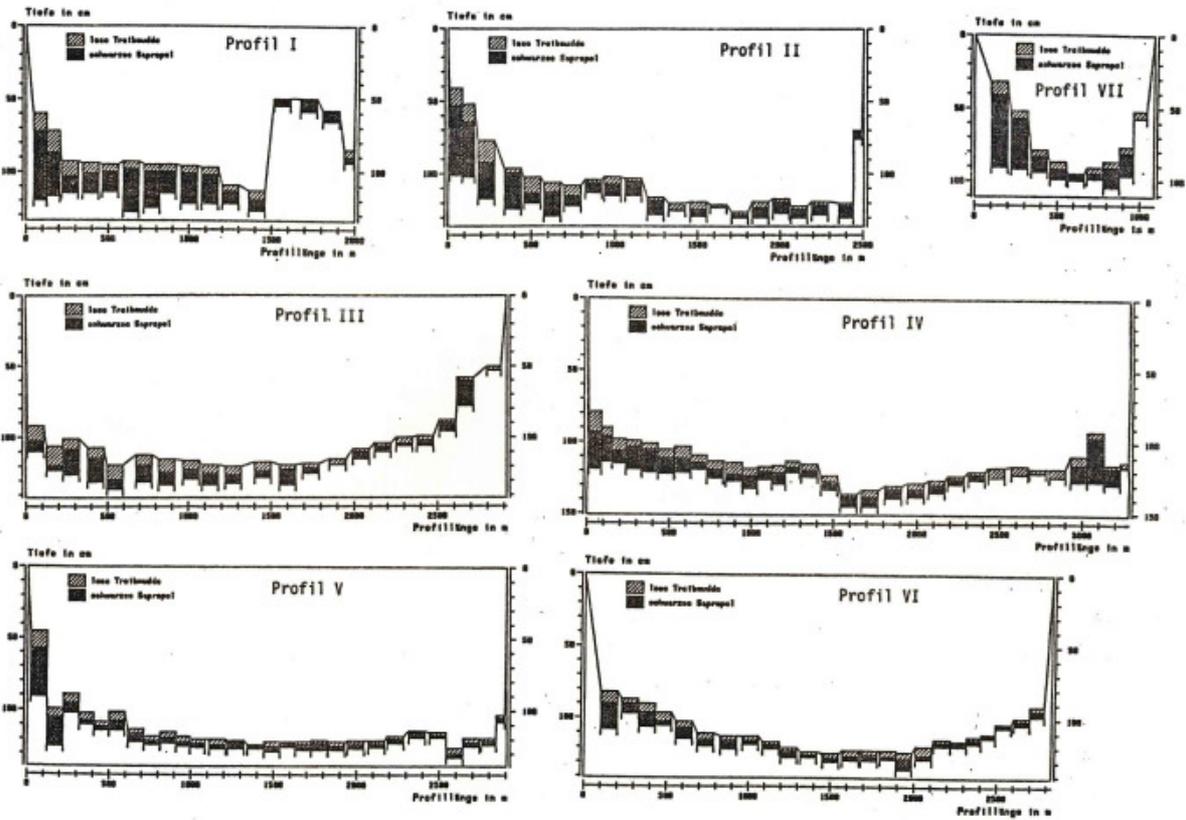


Fig. 32. Dümmer-Querprofile  
Verteilung der Treibmudde und des schwarzen Sapropels

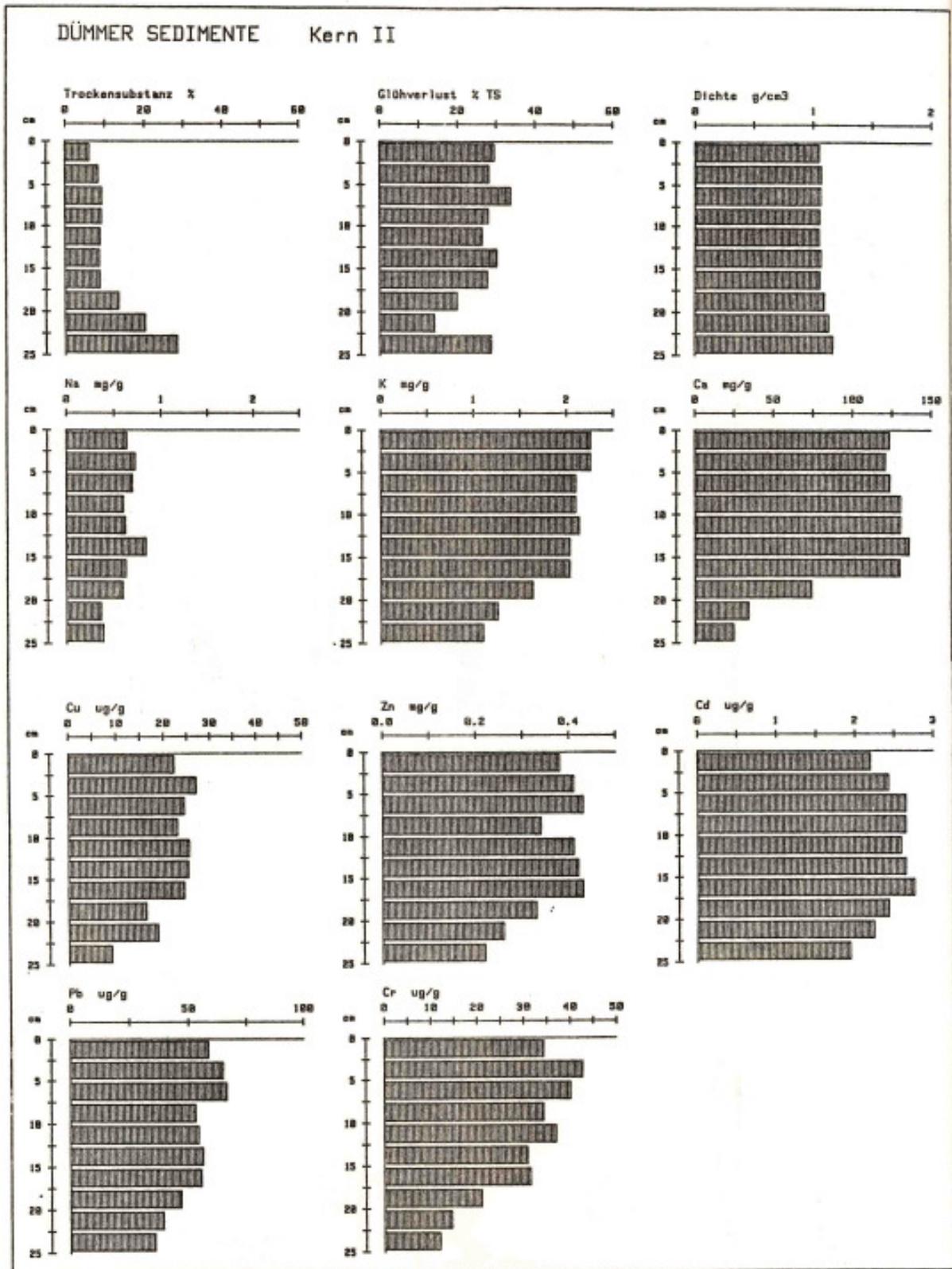


Fig. 33a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmer II vom 17.2.83

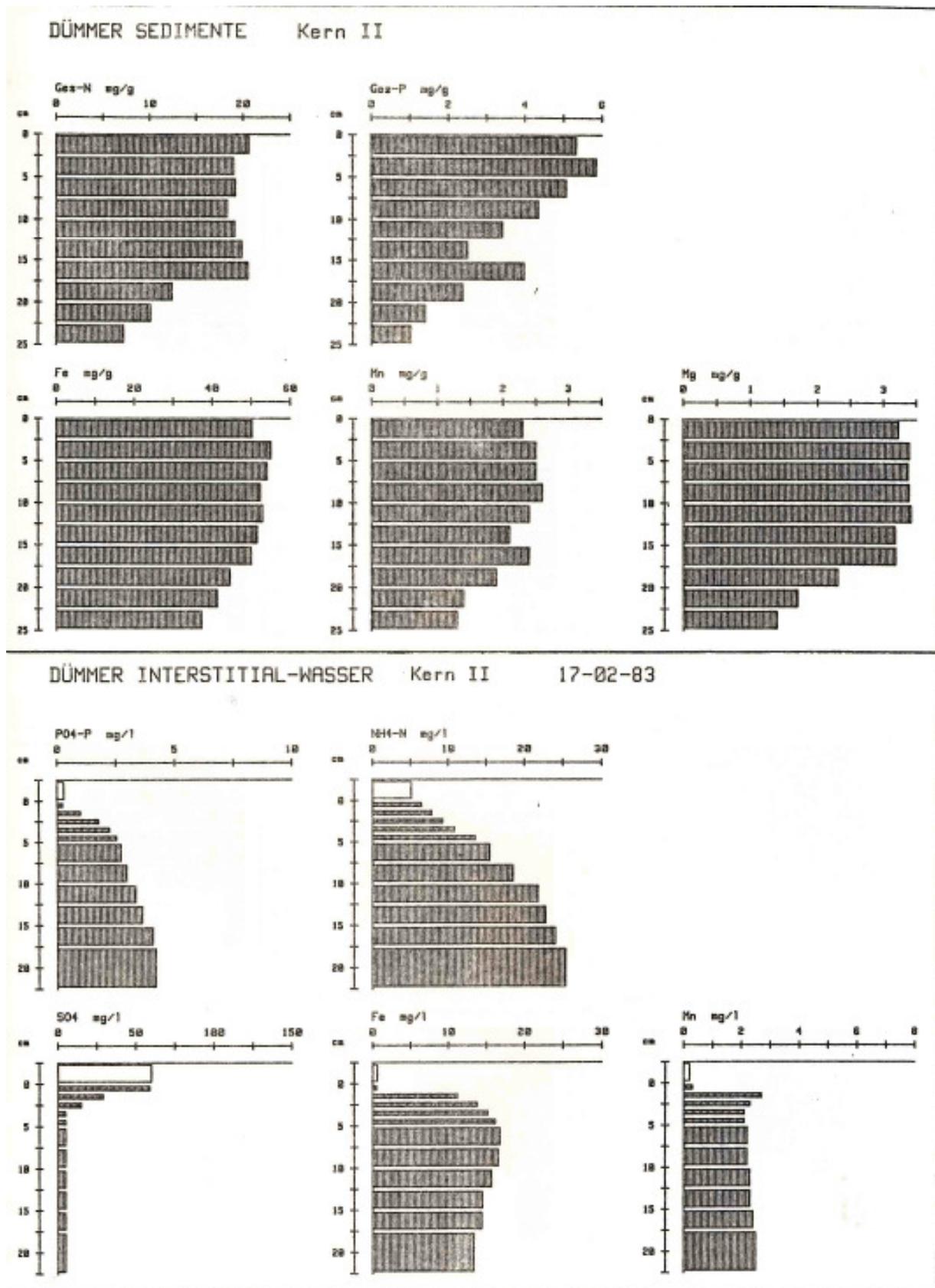


Fig. 33b. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern und Interstitialwasser Dümmen II vom 17.2.83

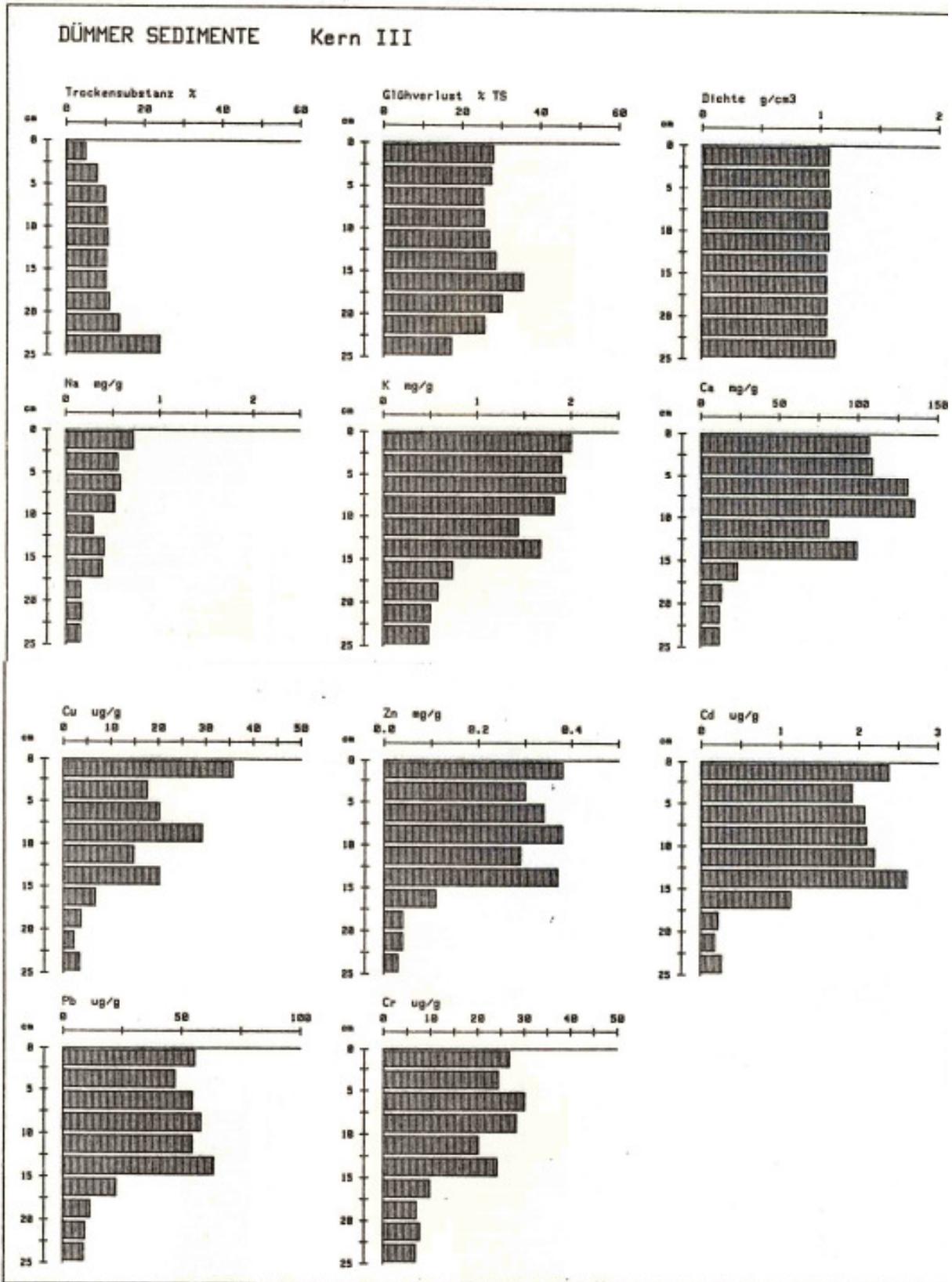


Fig. 34 a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmmer III vom 17.2.83

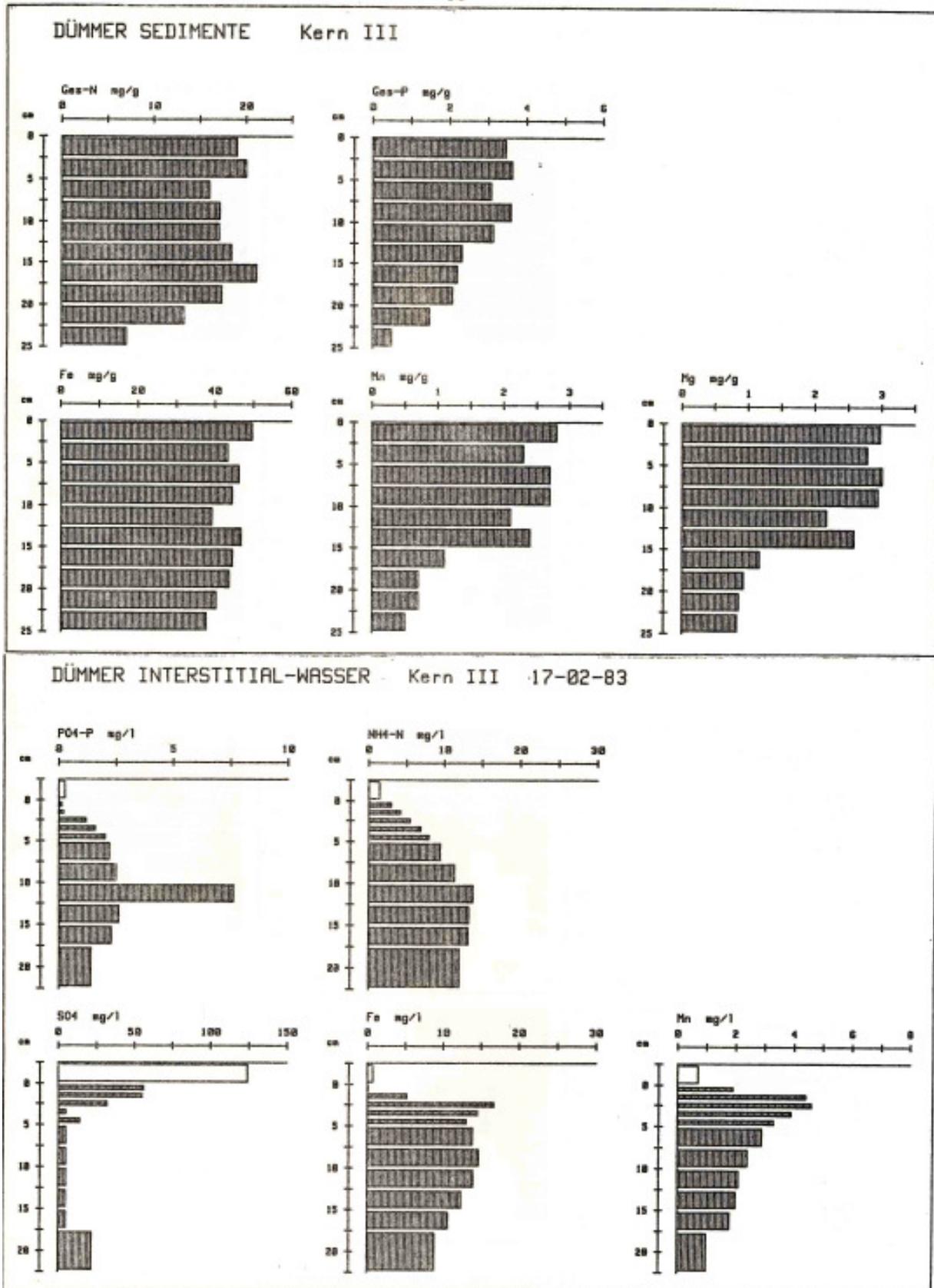


Fig. 34b. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern und Interstitialwasser Dümmmer III vom 17.2.83

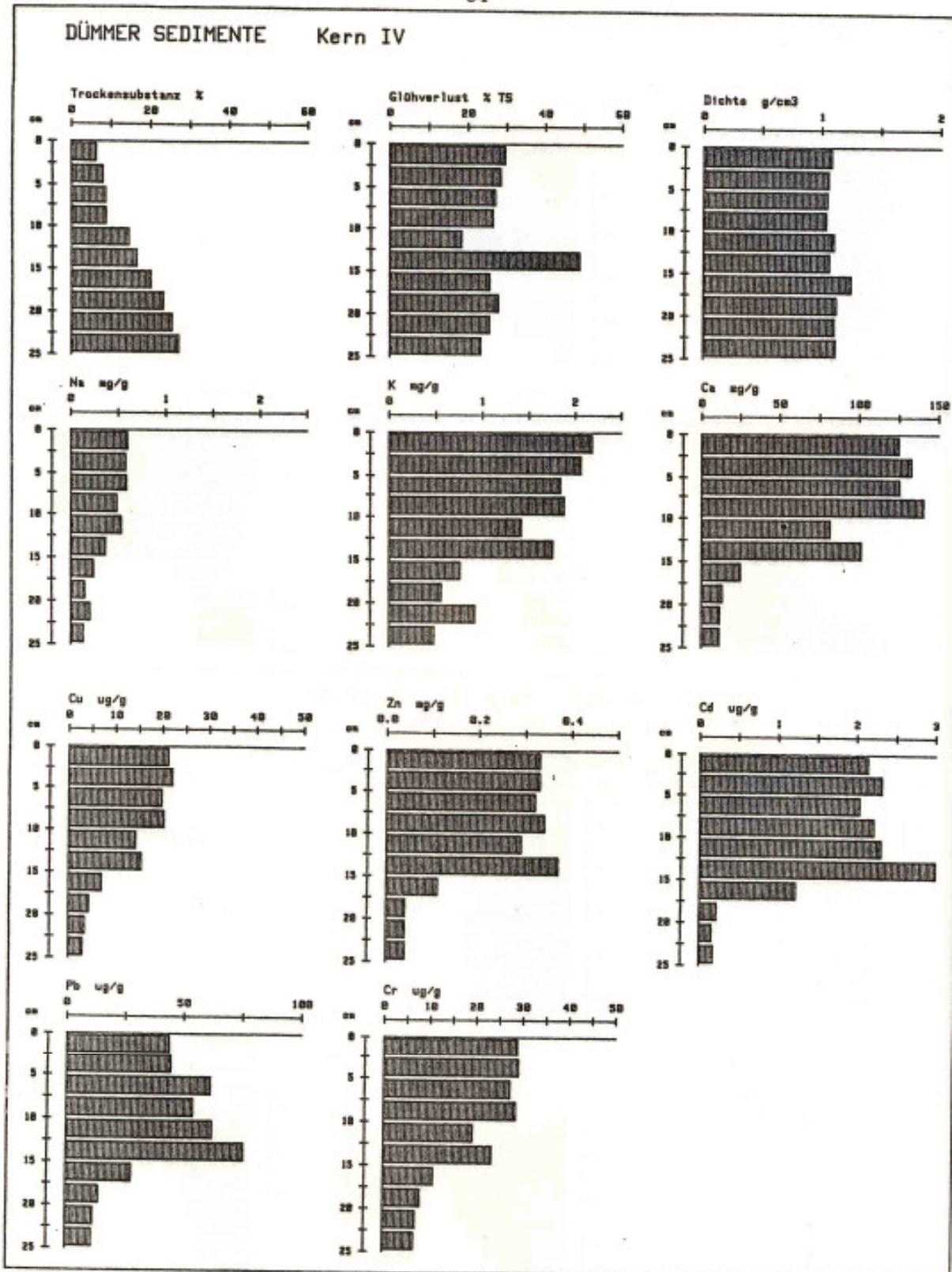
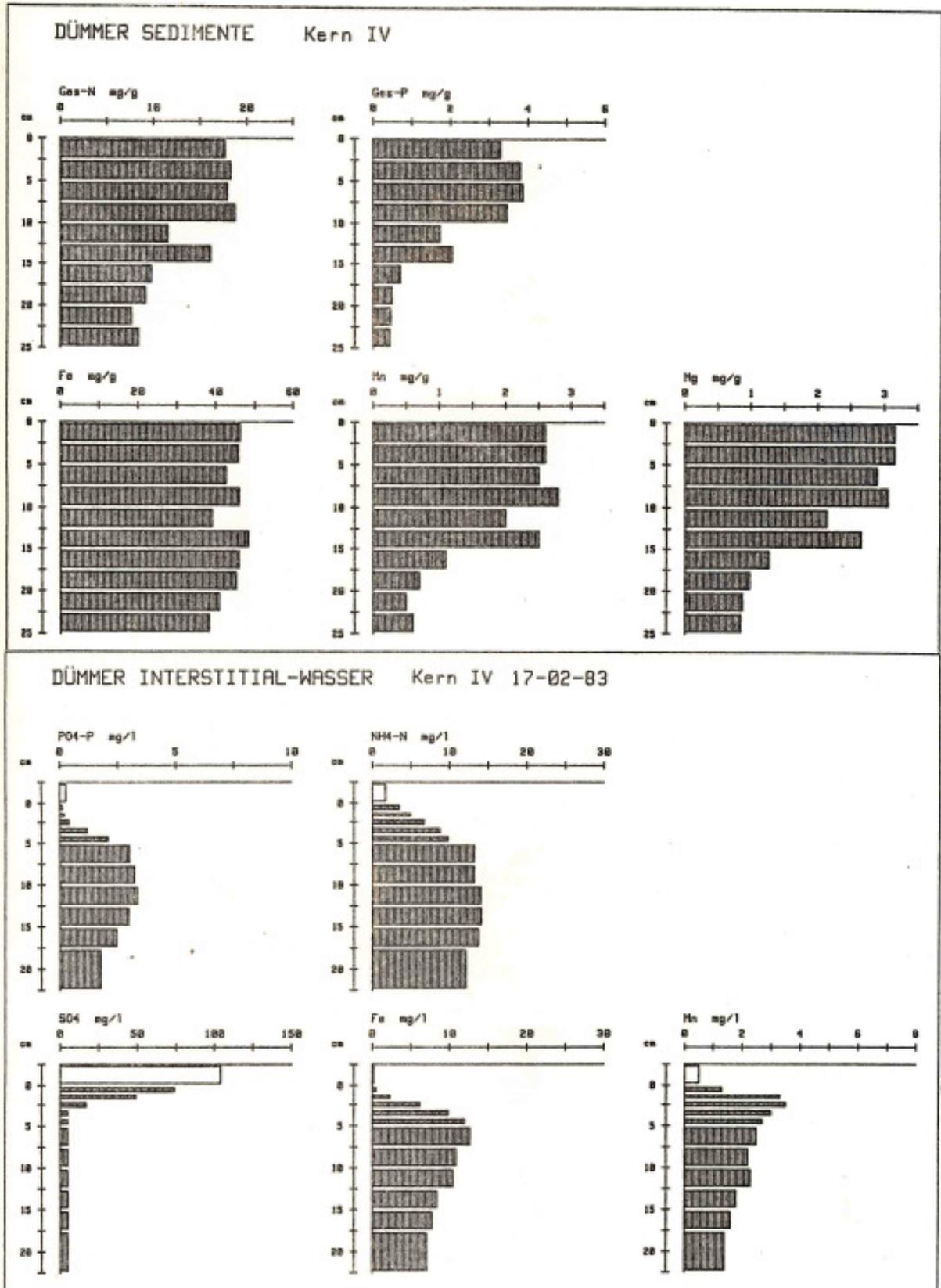


Fig. 35a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmmer IV vom 17.2.83



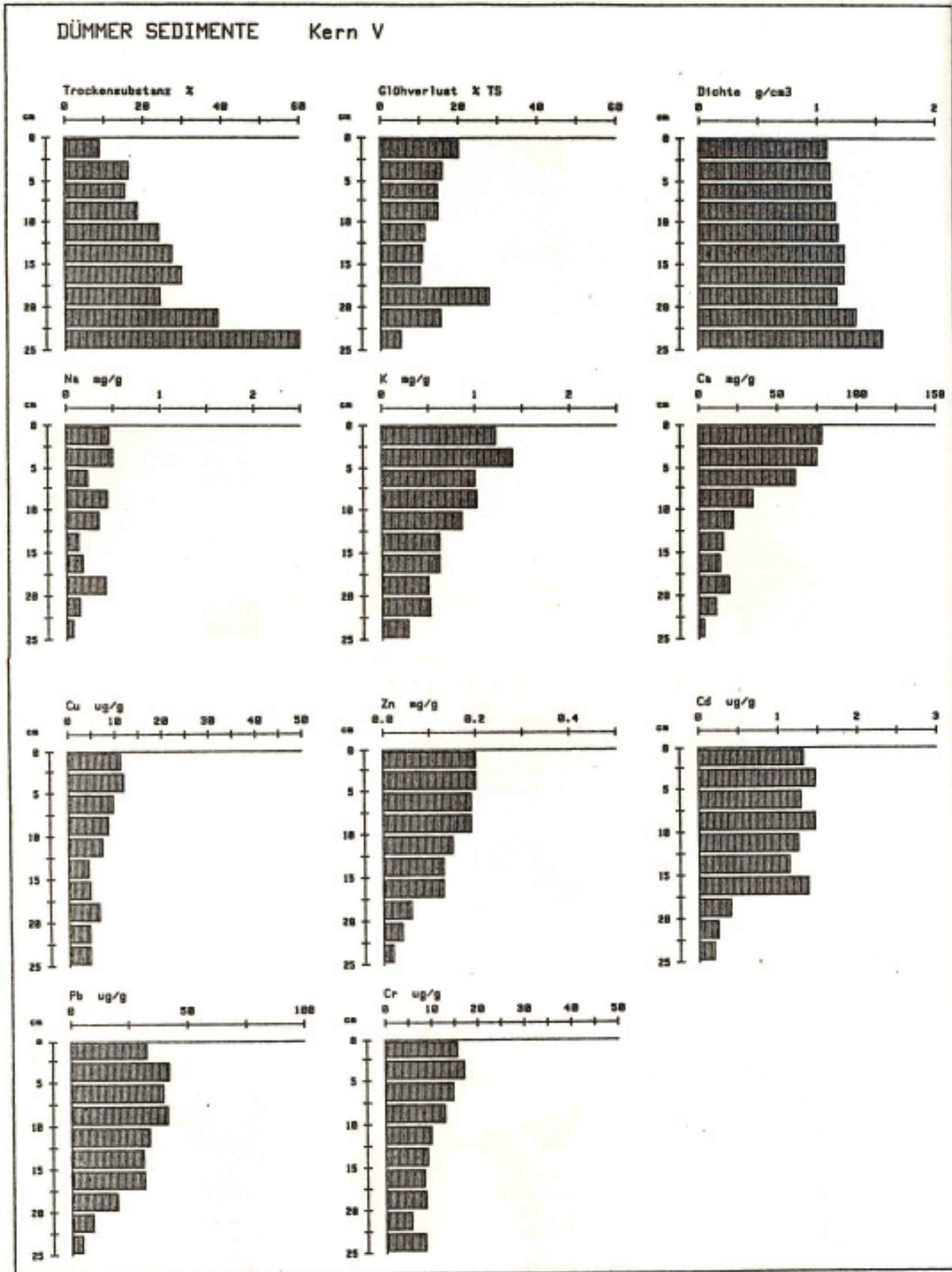


Fig. 36a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmmer V vom 17.2.83

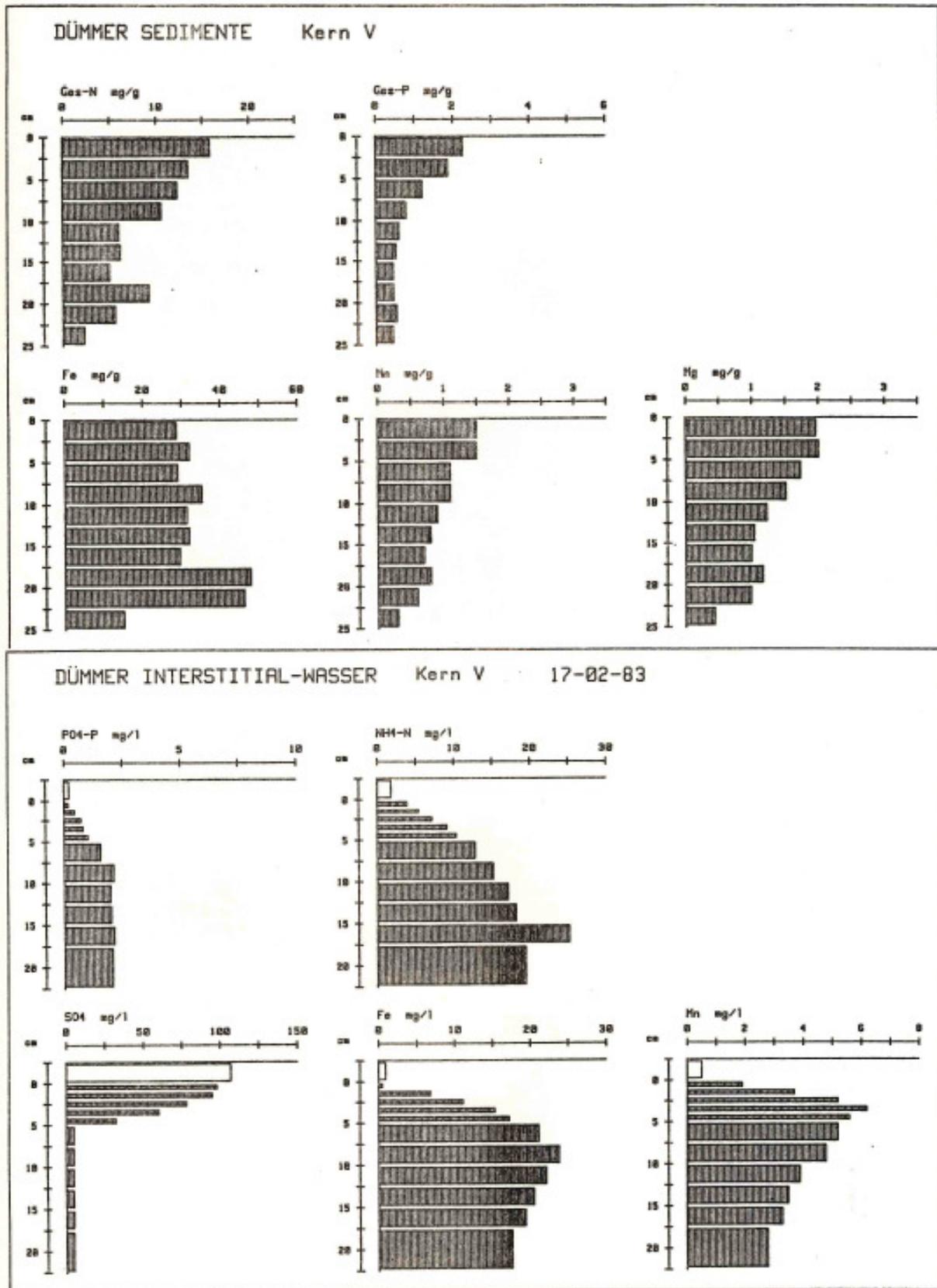


Fig. 36 b. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern und Interstitialwasser Dümmer V vom 17.2.83

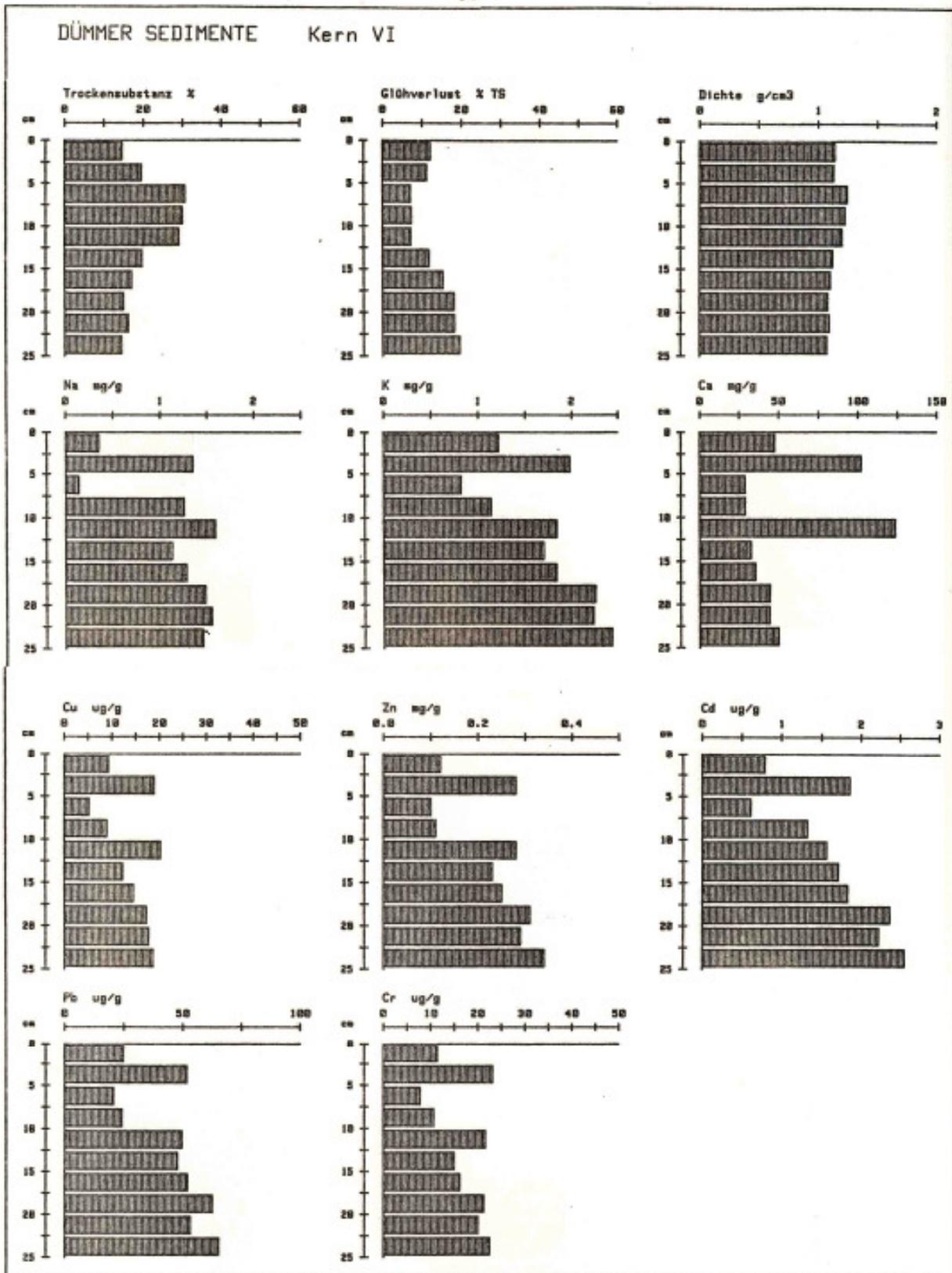


Fig. 37a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmmer VI vom 17.2.83

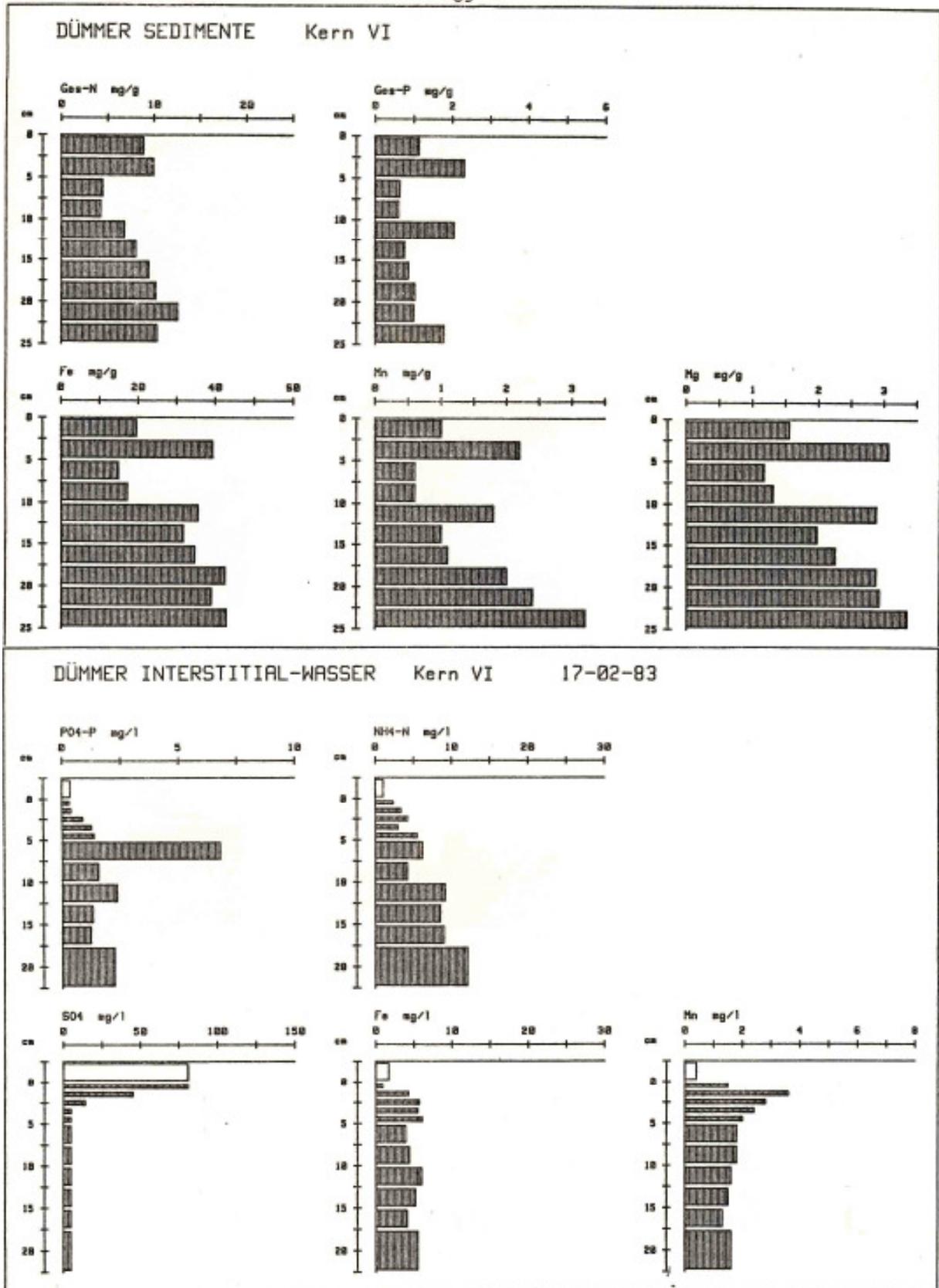


Fig. 37b. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern und Interstitialwasser Dümmer VI vom 17.2.83

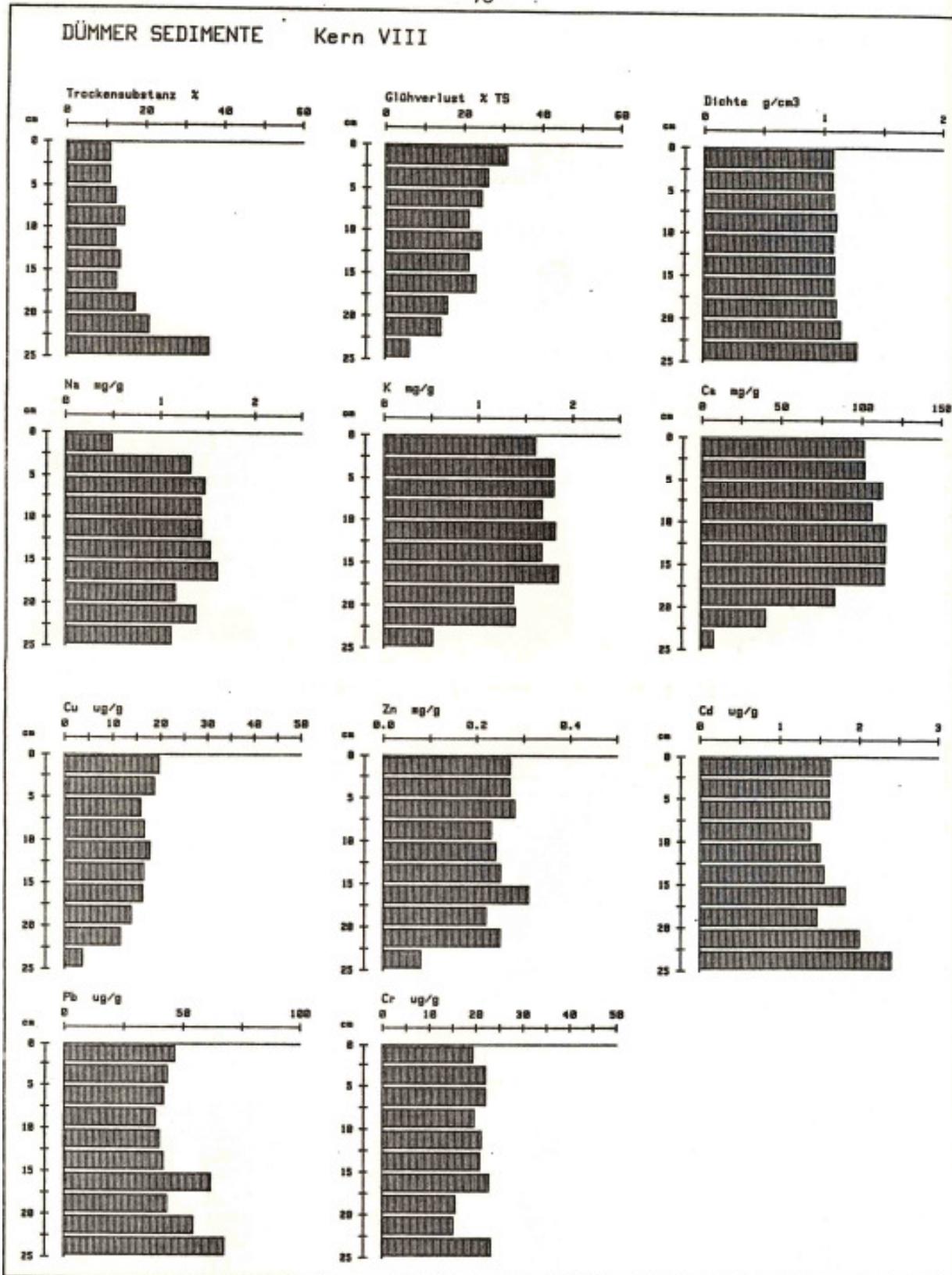


Fig. 38a. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern Dümmmer VIII vom 17.2.83

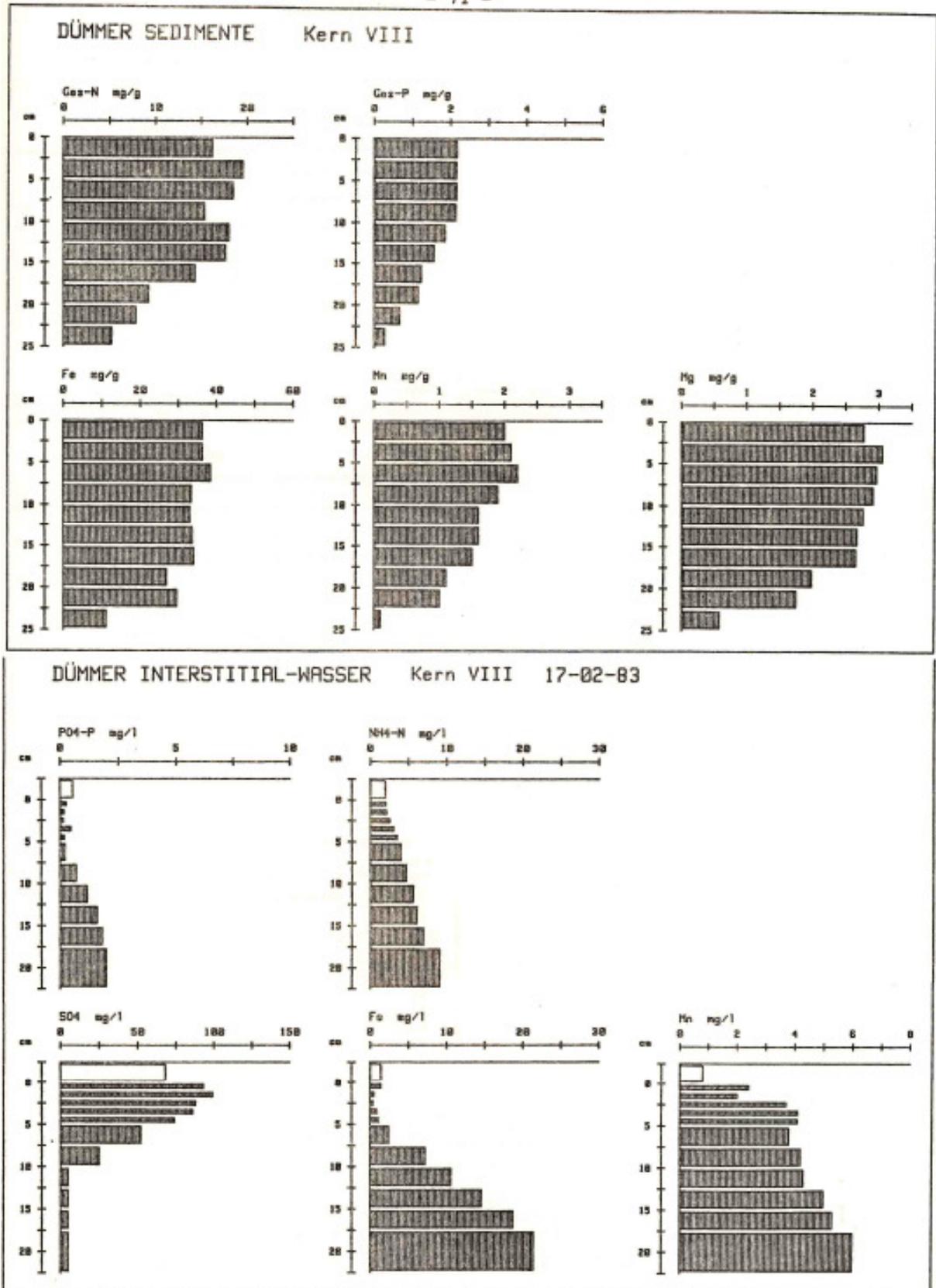


Fig. 38b. Vertikale Stoffverteilung im Sedimentbohrkern und Interstitialwasser Dümmmer VIII vom 17.2.83

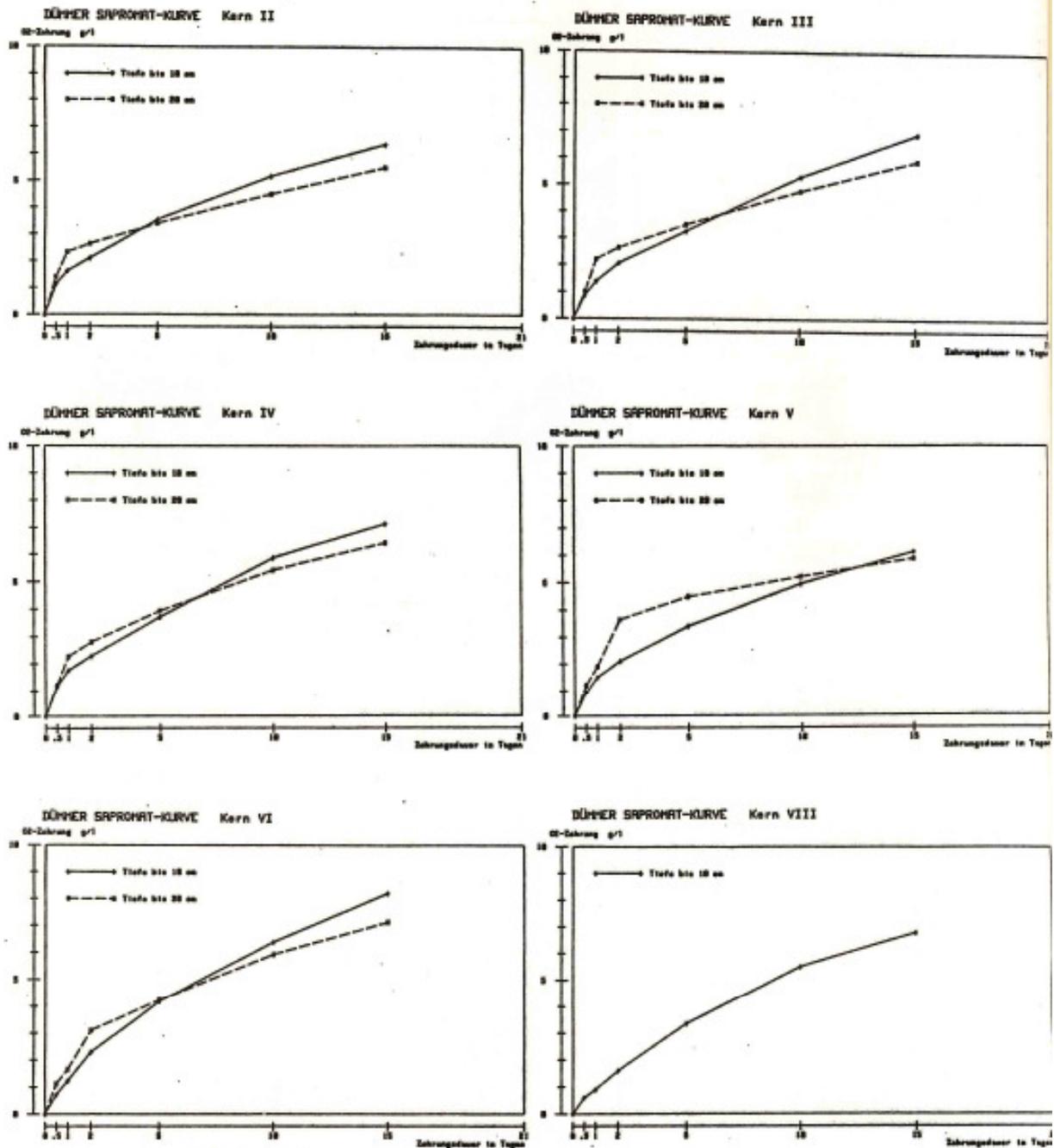


Fig. 39. Sedimentsauerstoffzehrungskurven  
Sedimente Dümmer II - VIII vom 17.2.83 in süd-nördlicher Richtung aus dem westlichen Teil des Sees entnommen (siehe Fig. 2)

### 5.3.1 Phytoplankton

Der Dümmer hatte im Untersuchungszeitraum eine sehr artenreiche Biocönose. Sie war hauptsächlich aus Chlorophyceen zusammengesetzt. Am zweithäufigsten traten die Cyanophyceen und Bacillariophyceen auf (s. Tab 6).

Es wurden 97 Taxa gefunden. Folgende Algengruppen waren vorhanden:

Tab 6:

Algengruppe	Taxazahl
Cyanophyceae	15
Chrysophyceae	4
Xanthophyceae	2
Cryptophyceae	2
Bacillatiophyceae	12
Euglenophyceae	5
Dinophyceae	2
Chlorophyceae	55

Es wurden 55 Taxa der Chlorophyceen gefunden, von denen 45 Vertreter der Ordnung Chlorococcales angehören. In dieser Ordnung sind 2 Gattungen wegen ihrer qualitativen und quantitativen Bedeutung besonders hervorzuheben: Scenedesmus, und Pediatium. Die erste Gattung war mit 16, die zweite mit 4 Arten werteten.

Die Chlorophyceen zeigten während der gesamten Untersuchungsperiode (Oktober 1981 bis Oktober 1982)) die höchste Diversität. Sie erreichten ihren Höhepunkt im Mai und Juli 1982 mit jeweils 35 Taxa.

#### 5.3.1.1 SUKZESSIONEN DES PHYTOPLANKTONS UND ÄNDERUNGEN DER BIOMASSE

Im Winter traten nur sehr wenige Algen auf, die Population war überwiegend aus Bacillariophyceen und Chlorophyceen zusammengesetzt. Auch die Biomasse war sehr niedrig: 3,8 mg/l im Januar und 4,1 mg/l im Februar (s. Tab 7, 8 und Fig 40 - 42).

Im März nahmen Anzahl und Biomasse (24 mg/1) der Chlorophyceen zu. In diesem Monat traten auch die ersten Cyanophyceen mit noch sehr geringen Biomassewerten auf ( ca. 0,2 mg/1), die dann bis Juli unverändert blieben. 4 Arten sollten hervorgehoben werden: *Gomphosphaeria compacta*, *G.lacustris*, *Lyngbya circumcreta* und *L. limnetica*. Sie waren während der gesamten Untersuchungsperiode dauerhaft vertreten.

Im Frühling erreichten die Chlorophyceen mit äußerst hohen Biomassewerten von 92 mg/1 im April und 122 mg/1 im Mai ihre höchste Entwicklung (s. Tab 8). Zu diesem Zeitpunkt bestanden mehr als 90 % der Gesamtbiomasse aus den Arten *Scenedesmus* und *Pediastrum*, hauptsächlich bestehend aus *Sc. quadricauda*, *Sc. acuminatus* und *Pediastrum boryanum* (s. Tab 8).

Im Mai wurde die höchste Biomasse des gesamten Untersuchungszeitraums erreicht. Im allgemeinen blieben die Vertreter der Ordnung Chlorococcales sehr konstant. Andere quantitativ wichtige Chlorococcales waren *Monoraphidium*, *Tetrastrum*, *Oocystis*, *Dictyosphaerium*, *Lagerheimia*.

Im Juni erfolgte eine drastische Abnahme der Chlorophyceen (33 mg/1). In den folgenden Monaten begann die Biomasse der Chlorophyceen allmählich wieder anzusteigen, bis sie ein zweites, wesentlich niedrigeres Maximum von 45,mg/1 im August erreichte. Im September und Oktober erlangten die Chlorophyceen nur eine geringe quantitative Bedeutung.

Dagegen zeigte sich im August eine sehr starke Entwicklung der Cyanophyceen. Die bis September konstante Biomasse stieg im Oktober auf 109 mg/1 an, 98 % hiervon entsprachen *Anabaena spiroides*.

Interessant war das Erscheinen der seltenen Art *Anabaenopsis elenkinii*, die allerdings nur geringe quantitative Bedeutung erlangte.

Dagegen zeigte sich im August eine sehr starke Entwicklung der Cyanophyceen. Die bis September konstante Biomasse stieg im Oktober auf 109 mg/1 an, 98 % hiervon entsprachen *Anabaena spiroides*.

Interessant war das Erscheinen der seltenen Art *Anabaenopsis elenkinii*, die allerdings nur geringe quantitative Bedeutung erlangte.

Ab August begann die Entwicklung stickstofffixierender Cyanophyceen: *Anabaena spiroides*, *A. inaequalis* und *A. flos-aquae*. Hervorzuheben ist, dass im Oktober des vorangegangenen Jahres (1981) keine explosionsartige Entwicklung von *A. spiroides* stattgefunden hat, vielmehr waren die Biomassewerte sogar sehr niedrig: 0,2 mg/l (s. Tab 8 und Fig 43).

Die Bacillariophyceen wurden für die quantitative Auswertung in 2 Gruppen aufgeteilt: die Centrales und die Pennales. Diese Aufteilung ist von ökologischer Relevanz: Während die erste Gruppe überwiegend planktisch lebt, besiedelt die zweite Gruppe eher den benthischen und/oder periphytischen Lebensraum. Im allgemeinen erreichten die Bacillariophyceen keine sehr hohen dafür aber relativ konstante Biomassewerte. Es wurden 2 *Maxima* verzeichnet, das erste im Mai (10,5 mg/l), das zweite im November (10,6 mg/l). In beiden Fällen bestanden 90 % der Diatomeenbiomasse aus Centrales. Die Gruppe der Pennales gewann im Mai und August 1982 an Bedeutung. Dies könnte mit einem gleichzeitigen Anstieg der Turbidität (NTU) erklärt werden: Der Wert für März betrug 31 NTU, derjenige für August 78 NTU. Möglicherweise wurde Wasser aufgewirbelt, so dass dadurch ein Transport von benthischen oder periphytischen Pennales in die oberen Wasserschichten erfolgte. (s. Fig 25 und Fig 42, Tab 8)

Die Chrysophyceen waren im Zeitraum zwischen Januar und März 1982 mit nur 4 Arten vertreten, blieben aber quantitativ unbedeutend.

Von den Xanthophyceen kamen lediglich 2 Arten vor: *Goniochloris mutica* und *Pseudostaurastrum limneticum*. Diese waren während der gesamten Untersuchungsperiode allerdings mit sehr niedrigen Biomassewerten von 0,01 - 0,06 mg/l zu finden (s. Tab 8).

Auch die Cryptophyceen waren sehr konstant mit 2 Taxa vertreten: *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas* spp.. Diese lieferten im März 1982 nur einen kleinen Anteil an der Gesamtbiomasse, nämlich 2,2 mg/l. (s. Tab. 8)

Weder Euglenophyceen noch Dinophyceen waren von quantitativer Bedeutung, wobei die erste Gruppe mit 5 Arten, die zweite mit 2 Gattungen auftrat.

### 5.3.1.2 BEZIEHUNG ZU SICHTTIEFE UND CHLOROPHYLL

Sichttiefe (m) und Phytoplanktonbiomasse (mg/l) verhalten sich in etwa umgekehrt proportional: Die maximale Sichttiefe betrug im Januar 1982 0,75 m, die Biomasse erreichte hier ihren niedrigsten Wert. Im August 1982 stand einer Sichttiefe von nur 0,15 m, dem niedrigsten Wert während des gesamten Untersuchungszeitraumes, eine hohe Biomasse von 60,6 mg/l gegenüber, während bei maximaler Biomasse im Mai die Sichttiefe nur 0,25 m betrug.

Bei der Gegenüberstellung von Phytoplanktonbiomasse (mg/l) und Chlorophyll (mg/m<sup>3</sup>) findet sich folgendes: Im Winter wurden die niedrigsten Chlorophyllwerte verzeichnet (etwa 20 mg/m<sup>3</sup>), im Januar erreichte die Biomasse den geringsten Wert mit 4,3 mg/l. Im Frühjahr nahmen Biomasse und Chlorophyll erwartungsgemäß zu, wobei höchste Biomassewerte im Mai 1982 mit 124 mg/l und höchste Chlorophyllwerte im August 1982 mit 186 mg/l erreicht.

### 5.3.2 Zooplankton

Qualitative und quantitative Analyse des Zooplankton des Dümmer aus dem Zeitraum Oktober 1981 bis Oktober 1982. Bei der qualitativen Untersuchung der Mischproben des Dümmer wurden 27 Rotatorien-, 7 Cladoceren- und 5 Copepodenarten gefunden (s. Tab 9).

Da das Material für die Analyse nur aus fixierten Proben bestand, machte die Untersuchung der Rotatorien einige Schwierigkeiten in der taxonomischen Bearbeitung, vor allem bei Organismen der Gattungen Synchaeta, Asplanchna und Trichocerca.

Die jahreszeitliche Abundanz der drei wichtigsten Zooplanktongruppen stellte sich wie folgt dar: In den Monaten Oktober und November 1981 dominierte die Gruppe der Cladoceren, wobei diese 89 % bzw. 70 % an der gesamten Individuenanzahl ausmachten.

Im Winter und Frühjahr herrschten die Rotatorien vor, deren Individuenanzahl pro Liter in den Monaten Februar und April sogar 99 % bzw. 97 % erreichten. Dagegen überwogen im Hochsommer die Cladoceren mit 57 % im Juni und 48 % im Juli. Ab August 1982 nahm der Anteil der Rotatorien ständig zu und erreichte im Oktober 1982 89 % an der gesamten Individuenanzahl. Die maximale Zooplanktondichte wurde im Frühjahr mit 6 500 Ind/l gezählt, ein zweites Maximum konnte im Herbst mit 3 840 Ind/l festgestellt werden (Fig 44).

#### 5.3.2.1 ROTATORIEN

Als Frühjahrs- und Sommerformen waren vor allem *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus* und *Brachionus leydigi* vorhanden. Als Herbstform trat *Trichocerca pusilla* in großer Anzahl auf. In dieser Zeit dominierte vor allem *Keratella cochlearis* f. *tecta* mit einem Maximum im September von 2 100 Ind/l. Als Winterform dominierte von Januar bis März *Synchaeta* sp.. Die Arten *Keratella cochlearis* und *Keratella quadrata* waren das ganze Jahr über vorhanden. Beide Arten erreichten ein Maximum mit 1 346 bzw. 1 886 Ind/l.

#### 5.3.2.2 CLADOCEREN

Von den 5 Cladocerenarten, die in der Untersuchungszeit gefunden wurden, dominierte *Bosmina longirostris*. Diese Art war der einzige Vertreter dieser Gruppe, die das ganze Jahr über vorhanden war. Im Oktober 1981 erreichte *Bosmina longirostris* eine Dichte von 3 360 Ind/l. Im Sommer 1982 gab es ein zweites Maximum von 700 Ind/l.

*Chydorus sphaericus* war eine zweite wichtige Cladocerenart, sie erreichte im September 1982 eine maximale Dichte von 80 Ind/l. Die restlichen Cladocerenarten traten nur sporadisch auf.

#### 5.3.2.3 COPEPODEN

Beim Zooplankton des Dümmer herrschten von den Copepoden die Cyclopiden vor. In dieser Gruppe wurden 5 Arten gefunden, zwei davon traten häufig auf. In erster Linie wurde *Acanthocyclops robustus* gefunden, daneben auch *Cyclops vicinus*. *Acanthocyclops robustus* erreichte im Sommer eine Dichte von 250 Ind/l.

Nauplius- und Copepodidstadien waren das ganze Jahr über vorhanden. Die größte Abundanz von beiden Larvalstadien wurde im Hochsommer erreicht.

#### 5.3.3 Zoobenthos

Seit dem Verschwinden der Unterwasservegetation des Dümmer ab 1957 (vgl. PFAFFENBERG UND DIENEMANN 1964) ist durch einzelne stichprobenartige Untersuchungen ein starker Rückgang der Bodenfauna beschrieben worden (SCHMEIDLER, E. 1.963; BUHSE, G. 1977).

Auch in der vorliegenden Untersuchung wurden überwiegend geringe Abundanzen gefunden. Die Parallelproben weisen eine große Streuung innerhalb einer Station auf (vgl. Tab 10).

Station	Parallelprobe	Oligochaeta	Chironomidae
I	A	205	
	B	73	
	C	24	
	D	152	
II	A	136	
	B	73	
	C	84	
	D	293	
5	A		89
	A		67
	C		79
	D		166
7	A		131
	B		434
	C		157
	D		432

SCHIEMENTZ (1957) berichtet von außerordentlich großen Schwankungen der Siedlungsdichte im Benthos des Steinhuder Meeres. Bei jährlichen Probenentnahmen fand er im Zeitraum von 10 Jahren zwischen 15 und 5300 Chironomidenlarven pro m<sup>2</sup>.

Die Gesamt-Individuendichten liegen mit einer Ausnahme (siehe unten) zwischen 467 Ind./m<sup>2</sup> (Station VIII) und 7399 Ind./m<sup>2</sup> (Station II). Das Maximum wurde in Probenstelle 7 (Naturschutzgebiet Hohen Sieben) mit einem erstaunlich hohen Wert von 20,887 Ind./m<sup>2</sup> gefunden.

Eine Zusammenstellung der einzelnen Tiergruppen gibt Tab 11. Die qualitative Zusammenstellung des Benthos ist erwartungsgemäß arm - zumindest bei den systematischen Gruppen, deren Arten bestimmt wurden (vgl. Text).

Der Hauptanteil der Bodenfauna wird von den Oligochaeten (44 % der Gesamtfaua) gebildet, gefolgt von den Chironomidenlarven (41 % der Gesamtfaua), während die restlichen Gruppen nur einen geringen quantitativen Anteil an der Besiedlung haben.

#### 5.3.3.1 BESIEDLUNG

Siehe Tab 11 -13.

#### 5.3.3.2 TURBELLARIEN

Es wurden nur wenige Einzelexemplare gefunden; dies ist sicher u.a. auf die relativ grobe Maschenweite der Siebe zurückzuführen.

#### 5.3.3.3 NEMATODEN

Nematoden wurden in sehr geringer Zahl über den ganzen Seeboden verteilt gefunden. Mit Ausnahme einiger großer Formen muss auch bei dieser Gruppe die grobe Maschenweite berücksichtigt werden. Sandböden zeigen eine etwas dichtere Besiedlung als Schlamm. Die meisten Individuen wurden auf Sand mit Grobdetritus (Station 7) gefunden. Die Streuung der Parallelproben ist jedoch groß.

#### 5.3.3.4 HIRUDINEEN

Die Hirudineen - Funde beschränkten sich fast ausschließlich auf den windgeschützten Bereich der Huntemündung zwischen groben Pflanzenresten (Seerosen). Die beiden determinierten Arten, *Herpobdella octoculata* und *Hemiclepis marginata* wurden als häufige Formen beschrieben. Sie leben sowohl in Flüssen als auch in Seen, letztere Art parasitiert an Fischen und Lurchen.

#### 5.3.3.5 OLIGOCHAETEN

Die in allen Probestellen vertretene Gruppe der Oligochaeten hat ihr Maximum im Bereich der Huntemündung (Stationen I und II). Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit der gegenüber dem restlichen Seegebiet veränderten Wasserqualität in dieser Zone. Oligochaeta wurden auf allen Sedimenttypen gefunden. Sie besiedelten sogar Substrate, die schon in geringster Tiefe schwarz und breiig-fest waren - hier oft als einzig präsenzte Gruppe, abgesehen von Einzelfunden aus anderen Gruppen (Stationen III und VIII). Geringe Schlammauflagen auf Sand werden bevorzugt (Stationen 4 und 5), ebenso Grobdetritus auf Sand (Station 7). Reiner Sand hingegen ist nur dünn besiedelt (Station 6). Detritus als Nahrungsgrundlage spielt in diesen Fällen sicher eine Rolle.

Wind- und wellengeschützte Orte (Stationen I, II und IX) zeigen ebenfalls hohe Individuendichten.

#### 5.3.3.6 MOLLUSKEN

Auffallend ist die geringe Zahl von lebenden Schnecken und Muscheln als wichtige Bestandteile einer Benthosbiocönose, vor allem auch als Nahrung für Fische (vgl. SCHIEMENZ 1954). DAHMS (1972) fand noch 1970 vor allem am Westufer beträchtliche Muschelzahlen. Am Ostufer überwogen tote Exemplare.

Eigene Befunde ergaben zwar eine Übereinstimmung mit den von Dahms gefundenen Arten (*Anodonta amatina*, *A. cygnea*, *Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Dreissenia polymorpha*), doch handelte es sich in diesen Fällen nur um tote Exemplare. Die Auswertung von Muschelschill deutet auf eine ehemals noch reichere Artenzusammensetzung hin (verschieden nicht mehr zuzuordnende Pisidienschalen).

#### 5.3.3.7 BIVALVIEN

Nur Pisidienarten wurden lebend im See gefunden. Ihre Bestimmung war nicht einwandfrei möglich, da es sich nur um vereinzelte Individuen - ausschließlich am Westufer (vgl. die Verbreitung dieser Gruppen bei DAHMS 1972) - handelte. Muschelschill findet sich hingegen auch in Seemitte (Stationen 4 und 5) und im Ostteil (Station 6); Eine passive Verfrachtung dorthin ist denkbar.

#### 5.3.3.8 GASTROPODEN

Gastropoden sind lebend nur durch die Arten *Valvata piscinalis piscinalis* (Fischnahrung und Verbreitung in Seen) und *Acroloxus lacustris*, die zwischen Wasserpflanzen in stehenden Gewässern lebt, in wenigen Exemplaren im südlichen Uferbereich (Stationen I und II) verbreitet.

In Sedimenten mit Schill wurden noch an weiteren Stellen Schalen von *Valvata piscinalis piscinalis*, *V. cristata* und *Bulimus tentaculatus* gefunden.

#### 5.3.3.9 COPEPODEN

Cyclopiden sind unregelmäßig über den ganzen See verteilt - wahrscheinlich sind es überwiegend pelagische Arten.

Harpacticiden sind nur durch die benthische Art (*Anthocamptus staphylinus*) vertreten, die sich auf wenige Einzelfunde beschränkt. In größerer Zahl wurde diese Art nur in Station 7 auf Sanduntergrund gefunden.

#### 5.3.3.10 MALAKOSTRAKEN

Je ein Exemplar von *Gammarus affinis* und *Asellus aquaticus* im Bereich der Huntemündung sind wohl als Irrgäste anzusehen.

#### 5.3.3.11 CHIRONOMIDEN

Chironomiden-Larven sind - ähnlich den Oligochaeten - über den ganzen See verbreitet. Die Artenzahlen wechseln in den einzelnen Stationen. (Anm.: Der Begriff "Art" ist in diesem Falle nicht exakt, da die meisten Formen im Larvenstadium nicht bis zur Art zu bestimmen sind.) Geringe Individuenzahlen wurden in reinem feindetritischen Schlamm (Stationen III, IV, V, VIII, 1) gefunden. Die Artenzahl ist mit Ausnahme der Stelle 1 gering. Sie ist ausschließlich von Arten mit breiter Toleranz gegenüber ökologischen Ansprüchen besiedelt (*Chironomus plumosus* Gr., *Glyptotendipes*, *Polypedilum nubeculosum* - Gr., *Procladius*). Bevorzugt werden

1. Schlammauflagen auf Sand (Stationen VI, VII), sofern sie stärker sind als hier, werden sie hauptsächlich von *Chironomus plumosus* bewohnt; sehr geringe Schlammauflagen (Stationen 4, 5) hingegen sind Individuen- und artenreicher. Station 4 gehört neben Station 7 zu den artenreichsten überhaupt.

Erwähnenswert erscheint die große Individuendichte (152 Ind./225 cm<sup>2</sup> in Station 5) von *Cladotanytarsus*, einer ausgesprochenen Sandform am Dümmer.

2. Beimengungen von Sand und/oder mittel- bis grobdetritischem Material zum feinen Schlamm (Stationen I und II): An beiden Stationen wurden mehrere Arten gefunden, in Station 1 dominiert *Chironomus plumosus*. *Cryptochironomus* ist eine Art, die auch aus strömenden Gewässern bekannt ist (MOLLER/PILLOT, 1978/79). Sie ist möglicherweise aus der Hunte eingespült, da es sich um einen einmaligen Fund von nur 2 Individuen handelt.

3. größerer Sanduntergrund (Station 3): Individuen- und Artendichte sind relativ hoch im Gegensatz zu Station 6, wo gut sortierter, feiner Sand vorliegt. *Polypedilum nubeculosum* - Gr., ein Seebewohner ohne besondere ökologische Ansprüche, herrscht vor.

4. Sand mit Grobdetritusauflage (Schilfreste) in Station 7: Hier erreichen die Chironomidenlarven ein quantitatives und qualitatives Maximum. Glyptotendipes wurde minierend in Pflanzenteilen gefunden;

Cladotanytarsus (max. 250 Ind./225 cm<sup>2</sup> und Polypedilum (max. 104 Ind./225 cm<sup>2</sup> ) haben hier ihre höchste Individuendichte.

Zur Beurteilung der Artenzusammensetzung ist zu sagen, dass Microchironomus tener (wenige Individuen auf den Stationen 2-5) die einzige charakteristische Flachseeart ist (Hofmann, mdl. Mitteilung). Cricotopus, Glyptotendipes, Cladotanytarsus und Tanytarsus pallidicornis -Gr. sind als Flachwasserbewohner einzuordnen, während Polypedilum und Procladius in ihrer Tiefenverteilung nicht festgelegt sind (HOFMANN 1971).

#### 5.3.3.12 TRICHOPTEREN

Größere Trichopteren-Individuen in höherer Dichte (1443 Ind./m<sup>2</sup> ) wurden

nur in Station 7 gefunden und konnten im Gegensatz zu undeterminierbaren kleinen Stadien (Station II) der Art Eonumus tenellus zugeordnet werden. Sie ist typisch für stehende Gewässer der Ebene.

#### 5.3.3.13 SONSTIGE INSEKTENLARVEN

Collembolen, Ceratopogoniden, Simuliden, Ephemeropteren und Chaoborus waren nur in wenigen Individuen und fast nur in geschützten Uferbereichen vertreten. Die meisten Individuen traten in Station 7 auf.

#### 5.3.3.14 ACARINA

Acarina sind sehr selten und fast nur im Bereich der offenen Wasserfläche zu finden.

#### 5.3.4 Kurze Charakterisierung der einzelnen Stationen anhand ihrer Besiedlung

Station I,II: Sie gehören zu den 3 am dichtesten besiedelten Stationen. Die Oligochaeten erreichen hier ihr Abundanzmaximum, Chironomiden sind in höheren Individuen- und Artenzahlen vertreten.

Station III-VII: Oligochaeten und wenige Chironomidenarten sind - wenn auch nur in geringer Dichte - hier fast die einzigen echten Benthosbewohner.

Station VIII: Auffallend ist eine geringe Besiedlungsdichte im Vergleich zu den Stationen III-VII trotz ähnlicher Konsistenz des Schlammes. Als Ursache kommen die in Station VIII vergleichsweise selteneren Umlagerungen der oberen Sedimentlagen und die damit gebremste Bioaktivität (Abbau und Sauerstoffversorgung) in Betracht.

Station IX: Eine wind- und wellengeschützte Lage und ein an mitteldetritischen Anteilen reiches Sediment sind typisch für diese Station. Oligochaeten finden sich in erhöhten Zahlen bei einer sonst allgemein geringen Besiedlungsdichte.

Station 1,2: Ähneln bezüglich der Besiedlung den Stationen III-VII.

Station 3: Das Substrat (gröberer Sand und Molluskenschill) begünstigt eine gute Entfaltung der Chironomiden.

Station 4,5: Beide Stationen haben wenig autochthonen Schlamm über Sand und sind sowohl von Oligochaeten als auch von Chironomiden dicht besiedelt; letztere Gruppe ist mit relativ vielen Arten vertreten.

Station 6: Das Sediment ist gut sortierter Sand mit Korngrößen von überwiegend  $< 0,5$  mm Durchmesser. Geringe Zahlen der Oligochaeten und Chironomiden -letztere durch wenige Arten repräsentiert - lassen auf beschränkte Eindringungsmöglichkeiten sowie mangelndes Nahrungsangebot für Oligochaeten schließen.

Station 7: Hier zeigen sich Maxima bei Nematoden, Harpacticiden, Chironomiden, Trichopteren und sonstigen Insektenlarven. Die Dichte der Oligochaeten ist ebenfalls erhöht. Auf sämtliche vertretenen Gruppen wirkt sich wahrscheinlich das "Mikroklima" in und zwischen Grobdetritus - zahlreiche Chironomiden wurden in Pflanzenresten gefunden - positiv aus.

Insgesamt ist die Besiedlungsdichte der Benthosorganismen am Dümmer - verglichen mit jener in tiefen eutrophen Seen - mäßig bis sehr gering. Ein Vergleich mit den Verhältnissen in tiefen Seen ist wegen der gänzlich verschiedenen gelagerten Bedingungen in den beiden Seetypen jedoch nur sehr bedingt möglich.

Vom Neusiedlersee berichtet SCHIENIER (1974) von einer sehr arten- und individuenarmen Population des Seebodens der offenen Wasserfläche. Die Substratverhältnisse sind allerdings völlig anders als am Dümmer. Das Besiedlungsmaximum am Neusiedlersee findet sich in geschützten Buchten am Schilfrand mit einer Auflage von autochthonen Sedimenten mit hohem organischen Gehalt. Es ist aber auch hier relativ gering.

Über das Benthos norddeutscher Flachseen liegen kaum Untersuchungen vor (Diskussion der Befunde von SCHIEMENZ vom Steinhuder Meer siehe oben). Spätere stichprobenartige Untersuchungen des NWA (unveröff. Daten) am Steinhuder Meer, deuten auf eine Ähnlichkeit mit den Verhältnissen am Dümmer hin. Bei allgemein geringen Individuendichten werden höhere Abundanzen (850 Chironomiden./m<sup>2</sup> und 2200 Oligochaeten/m<sup>2</sup> ) auf mittel- bis grobsandigem Untergrund in Ufernähe erreicht.

#### 5.3.4 Ergebnisse der Fischuntersuchungen

Die folgenden Arten wurden gefangen:

Hecht, Güster, Brasse, Ukelei, Rotfeder, Plötze, Flussbarsch, Kaulbarsch und Zander. Im Netz konnten Spuren von Aal entdeckt werden. Ein gewerbsmäßiger Fischer zeigte Fänge des gewöhnlichen Karpfen, Graskarpfen, Silberkarpfen und der Schleie. GAUNERT (1981) fand außerdem Karausche, Gründling, Döbel, Orfe, Schlammpeitzger und Wels.

Ergänzung Gerd Albers per E-Mail: Aland, gewöhnlicher Karpfen? Schuppenkarpfen, Spiegelkarpfen, Hasel, Stichling, Quappe- auch wichtig - der Krebs.

Die gesamten Fänge der Dümmer Untersuchung wurden in Tab 14 zusammengefaßt.

Tab 14 Die gesamten Fänge im Dümmer, 31 August - 3. September 1982

Art	Anzahl	Gewicht (kg)	Durchschnittsgewicht (g)
Hecht	7	4,41	630
Güster	822	15,96	19
Bleie	549	13,17	24
Ukelei	5	0,06	12
Rotfeder	3	0,42	140
Plötze	1185	22,64	19
Flußbarsch	9	3,77	419
Kaulbarsch	36	0,41	11
Zander	11	6,10	555

#### 5.3.5.1 HECHT *Esox Lucius*

Es wurden nur 7 Hechte gefangen; im südlichen Teil des Sees durchschnittlich höchstens 1 Hecht pro Netz (Tab 15).

Tab 15 Durchschnittliche Fänge je Netz und Nacht in den verschiedenen Teilen des Sees

Hecht	W	N	O	S
Anzahl	0,3	0,7	0,0	1,0
Gewicht (kg)	0,19	0,46	-	0,63

Im Ostteil wurde kein Hecht gefangen. Es besteht eine Tendenz zunehmender Größe in Richtung Seemitte (Tab 16). Kleine Fische wurden wohl deswegen nicht gefangen, weil sie sich innerhalb der Vegetation aufhielten. Die Hechte des Dümmer wachsen mit einer ähnlichen durchschnittlichen Rate wie in einigen britischen Gewässern (MANN 1976), vgl. Fig 45.

Tab 16 Durchschnittlicher Fang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Hecht	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,67	0,33	0,50
Gewicht(kg)	0,18	0,24	0,40

#### 5.3.5.2 GÜSTER Blicca bioerkna

Die gewöhnlich zweithäufigste Art, der Güster, kam besonders zahlreich im westlichen Teil des Sees vor (Tab 17). Hier war sein Durchschnittsgewicht niedrig, wodurch entweder ein durchschnittlich geringeres Alter oder möglicherweise ein höherer Grad intraspezifischer Interaktionen angezeigt wurde. In Ufernähe kam der Güster weniger häufig vor (Tab 18).

Tab 17 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Güster	W	N	O	S
Anzahl	1,9(93)	0,5(24)	0,8(40)	0,6(25)
Gewicht(kg)	36,3(1,8)	10,1(0,5)	13,6(0,8)	9,4(0,5)
mittleres				
Gewicht(g)	19,4(18,8)	19,4(21,7)	18,2(20,0)	16,8(19,6)

Tab 18 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Güster	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,5(23)	0,9(65)	1,0(61)
Gewicht(kg)	8,8(0,7)	17,0(1,2)	19,4(1,1)
Mittleres Gewicht(g)	19,0(30,9)	18,1(18,5)	18,9(18,2)

Der Güster wächst langsam. Dies spiegelt sich in den Häufigkeits- und Alter-Längen-Verteilungsdiagrammen (Fig 46 - 48) wider. Im Vergleich zu den Ergebnissen, die von HEUSCHMANN zusammengestellt wurden (1962; durchschnittliche Maximum- und Minimumlängen der verschiedenen Altersklassen), zeigen die Güster aus dem Dümmer von der Klasse des zweiten Jahres an aufwärts ein vermindertes Wachstum. Die fehlenden Bestimmungen der Jahresklasse 1979 (» könnten ein Artefakt in der Unterscheidung der Alters-Struktur-Analyse sein.

#### 5.3.5.3 BLEI (Brassen) *Abramis brama*

Wie der Güster wurde der Blei hauptsächlich in den Fängen des westlichen Seeteils gefunden (Tab 19). Außerdem zeigten Abundanz und Biomasse in den uferfernen und zentralen Teilen des Sees die höchsten Werte (Tab 20).

Tab 19 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Blei	W	N	O	S
Anzahl	1,0(54)	0,4(25)	0,5(29)	0,4(20)
Gewicht(kg)	20,5(1,6)	8,0(0,6)	12,0(0,3)	5,3(0,3)
Mittleres Gewicht(g)	21,6(29,3)	19,1(22,4)	28,0(10,9)	12,1(16,7)

Tab 20 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Blei	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,2(8)	0,7(46)	0,6(41)
Gewicht (kg)	3,0(0,3)	11,3(1,1)	16,1(1,0)
Mittleres Gewicht(g)	20,3(31,3)	15,7(24,3)	25,6(23,2)

Häufigkeits- und Längen-Gewichts-Verteilungen der Brassens (Blei) sind in Fig 49 und 50 dargestellt. Der Blei und die Plötze weisen im ersten Wachstumsjahr eine ziemlich hohe Wachstumsrate auf (Fig 51), während später eine klare Wachstumsstagnation eintritt. Die Wachstumsraten stimmen gut mit den Daten norddeutscher Seen überein (BAUCH 1953, in HOFSTEDE 1974).

#### 5.3.5.4 UKELEI *Alburnus alburnus*

Es wurden zu wenige Ukeleie gefunden, um weitere Überlegungen auszuführen. GAUMERT (1981) fand diese Art immerhin im Hauptzufluß des Dümmers, der Hunte. Ergebnisse sind in Tabelle 21 und 22 angegeben.

Tab 21 Durchschnittlicher Fang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees

Ukelei	W	N	O	S
Anzahl	0,3	0,0	0,0	1,0
Gewicht(g)	3,4			12,0

Tab 22 Durchschnittlicher Fang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Ukelei	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,3	0,0	0,7
Gewicht (g)	9,3	-	419

#### 5.3.5.5 ROTFEDER *Scardinius erythrophthalmus*

Zu wenige Vertreter der Rotfeder (3) wurden gefangen, um eine generelle Aussage über diese Art im See machen zu können. In die Netze gelangten keine Jungtiere. Die Ergebnisse sind in Tab 23 und 24 aufgeführt.

Tab 23 Durchschnittlicher Fang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees

Rotfeder	W	N	O	S
Anzahl	0,3	0,0	0,0	0,3
Gewicht (g)	5310	-	-	34,0

Tab 24 Durchschnittlicher Fang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Rotfeder	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,0	0,93	0,2
Gewicht (g)	-	5310	3410

#### 5.3.5.6 PLÖTZE *Rutilus rutilus*

Die Plötze war der am häufigsten gefangene Fisch. Wahrscheinlich ist sie auch in bezug auf Anzahl und Biomasse die häufigste Art im Dämmer. Die größten Fänge fanden wir im östlichen und südlichen Seeteil (Tab 25). In Ufernähe wurden die

Fische relativ seltener gefangen, sie waren jedoch durchschnittlich größer, wie auch Tab 26 zeigt. Jedenfalls konnte ein auffälliges Fehlen großer Plötzen im gesamten Material verzeichnet werden (Fig 52 und 53).

Tab 25 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Plötze	W	N	O	S
Anzahl	1,2(71)	1,3(54)	3,0(147)	3,1(53)
Gewicht(kg)	26,2(1,5)	17,8(0,9)	50,4(2,9)	20,8(0,8)
Mittleres Gewicht(g)	21,3(20,6)	14,3(16,3)	16,9(10,0)	6,7(15,3)

Tab 26 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand (in Klammern: tatsächliche Durchschnittsfänge)

Plötze	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,9(43)	4,2(92)	2,6(84)
Gewicht (kg)	13,4(1,0)	37,2(1,8)	32,6(1,5)
Mittleres Gewicht(g)	14,2(22,3)	8,9(19,3)	12,8(18,0)

Im Vergleich mit schwedischen Seen zeigte die Wachstumsrate im Dümmer relativ hohe Werte, insbesondere in den ersten Jahren (Fig 54). Vergleiche mit sechs britischen Gewässern ergeben für die Plötzen im Dümmer die zweitniedrigsten Wachstumsraten, vergleiche MANN (1973; Fig 55); nur diejenige in der Themse fiel geringer aus. Die Wachstumsrate war also nur wenig höher als diejenige, die HOFSTEDE (1974) als "poor growth" bezeichnet.

#### 5.3.5.7 BARSCH *Perca fluviatilis*

Auffällig wenige Barsche wurden gefangen. Ihre durchschnittliche Größe war hoch (Tab 27). Das Fehlen junger Barsche in den Fängen könnte eine Folge des Schwarmverhaltens und/oder des Aufenthalts im Schilf oder dessen Nähe sein. Dieses Phänomen wurde gelegentlich im Herbst in schwedischen Gewässern

beobachtet. Die großen Barsche fanden wir innerhalb dieser Untersuchung jedoch im allgemeinen in der Mitte des Sees (Tab 28).

Die Altersanalyse zeigte eine starke individuelle Variation der Wachstumsrate (Wig 56). Offensichtlich erreichen die Barsche im Dämmer relativ schnell hohe Größen.

Tab 27 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees

Barsch	W	N	O	S
Anzahl	1,2	0,3	0,3	0,0
Gewicht(kg)	0,5	0,1	0,1	-

Tab 28 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Barsch	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	0,3	0,5	0,8
Gewicht(kg)	0,1	0,2	0,4

#### 5.3.5.9 KAULBARSCH *Gymnocephalus cernua*

Der Kaulbarsch war im nördlichen und südlichen Teil des Sees besonders häufig (vgl. Cypriniden, die im westlichen und östlichen Teil dominieren). Dort zeigte auch die Individuenanzahl im Durchschnitt höhere Werte (Tab 29). Der Kaulbarsch verzeichnet folgerichtig in Richtung Ufer eine Zunahme bezüglich Anzahl und Größe (Tab 30). Eine Analyse der Altersverteilung wurde nicht durchgeführt.

Tab 29 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees

Kaulbarsch	W	N	O	S
Anzahl	1,0	4,0	1,7	4,3
Gewicht(kg)	9,8	51,0	14,8	50,0

Tab 30 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Kaulbarsch	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	3,7	2,5	1,7
Gewicht(kg)	74,0	27,0	4,0
Mittleres Gewicht(g)	20,2	10,7	2,3

#### 5.3.5.9 ZANDER *Stizostedion lucioperca*

Die wenigen gefangenen Zander zeigen kein deutliches Verteilungsmuster (Tab 31 und 32). Die Kiemendeckel wiesen nur unbestimmte Altersmarkierungen auf und konnten daher nicht zur Altersbestimmung herangezogen werden.

Tab 31 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in verschiedenen Teilen des Sees

Zander	W	N	O	S
Anzahl	0,5	0,7	1,3	0,7
Gewicht(kg)	0,4	0,3	0,9	0,2

Tab 32 Relativer Durchschnittsfang je Netz und Nacht in Abhängigkeit vom Uferabstand

Zander	Ufernähe	Uferferne	Seemitte
Anzahl	190	0,5	0,8
Gewicht(kg)	0,6	0,4	0,4

#### 5.3.6 Makrophyten

Zielsetzung der Makrophytenstudien war teils, in Versuchen die Möglichkeit zu untersuchen, Schilf durch Aussaat zu pflanzen, teils abzuschätzen, inwieweit Schilf als Substrat für periphytische Algen geeignet ist. Im letzteren Fall sollte durch Messungen ermittelt werden, wieviel Phosphor eine überwinterte Schilfkultur im Frühjahr in der Aufwuchsbiomasse (Periphytonbiomasse) zu binden vermag.

##### 5.3.6.1 AUSSAATSTUDIEN

Die Aussaatstudien ergaben, daß Schilf unter geeigneten Bedingungen rasch austreibt und ein Rhizom entwickelt. Die Versuche wurden sowohl als Glashausversuch in Lund als auch im Freiland am Dümmer durchgeführt. Eine wichtige Funktion spielen in diesem Zusammenhang Substrat, Temperatur und Feuchtigkeitsverhältnisse bzw. die aktuelle Wassertiefe während und unmittelbar nach der Saat. Die Aussaat wurde nicht zu dem Zeitpunkt vorgenommen, zu dem eine solche natürlich erfolgen würde (Februar - Mai), sondern erst im Juni, als die Temperatur bereits angestiegen war und keine Nachttemperaturen unter 10°C mehr auftraten. Die Glashausversuche zeigten sich erfolgreich; ein guter Austrieb konnte festgestellt werden. Vorversuche hatten gezeigt, daß sich Torfboden kaum für eine Aussaat eignet, es sei denn, NPK Düngegaben werden eingesetzt. Versuche mit Dümmergyttja (Baggerschlamm aus dem Dümmer) zeigten, daß sich eine weitere Düngung erübrigt. Sprosse wurden nach ein bis drei Wochen) beobachtet. Die Freilandversuche wurden in mit Dümmer Schlamm beschickten Poldern durchgeführt. Hier zeigte sich die Schwierigkeit, den Wasserstand in allen Poldern gleich zu halten. Diese Tatsache führte zu völlig verschiedenen Sproßdichten in den einzelnen Versuchspartzen. Während in 2 der 6 Partzen eine hohe Sproßdichte erzielt werden konnte, waren in den anderen Partzen nur

Spärlich Sprosse vorhanden. Es zeigte sich jedoch, daß in sämtlichen Poldern einzelne Sprosse gediehen. Eine rasche Ausbreitung des Schilfrhizoms würde auch in diesen Poldern nach einigen Jahren eine gleichmäßige Schilfkultur entstehen lassen. Die relativ große Trockenheit während des Sommers 1982 trug ferner zu beschränkten Wuchsbedingungen bei. Unter guten Wuchsbedingungen erreichen die Sprosse nach einer Vegetationsperiode eine Größe von etwa 50 cm, die in den Freilandversuchen erhaltenen Sprosse wurden nur etwa 15 - 30 cm hoch.

Die durchgeführten Versuche zeigen, daß sich unter den am Dümmer zu schaffenden Verhältnissen eine kostenintensive Rhizompflanzung durch Aussaat von Schilf ersetzen läßt.

#### 5.3.6.2 PERIPHYTONSTUDIEN

Die Resultate der Periphytonstudien sind in Tab 33 dargestellt. Obwohl die einzelnen gewählten Schilfparzellen große Unterschiede aufweisen und unter den natürlichen Bedingungen Schwierigkeiten bestanden, vergleichbares Material zu erhalten, können die Resultate bei vorsichtiger Deutung Aussagen über die Phosphorfestlegungskapazität eines Schilfbettes vermitteln. Die in der Tabelle angeführten Zahlen spiegeln nur eine statische Betrachtungsweise wider. Ein gewisser Umsatz der im Periphyton festgelegten Phosphormenge ist gegeben. Die Funktion einer solchen Vergesellschaftung für den Phosphorumsatz ist auch in der Verwandlung gelösten Phosphors zu partikulärem Material gegeben, der allmählich sedimentiert und am Substrat durch frische Periphytongesellschaften ersetzt wird. Die Analyse der am Schilfhalm zu einem Zeitpunkt abgelagerten Phosphormenge zeigt also nur eine Augenblicksdarstellung. Die deponierte Phosphormenge würde durch eine Umsatzdynamik noch erhöht werden.

Tab. 7. Phytoplankton DÖMMER (Okt. 1981 - Okt. 1982)

	1981		1982										
	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O
<b>1. CYANOPHYCEAE</b>													
<i>Anabaena flos-aquae</i>													X
<i>A. inaequalis</i>													X
<i>A. spiroides</i>									X		X	X	X
<i>Aphanotheca nidulans</i>										X	S	D	D
<i>Chroococcus minutus</i>	X									X	X	X	X
<i>C. turgidus</i>										X	X	X	X
<i>Gomphosphaeria compacta</i>	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. lacustris</i>	X						X	X	X	X	X	X	X
<i>Lyngbya circumcreta</i>	X	X			X	X	X	X	X	X	S	S	S
<i>L. limnetica</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Merismopedia tenuissima</i>									X				
<i>Microcystis incerta</i>	X	X							X	X	X		
<i>Oscillatoria agardhii</i>	X								X				
<i>O. planctonica</i>	X					X	X	X				X	X
<i>Anabaenopsis elenkinii</i>											X	X	X
<b>2. CHRYSOPHYCEAE</b>													
<i>Dinobryon sertularia</i>						X							
<i>Mallomonas akrochromos</i>				X	X								
<i>M. cf. insignis</i>					X								
<i>Synura petersenii</i>													
<b>3. XANTHOPHYCEAE</b>													
<i>Boiochloris mutica</i>	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudostaurastrum limneticum</i>	X							X	X	X	X	X	X
<b>4. CRYPTOPHYCEAE</b>													
<i>Cryptomonas</i> spp.	S			X	S	X	X	X	X	X	X		X
<i>Rhodomonas minuta</i>				X	X		X	X	X	X	X		
<b>5. BACILLARIOPHYCEAE</b>													
<i>Aphora</i> sp.						X							
<i>Caloneis amphibaena</i>	X												
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	X	S		D		S		S	X	X	X		
<i>Cymbella solea</i>						X				X	X	X	
<i>Cymbella</i> spp.									X				
<i>Fragilaria construens</i>					X								
<i>Melosira granulata</i> var. <i>angust.</i>								X	X		X		X
<i>M. varians</i>		X				X				X			
<i>Nitzschia</i> spp.					X	X	X	X			X		X
<i>Rhoicosphenia curvata</i>					X								
<i>Surirella</i> spp.						X	X			X			
<i>Synedra</i> spp.	X	X											
<b>6. EUGLENOPHYCEAE</b>													
<i>Euglena</i> sp.						X	X						X
<i>Phacus caudatus</i>													
<i>P. pyrum</i>						X					X		
<i>Trachelomonas granulosa</i>	X	X				X							
<i>T. volvocina</i>	X								X	X	X		

D = Dominant  
S = Subdominant  
x = Présent



Tab. 8. Phytoplankter - Biomasse (mg/l) DÖMMER (Okt. 1981 - Okt. 1982)

Arten	1981			1982									
	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O
<b>1. CYANOPHYCEAE</b>													
Anabaena spp. <sup>1</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.8	2.44	108.0
Anabaenopsis elenkinii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.11	0.2	0.12
Aphanothece nidulans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	-
Chroococcus spp. <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	0.08	-	-	-	0.1	0.42	-	-
Gomphosphaeria spp.	0.1	0.02	-	-	0.03	0.03	0.07	0.11	0.33	-	-	-	0.1
Lyngbya spp. <sup>3</sup>	0.02	-	-	-	0.004	0.06	-	0.05	0.06	0.03	2.05	5.3	1.02
Oscillatoria planctonica	0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	1.09	0.19
<b>2. XANTHOPHYCEAE</b>													
Gonochloris mutica	0.06	0.01	-	-	0.01	0.01	-	0.02	0.02	0.04	0.04	0.01	0.02
<b>3. CRYPTOPHYCEAE</b>													
Cryptomonas spp. <sup>11</sup>	1.15	-	-	0.46	1.76	2.17	0.39	0.23	0.38	0.25	0.85	0.14	-
Rhodomonas minuta	-	-	-	0.04	0.15	0.01	0.02	-	0.08	0.07	0.02	-	-
<b>4. BACILLARIOPHYCEAE</b>													
Centrales <sup>4</sup>	0.43	10.28	-	1.97	0.4	7.29	5.04	0.74	1	2.25	1.19	0.52	0.72
Pennales <sup>5</sup>	-	0.24	-	0.01	1.7	3.31	0.68	1.05	0.05	0.16	2.86	0.11	0.5
<b>5. CHLOROPHYCEAE</b>													
Chlamydomonas spp.	-	-	-	0.2	0.19	0.29	0.06	0.25	0.05	-	-	0.05	-
Actinastrum hantzschii	-	-	-	-	-	-	0.02	0.1	-	-	0.25	-	-
Coelastrum spp. <sup>6</sup>	-	-	-	-	-	-	0.53	0.26	0.41	0.1	-	-	-
Dicellula planctonica	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.16	-	-	-
Dictyosphaerium tetrachotomum	-	-	-	-	-	-	0.08	0.03	-	0.07	0.14	-	-
Elakatothrix gelatinosa	0.01	0.03	-	-	0.01	-	0.03	-	0.01	-	-	-	-
Francia ovalis	0.28	0.17	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	-	-
Lagerheimia ciliata	1.05	0.1	-	0.02	0.03	-	0.05	0.05	-	0.06	0.33	0.1	0.15
Monorophidium cantortum	-	-	-	-	-	-	0.07	0.02	-	-	0.04	0.05	0.12
M. griffithii	-	-	-	-	-	-	1.29	1.26	-	-	-	-	-
M. setiforme	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-
Docystis lacustris	0.11	0.46	-	-	0.02	-	0.06	0.07	0.1	0.2	0.22	0.32	-
Pediastrum spp. <sup>7</sup>	1.05	6.99	-	0.1	0.14	1.52	3.71	4.93	1.62	3.12	9.52	1.19	0.45
Scenedesmus spp. <sup>8</sup>	2.89	2.24	-	1.48	2.07	22	86.17	115	31.49	34	33.2	2.34	7.38
Tetraedron minimum	0.05	0.03	-	0.01	0.01	0.04	0.02	-	0.03	0.06	0.12	0.15	0.21
Tetrastrum spp. <sup>9</sup>	0.05	0.38	-	0.03	0.07	0.09	0.05	0.03	0.04	0.05	0.08	0.07	0.04
Treubaria schaedleri	-	0.06	-	-	0.02	-	-	-	-	-	0.55	0.01	-
Staurastrum spp. <sup>10</sup>	0.11	0.23	-	-	0.11	-	0.21	0.08	0.11	0.08	1.01	-	-

1 Schließt folgende Arten ein: A. spiroides, A. flos-aquae, A. inaequalis  
 2 " " " " : C. burgidus, C. minutus  
 3 " " " " : L. circumcreta, L. limnetica  
 4 " die Vertreter der Gruppe Centrales ein  
 5 " Pennales ein  
 6 " folgende Arten ein: C. microporum, C. pseudomicroporum, C. cambricum  
 7 " " " " : P. boryanum, P. duplex, P. kazraiskiyi, P. tetras  
 8 " " " " : Sc. acuminatus, Sc. arcuatus, Sc. armatus, Sc. carinatus, Sc. denticulatus, Sc. ecornis, Sc. dispar, Sc. intermedius, Sc. spoliensis, Sc. quadricauda, Sc. spinosus, Sc. tenuispina, Sc. thomassonii  
 9 " " " " : T. staurigeniaeforme, T. glabrum  
 10 " " " " : St. tetracerum, St. cf. gracile  
 11 Die 2-3 Arten von dieser Gattung, die im Dümmer vorhanden sind, konnten nicht identifiziert werden.

### Artenzusammensetzung im DÜMMER

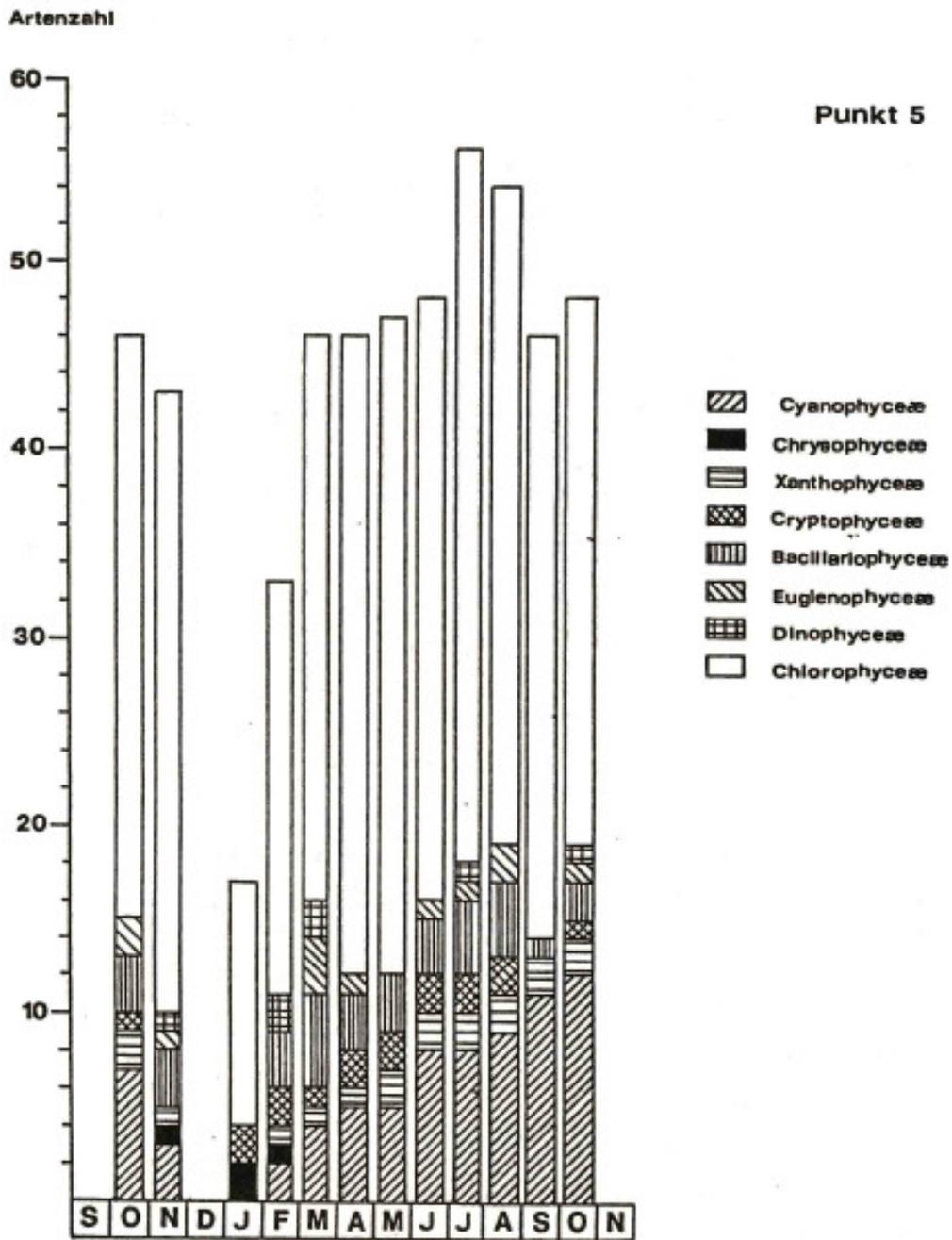


Fig. 40. Phytoplankton Artenzusammensetzung im Dümmer  
Oktober 1981 - Oktober 1982

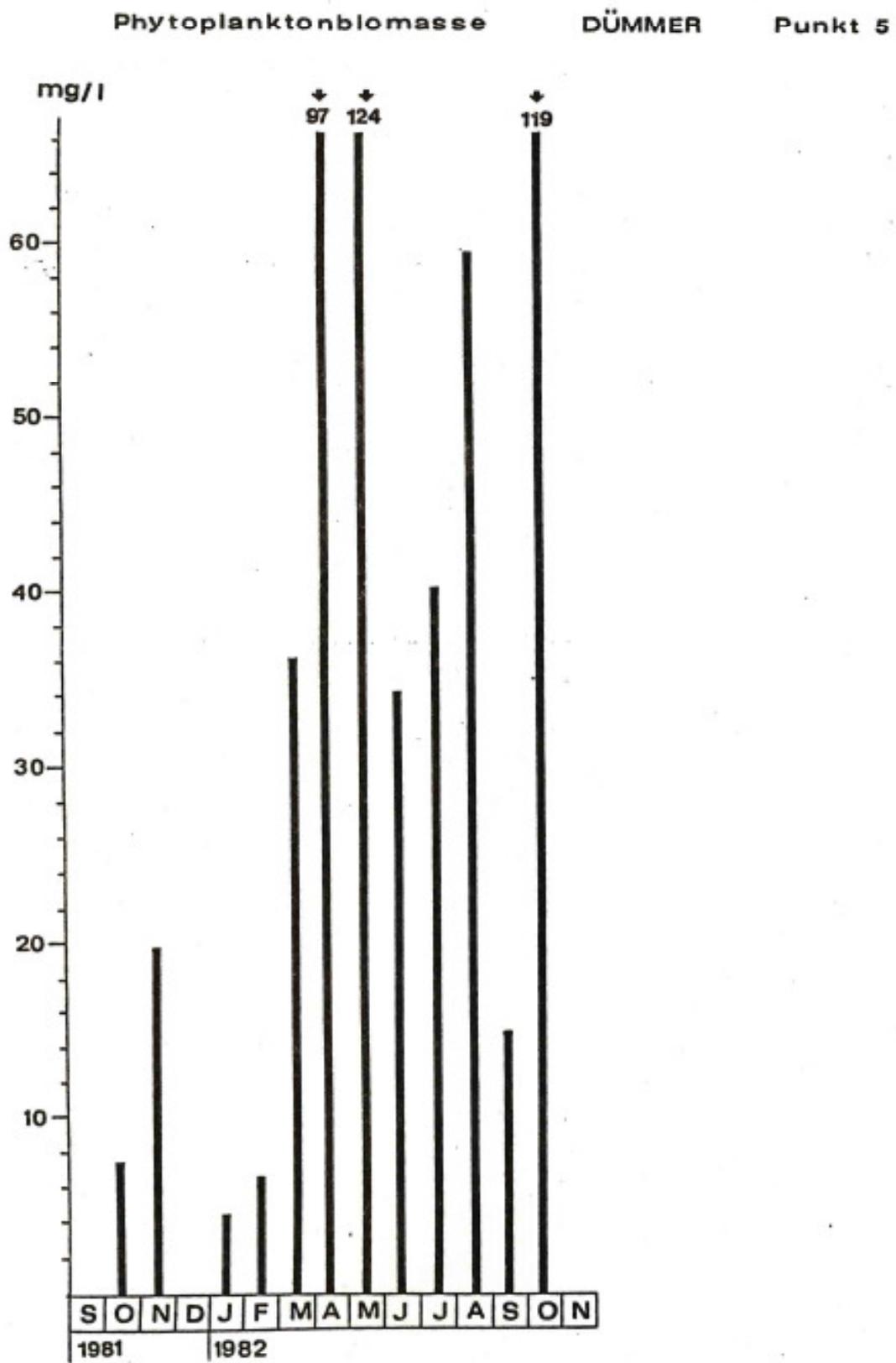


Fig. 41. Phytoplanktonbiomasse im Dümmer  
Oktober 1981 - Oktober 1982

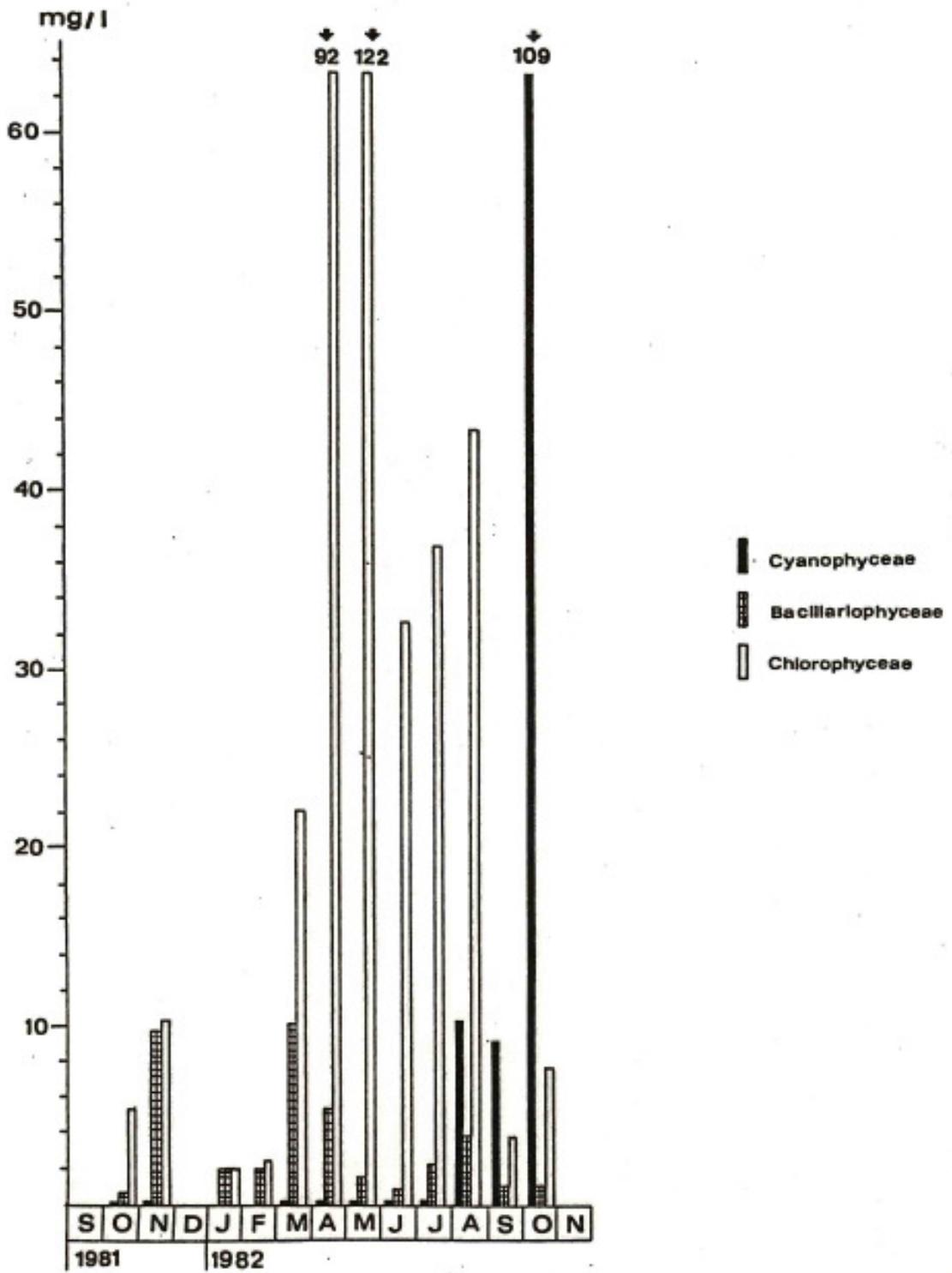


Fig. 42. Phytoplanktonbiomasse der wichtigsten Algengruppen im Dümmer Oktober 1981 - Oktober 1982

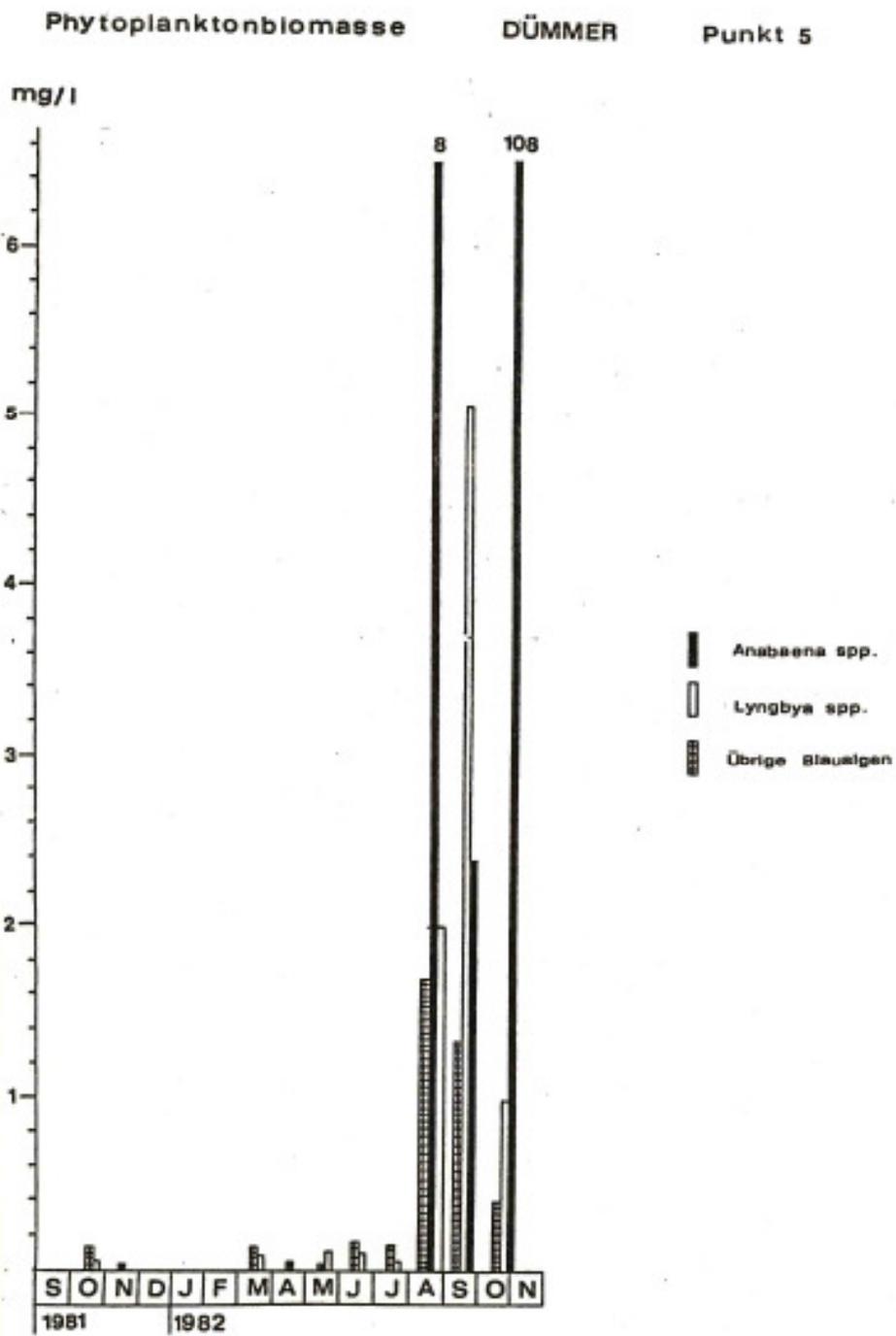


Fig. 43. Phytoplanktonbiomasse von Blaualgen im Dummer  
Oktober 1981 - Oktober 1982

Tab. 9. Zooplankton DOMMER (Okt. 1981 - Okt. 1982)

	1981			1982									
	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O
<b>ROTATORIIEN</b>													
<i>Brachionus angularis</i>	x	x		x	x	x	D	x	x				x
" <i>calyciflorus</i>		x		x		x	D	x	S	x			
" <i>leydigi</i>				x		x	x	x		x			
<i>Keratella cochlearis</i>	x	S		x	x	x	D	D	x	S	x	D	D
"  " <i>var. tecta</i>	x	x		x			x	S	x	x	x	D	D
" <i>quadrata</i>	x	S		x		S	D	D	S	x			x
<i>Kellicottia longispina</i>				x									
<i>Notholca squamula</i>						x	S	x	x	x			
" <i>acuminata</i>				x									
<i>Trichocerca pusilla</i>	D	x		x	x		x			x	x	x	D
"  sp.												x	x
"  sp.												x	
" <i>similis</i>				x									
" <i>cylindrica</i>				x									
<i>Ascomorpha</i> sp.				x	D	x					x		
<i>Synchaeta</i> sp.	x	x		S	D	D	x	x					x
" <i>pectinata</i>		x				x							
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	D	x		x	x	x	S	x	x	S			
" <i>renata</i>							x						
" <i>vulgaris</i>							x	x	x	x			
<i>Asplanchna priodonta</i>						x			x			x	x
" <i>herricki</i>													x
" <i>brightwelli</i>						x			x				x
"  sp.								x	x			x	x
<i>Pompholyx sulcata</i>								x	x				x
<i>Filinia longiseta</i>				x		x	x		x				
<i>Conochilus unicornis</i>		x											x
<b>CLADOCEREN</b>													
<i>Daphnia longispina</i>	x												
" <i>cucullata</i>	x	x		x					x	S	x	x	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	x									x			
<i>Bosmina longirostris</i>	D	D		x		x	x	D	D	D	x	S	D
" <i>coregoni</i>	x	x				x	x						
<i>Chydorus sphaericus</i>	x	x		x					x	x	x	S	x
<i>Alona</i> sp.	x	x		x						x		x	
<b>COPEPODEN</b>													
<i>Diaptomus</i> adult		x											
<i>Cyclops strenuus</i>						x	x	x					
" <i>vicinus</i>				x		x	S	x	S				
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				x			x		x				
<i>Acanthocyclops robustus</i>	x	x							S	D	x	D	x
Copepodite	x	x		x	x		S	x	S	D	x	S	x
Nauplien	x	x		x	x	x	S	S	D	D	x	S	x

D = Dominant  
S = Subdominant  
x = Präsent

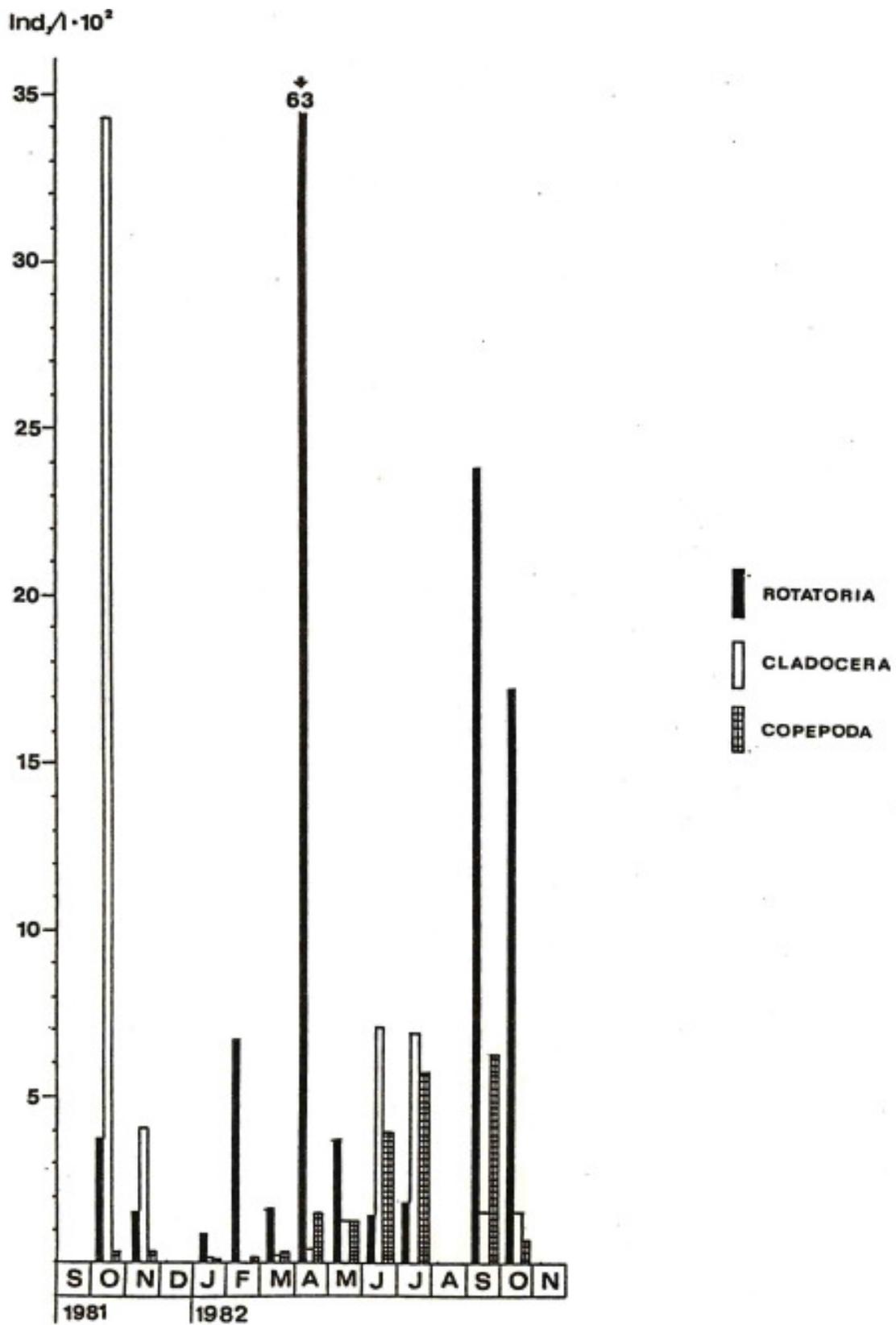


Fig. 44. Individuenzahlen der wichtigsten Zooplanktongruppen



Tab.13. Benthos - Siedlungsdichte pro m<sup>2</sup>

DOMMER März 1982

Station	Nema- toden	Hiru- dineen	Oligo- chaeten	Gastro- poden	Chiro- nomiden	Tricho- pteren
I	33	211	5040	122	1099	-
II	67	22	6505	11	644	77
III	11	-	621	-	77	-
IV	-	-	977	-	200	-
V	11	-	621	-	155	-
VI	11	-	855	-	622	-
VII	11	-	1066	-	500	-
VIII	-	-	244	-	100	-
IX	-	-	1376	-	300	-
1	11	-	444	-	233	11
2	-	-	1021	-	233	-
3	143	-	1099	-	1743	-
4	55	22	2398	-	1954	-
5	55	-	1521	-	4451	-
6	22	-	455	-	222	-
7	2930	-	3075	-	12809	1443

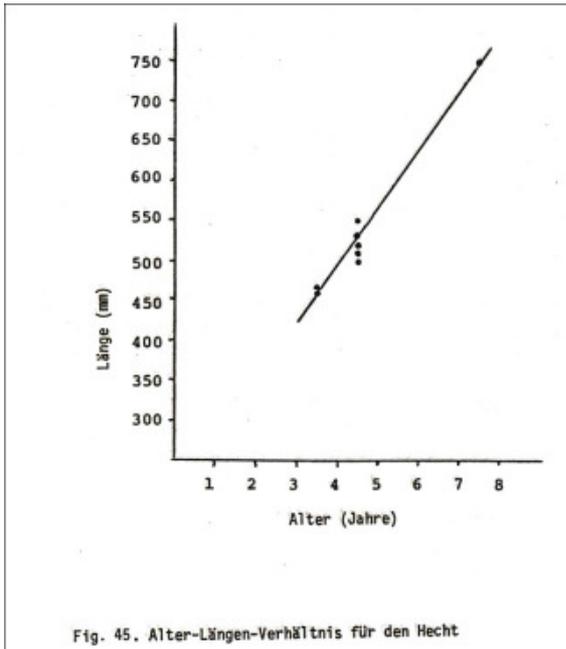
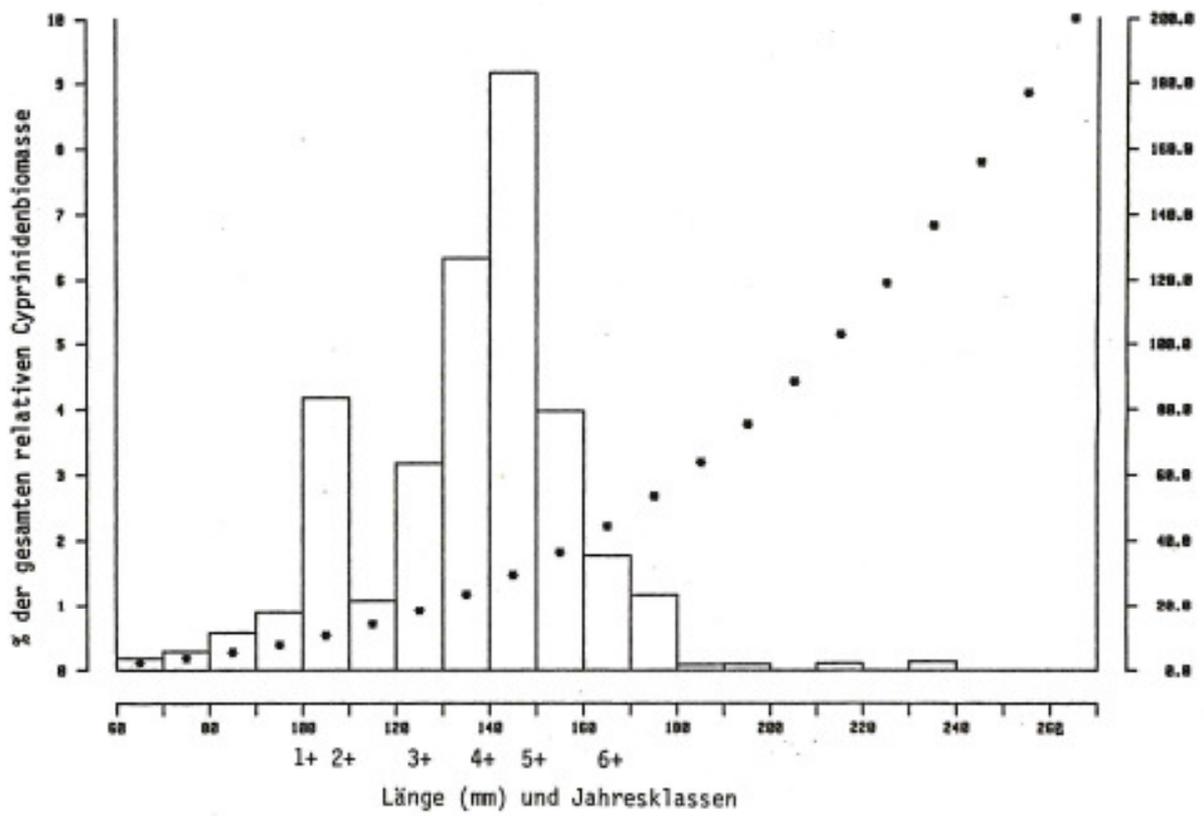
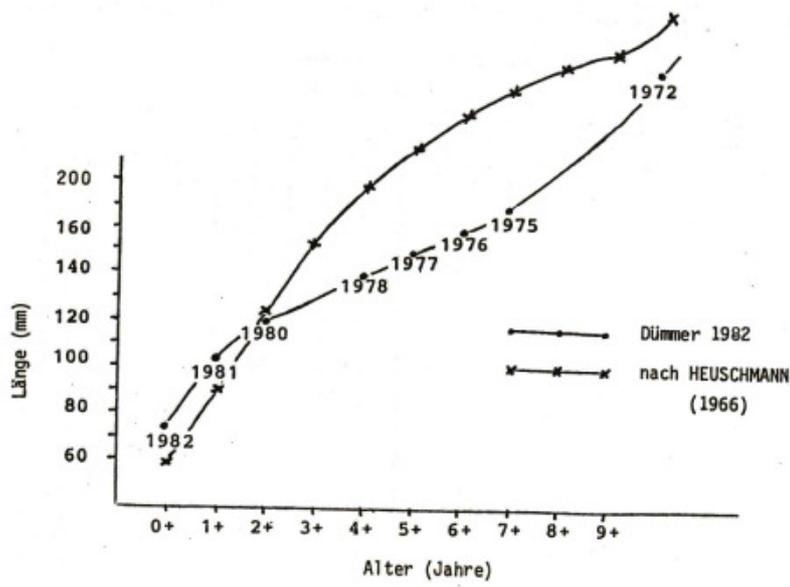


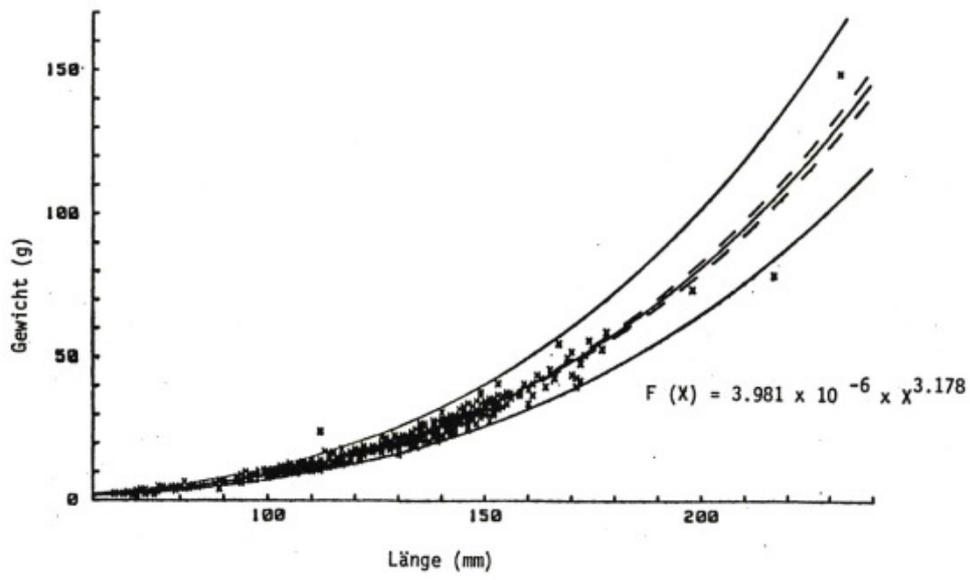
Fig. 45. Alter-Längen-Verhältnis für den Hecht



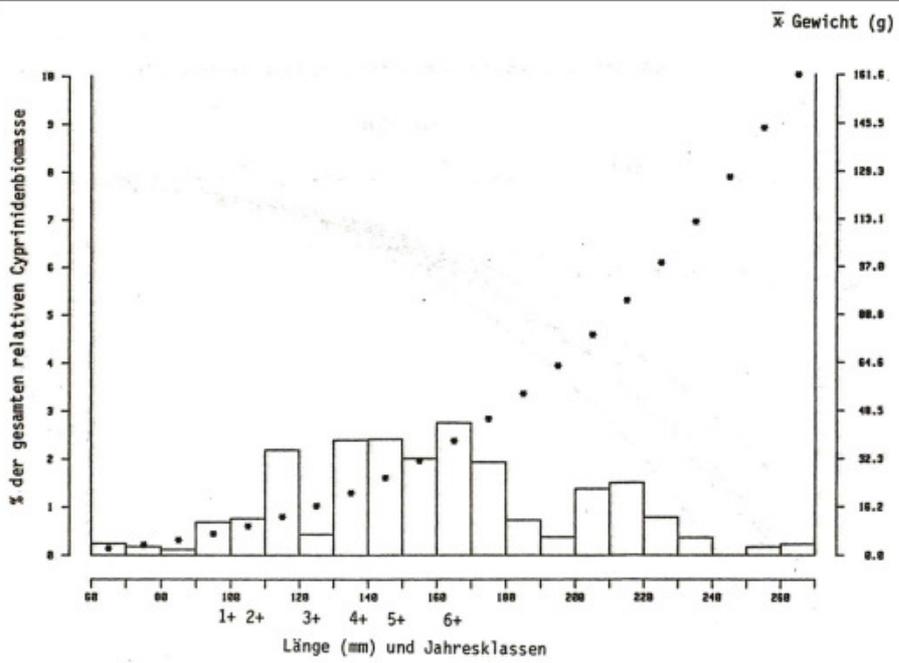
Figur 46. Häufigkeits- und Jahresklassenverteilung des Güster im Dümmer



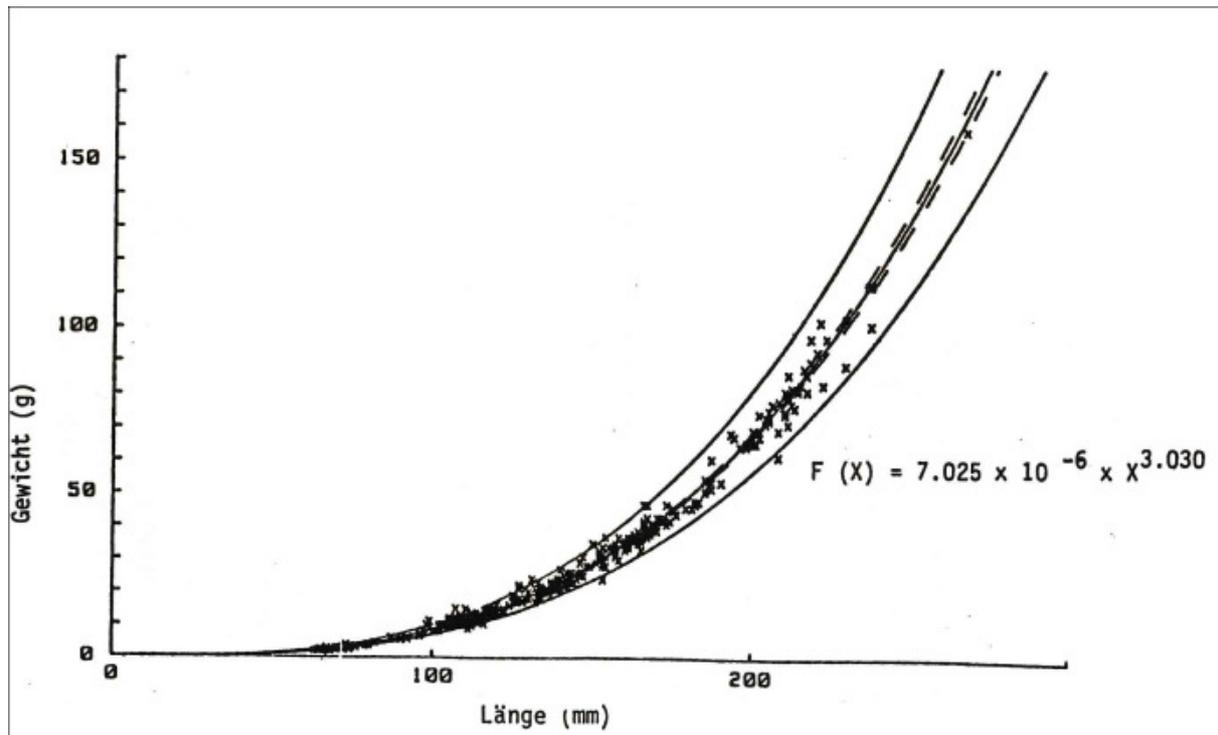
Figur 47. Alter-Längen-Verhältnis des Güsters



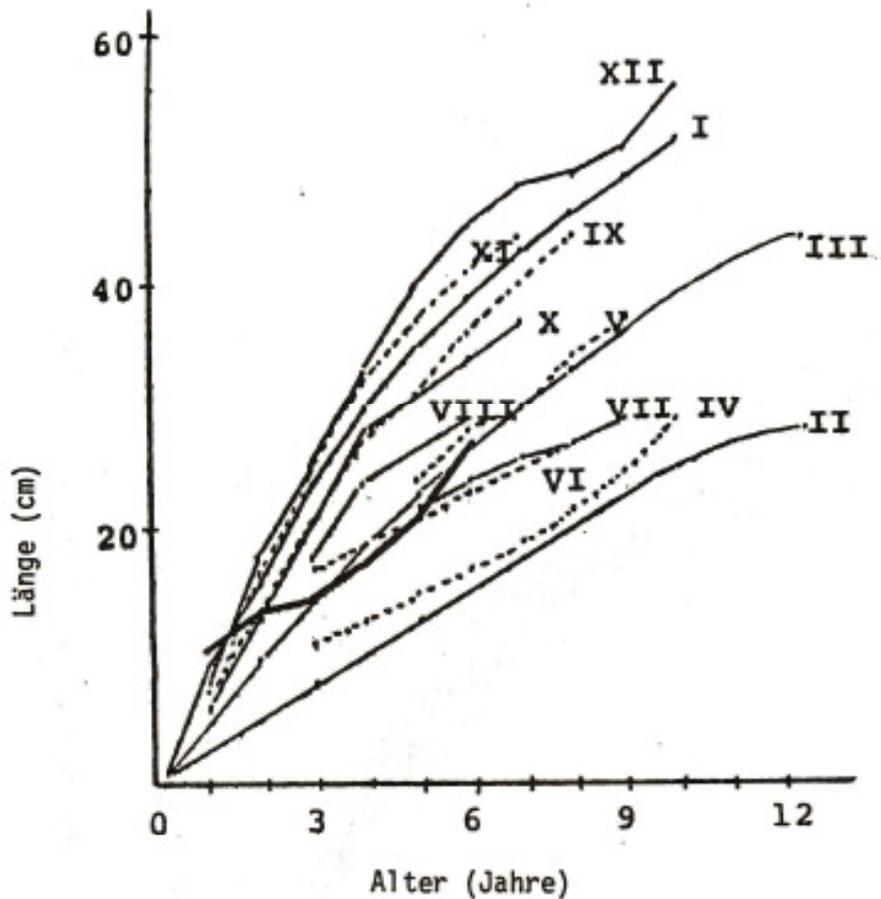
Figur 48. Längen-Gewicht-Verhältnis des Dümmer-Güsters im Herbst 1982



Figur 49. Häufigkeitsverteilung des Brassen im Dümmer



Figur 50. Längen-Gewicht-Verhältnis des Brassens im Dümmer, Herbst 1982

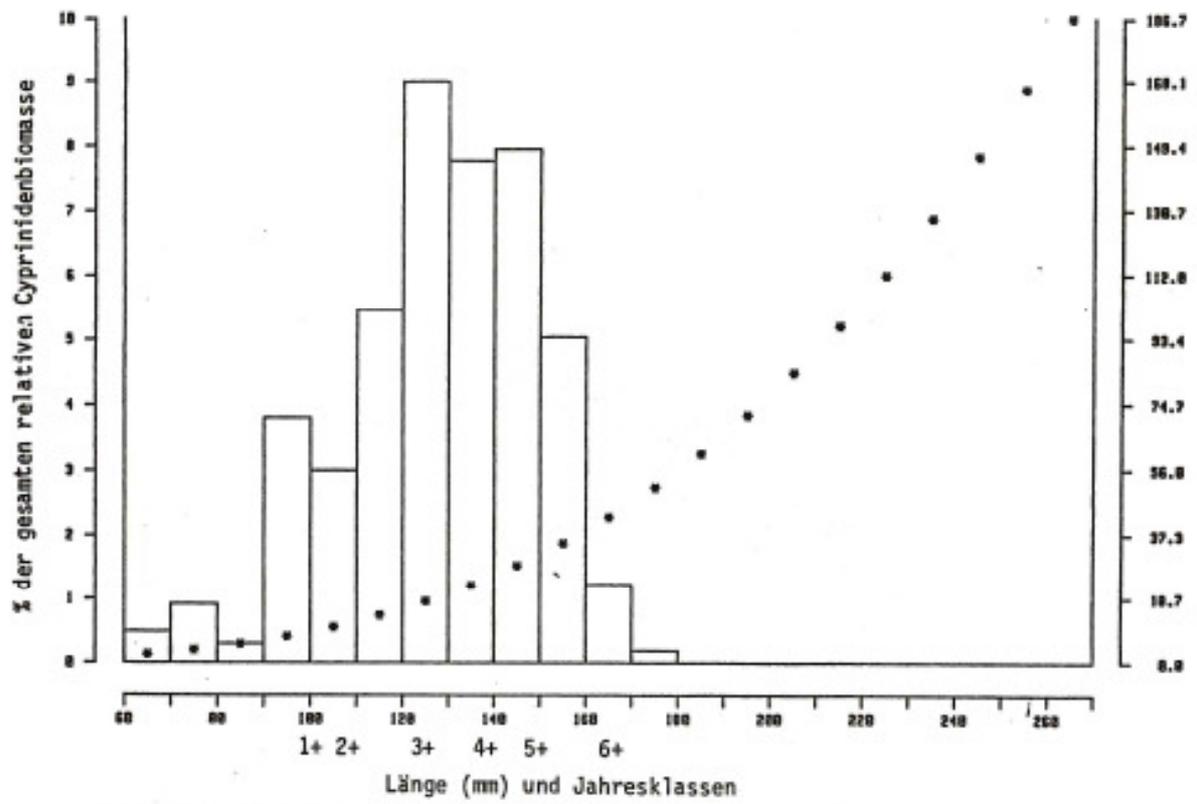


Figur 51. Wachstum des Brassen in verschiedenen Gewässern

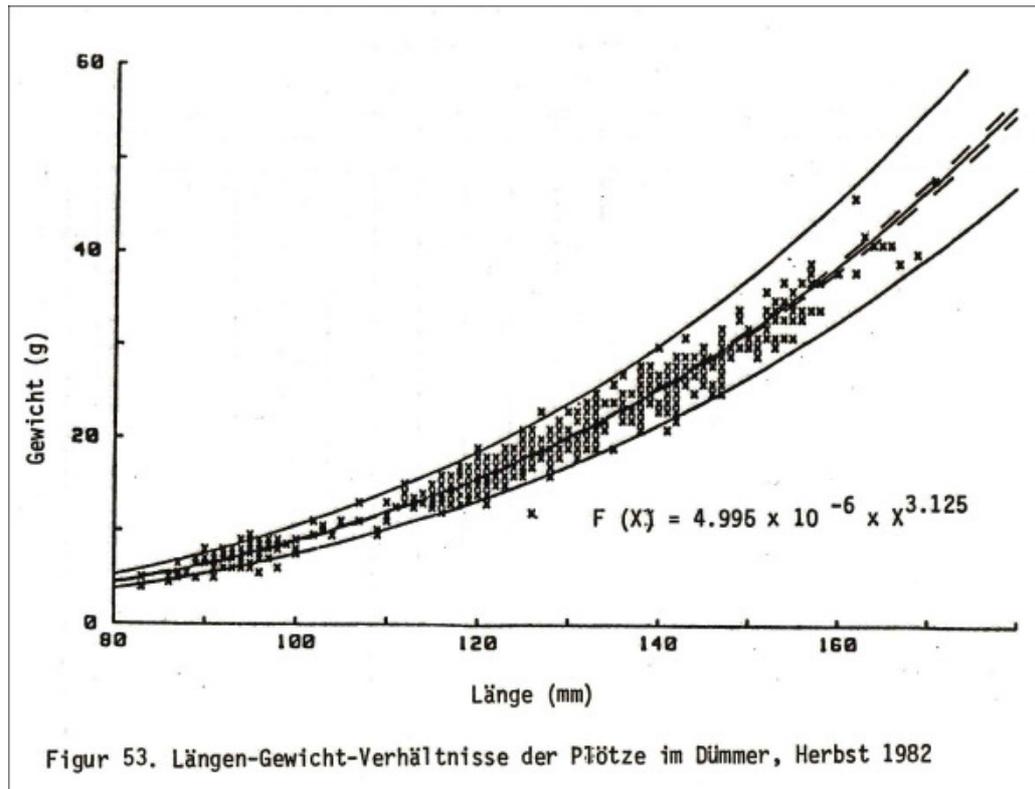
- I. Süddeutsche Seen (WAGLER 1948/51)
- II. Tuusulasee (JÄRNEFELT 1921)
- III. Norddeutsche Seen (BAUCH 1953)
- IV. Seen bei Langeraar (REDEKE 1923)
- V. Het Wijde Blik (REDEKE 1923)
- VI. Seen bei Langeraar (HOFSTEDE und BLOK 1961)
- VII. Oude Gaasterbrekken (HOFSTEDE unveröffentl.)
- VIII. River Rotte (HOFSTEDE unveröffentl.)
- IX. Lake IJssel (HAVINGA unveröffentl.)
- X. Biesbos (HOFSTEDE unveröffentl.)
- XI. Wald bei Amsterdam, (HOFSTEDE unveröffentl.)
- XII. Wald bei Amsterdam, maximales Tischwachstum (HOFSTEDE unveröffentl.)

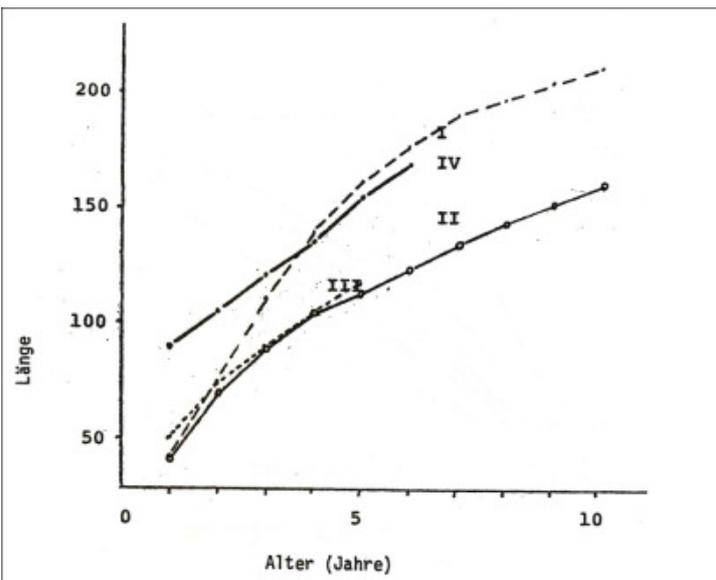
Die breite Linie gibt die Brassenwerte im Dümmer für den Herbst 1982 an.

Alle Daten, außer für den Dümmer, aus HOFSTEDE 1974.



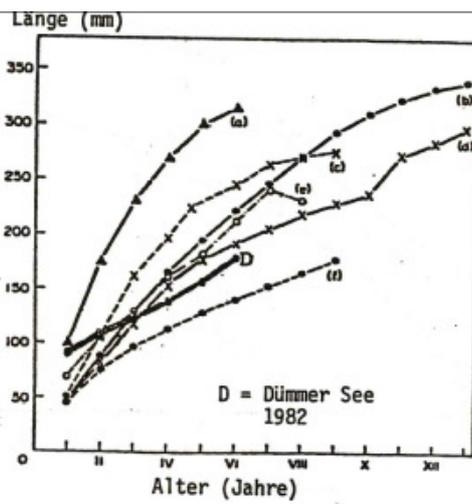
Figur 52. Häufigkeits- und Jahresklassenverteilungen der Plötze im Dümmer





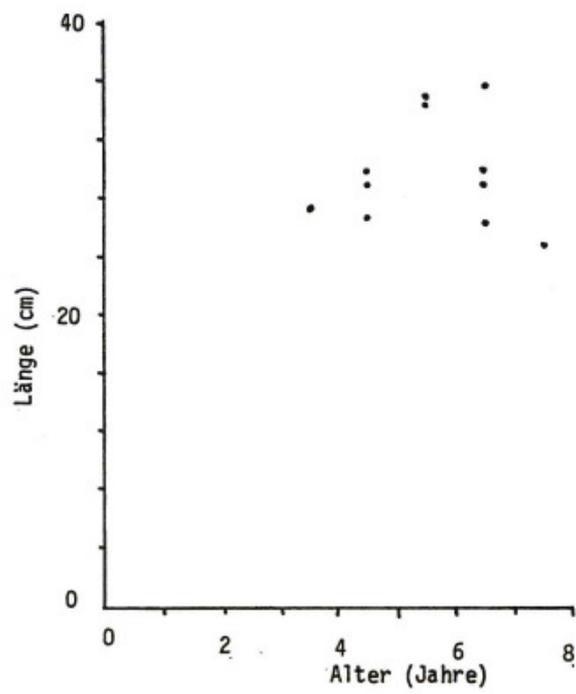
Figur 54. Wachstumsrate der Plötze im Dümmer und einigen schwedischen Seen

- I. Mälaren See (KEMPE 1962)
- II. Särnasjön See (KEMPE 1962)
- III. Sövdeborgssjön See (LESSMARK in PERSSON 1983)
- IV. Dümmer 1982



Figur 55. Wachstumsrate der Plötze im Dümmer und in einigen britischen Gewässern. Aus MANN (1973)

- (a) Chew Valley Lake (WILSON 1971)
- (b) River Frome (MANN 1973)
- (c) Rostherne Mere (BANKS 1970)
- (d) River Stour (MANN 1973)
- (e) River Cam (HARTLEY 1947)
- (f) River Thames (WILLIAMS 1967)
- D Dümmer 1982



Figur 56. Alter-Längen-Verhältnisse des Barches im Dümmer

Tab. 33. Phosphorfestlegung im Aufwuchs am Dümmer-Schilf

Parzelle	Phosphor an Halmafläche $\text{mg/cm}^2$			$\bar{x} \pm s$ n = 10
	Eichköpen	Hunte	Vogelturm	
Spülzone	0.16 $\pm$ 0.27	0.45 $\pm$ 0.64	1.17 $\pm$ 1.61	
Freiwasser	0.46 $\pm$ 0.50	1.97 $\pm$ 4.83	2.23 $\pm$ 3.79	
Phosphor festgelegt im Aufwuchs bei 10 cm Einstau (200 Halme/m <sup>2</sup> )				
Spülzone	172	467	1282	
Freiwasser	1412	12083	7174	

Phosphor-Festlegung in geplanter Schilfkultur ohne Berücksichtigung des Umsatzes.

$$\approx 50 - 70 \text{ kg/ha} = .10 - 14 \text{ t/200 ha}$$

## 6 Diskussion: Funktion des Ökosystems Dümmer

Die umfangreichen chemischen und biologischen Analysen ermöglichen eine funktionelle Analyse des Ökosystems Dümmer. Die Datenerhebung 1982 soll einerseits als Grundlage für die Bemessung möglicher Sanierungsmaßnahmen dienen, andererseits stellt sie eine Dokumentation des heutigen Zustands des Ökosystems dar. Die vorliegende Studie ermöglicht zusammen mit den vom Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim erhobenen Daten eine Beurteilung der Entwicklung sowie eine, wenigstens in wichtigen Teilen, quantitative Aussage über die Stoffwechselprozesse des Sees.

Der Dümmer ist ein Flachsee mit starkem landwirtschaftlichen Einschlag im Einzugsgebiet. Er wird weitgehend vom hydrologischen Regime beeinflusst.

Vor der Eindeichung des Dümmer traten regelmäßig in den seenahen Niedermoorgebieten Überschwemmungen auf, die ihre Trübstofffrachten in diesen Gebieten entluden. Der rasche Wasseraustausch, der jährlich mehrmals vor allem im Frühjahr und im Herbst, aber auch bei sommerlichen Regenperioden auftrat, war sicherlich auch schon damals mit einer Zufuhr von Nährstoffen verbunden. Eine wohldokumentierte submerse Characeenflora war jedoch damals noch vorhanden, die Nährstoffe wurden in mineralisierter Form festgelegt. Die Sichttiefe reichte damals noch bis zum Seegrund. Die geringen see-intern gebildeten sedimentären Ablagerungen bestanden aus brauner aerob abgebauter Feindetritusmudde. Die Veränderungen in rezenter Zeit sind, wie bereits oben angeführt, von DAHMS (1974) eingehend behandelt worden.

Änderungen im Abflußverhalten durch wasserbauliche Maßnahmen wie Huntebegradigung, Deichbau und Melioration wirken sich durch eine erhöhte Schlammablagerung im See aus. Eine Intensivierung der Stoffwechselprozesse, besonders an der Wasser-Sedimentgrenzschicht, ermöglichen eine stärkere Planktonentwicklung, die ihrerseits das Lichtklima für die submerse Vegetation verschlechtert. Die wasserbaulichen Maßnahmen sind jedoch Voraussetzung für eine Landwirtschaftsstruktur, die durch intensivierte Landnutzung zu erhöhten Nährstofffrachten führen muß. Es wäre jedoch unrichtig, nur eine Ursache für die geänderten Verhältnisse im Dümmer ins Treffen zu führen. Der allmähliche Entwicklungsprozeß, der auch die ländlichen Gemeinden erfaßte, forderte seinen Tribut an geschädigter Umwelt, wie dies auch durch Industrialisierung und Urbanisierung und für Gewässer hauptsächlich durch Verbreitung der Wassertoilette geschah.

Der Prozeß der Eutrophierung wurde bereits Mitte der 50er Jahre in seinem sich beschleunigenden Ablauf und seinen schwerwiegenden Folgen für aquatische Ökosysteme erkannt (THOMAS 1953, OHLE 1953). Die Schwierigkeit, den Prozeß in seinen Anfängen zu erkennen, ergibt sich aus der am Beginn sehr langsamen Änderung der Biozönose. Erst der Ausfall der Unterwasservegetation, eine auf erhöhte Algenproduktion und unvollständige Abbauprozesse zurückzuführende Verschlammung sowie der Ausfall einer hinreichenden Sauerstoffversorgung, insbesondere der **sedimentnahen** Schichten durch beschleunigte Sauerstoffzehrungsprozesse, führen zu den für eutrophe und hypertrophe Seen charakteristischen Stoffwechselmerkmalen, wie z.B. dem Vorkommen von Sulfatatmung im Sediment. Die Umwandlung von phosphatbindenden oxidierten Eisenablagerungen zu Eisensulfiden, die kaum phosphatbindende Eigenschaften aufweisen, und eine Anlagerung anderer reduzierter Stoffwechselprodukte im Sediment verhindern für lange Zeit eine Genesung des Gewässers selbst nach weitgehender Entlastung.

Besonders seichte Seen sind in hohem Ausmaß betroffen, da die zunehmenden Verlandungsraten (Sedimentzuwachsrate) den See rascher altern lassen. Im Falle Dümmer wissen wir, daß die Ablagerung sulfidführender Sedimentschichten bereits mit dem Verschwinden der Unterwasservegetation zusammenfiel und in Ansätzen schon bald nach der Jahrhundertwende begann (RAHMS 1974). Die Primärproduktion wird seither anstatt von der submersen Vegetation von der Planktonbiozönose getragen. Während jedoch die submersen Vegetation Nährstoffe bindet und den Seeboden mit Sauerstoff versorgt und - besonders im Fall der Characeen - die Biomasse während des Herbstes und der oft eisfreien Winter fast vollständig mineralisiert wird, vermögen Planktonorganismen das Nährstoffangebot mehrmals zu nutzen. Bei guter Nährstoffversorgung bilden Algenblüten temporär eine hohe Sauerstoffübersättigung. Dieser Sauerstoffüberschuß wird über die Wasseroberfläche der Atmosphäre zugeführt und steht somit nicht für den an der Sediment-Wassergrenzschicht intensiv ablaufenden Mineralisierungsprozeß zur Verfügung. Anaerobe Gärungsprozesse - hauptsächlich Sulfatatmung - führen besonders in dieser Grenzschicht zur Faulschlamm- (Sapropel-) bildung und einer intensiven Nährstoffrückführung aus den Sedimenten.

Um die wichtigsten Prozesse zumindest für das Untersuchungsjahr erfassen und bilanzieren zu können, waren die in der Hunte täglich gemessenen Zeitserien notwendig. Die Hunte weist besonders in bezug auf die Wasserführung starke Fluktuationen auf. Die besonders während der Winter- und Frühjahrsperiode hohe Amplitude der Abflüsse steht auch im Zusammenhang mit gleichzeitig auftretenden hohen Stickstofffluktuationen. Dies deutet auf starke Auswaschungseffekte bereits nitrifizierter Güllegaben, die - während des Herbstes und teilweise wohl -

auch im Winter ausgebracht - von der Ackerfrucht noch nicht genutzt werden können. Ein ähnlicher Effekt wurde in diesem Ausmaß für Phosphor, der wesentlich besser von Partikeln gebunden werden kann, nicht festgestellt. Trotz einiger Erosionsspitzen während intensiver Regenereignisse variierten die Konzentrationen während des Jahres nur in geringem Ausmaß. Die höchsten Werte wurden im Januar und Februar registriert, die Konzentrationen nahmen dann nur allmählich bis Oktober bzw. November ab. Ähnlich gleichmäßig, jedoch in wesentlich höheren Konzentrationen, trat Phosphor im Bornbach auf.

Während der Sommermonate 1982 waren die Abflüsse gering (Mitte April - Mitte Oktober 1982 betragen die Abflüsse weniger als 20% des Gesamtjahreswertes von etwa 72 Millionen m<sup>3</sup>), was auf einen relativ trockenen Sommer 1982 zurückzuführen ist. Die Verteilung des Niederschlags war im Untersuchungsjahr nicht charakteristisch, trotzdem weisen auch die langjährigen Abfluß-Durchschnittswerte das Maximum für die Monate Januar und Februar aus, während das Abflußminimum im August eintritt (Tab 34).

Tab 34 **Abflußcharakteristika** (m<sup>3</sup>/s) für Lohne und Grawiede 1964 - 1980.

Monat	No	MG	HO
Nov.	0,075	2,42	7,16
Dez.	0,105	4,15	14,88
Jan.	0,46	5,03	14,30
Feb.	0,41	4164	16,29
März	0,48	4,43	11,13
Apr.	0,10	3,99	10,79
Mai	0,06	2,57	8,78
Juni	0,08	1,72	7,68
Juli	0,04	1,48	5,94
Aug.	0,011	1,15	4,65
Sep.	0,03	1,46	6,33
Okt.	0,04	2,00	6,42

Die Nährstofffrachten waren jedoch weitgehend von den Abflußwerten abhängig, und so traten im Untersuchungsjahr die entscheidenden Phasen der externen Nährstoffversorgung im Frühjahr auf. Messungen an den partikulären Nährstofffraktionen zeigten, daß der partikuläre Anteil bei hohen Abflüssen relativ hoch ist, so daß bereits durch Sedimentation eine starke Senkung des

Nährstoffeintrags erzielt werden kann.

Dieses sehr ausgeprägte hydrologische Regime mit hohen Frachten und hohen Wasserdurchsatz im Frühjahr - weitgehend noch vor der eigentlichen Vegetationsperiode - und geringem externen Nährstoffangebot während der Vegetationsperiode hat zur Folge, daß die üblichen Belastungsmodelle (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1980) kaum für die Beurteilung der Sanierungsmöglichkeiten herangezogen werden können. Der interne Stoffumsatz sowie kurzgeschlossene Kreisläufe in Wasserkörper des Sees versorgen die Biozönose reichlich mit Nährstoffen.

Einen Einblick in die Funktion des Ökosystems gewähren die aus den Zuflußdaten sowie die aus den in See ermittelten Daten erstellten Bilanzen (Fig 57-63). Insgesamt wurde versucht, für die Wasserfracht, die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, die sedimentbildenden Komponenten Kohlenstoff, Calcium, Seston

(Einfügung Seston = organische (lebende oder abgestorbene) Partikel und anorganischer Detritus als Suspension in der Wassersäule, auch "Meeresschnee" genannt)

und Kieselsäure und einen im Ökosystem weniger umgesetzten und stark mit dem Wasseraustausch in Beziehung stehenden Stoff ( Kalium ) Bilanzen aufzustellen. Eine externe Bilanz zeigt für jeden der Stoffe die Differenz zwischen Import und Export in Tonnen/Woche. Die interne Bilanz setzt sich aus den in Wasserkörper erhaltenen Stoffmengeninkrementen zusammen, während die interne Nettobilanz die Differenz zwischen interner und externer Bilanz darstellt und die Nettoakkumulation beziehungsweise die Nettofreisetzung aus den Seesedimenten ausweist. Die Wochenbasis wurde gewählt, weil diese den raschen Umsatzprozessen in seichten Dümmer sowie den sich rasch ändernden Frachten aus der Hunte am besten Rechnung trägt. Da jedoch nur im Dümmer selbst nur monatlich einmal gemessen wurde, wurden die Wochenwerte für die Konzentrationen im Dümmer durch Interpolation der aus den 5 Einzelwerten gewonnenen Mittelwerte ermittelt. Für die Abflußmengen wurde die Interpolation der Konzentrationen des der Lohne vorgelagerten Punkts HA multipliziert mit den täglich ermittelten Wassermengen in Lohne und Grawiede.

Eine Errechnung von Wochenmittelwerten aus den Monatswerten ist für den Dümmer insofern zu rechtfertigen, als der Wasserumsatz während der Sommermonate als relativ gering anzusehen ist und eventuelle temporäre Sestonanreicherungen kaum je in sämtlichen Einzelproben festgestellt werden konnten und eine Mittelung der Einzelergebnisse weitgehend solcherlei Einflüsse dämpft. Die sich schnell, ändernden Konzentrationen in der Hunte wurden jedoch täglich erfaßt und zu Wochenmittelwerten umgerechnet.

Die heutige Funktion des Ökosystems, sowie dessen Änderung durch Eingriffe in Einzugsgebiet ist aus den Bilanzen und den Sedimenten - die ja ein über die Zeit

integriertes Ergebnis der einzelnen Jahresbilanzen darstellen - abzulesen.

Ein für das Verständnis der Verhältnisse wichtiger Faktor ist das Auftreten einer starken Calciumkarbonatdeposition im Sediment (siehe Fig 33-38). Diese Deposition fällt mit den ersten Meliorationsschritten im Einzugsgebiet zusammen. Während in wassergesättigten Böden unter anaeroben Verhältnissen organische Substanz nach dem Auszehren geeigneter Oxidationsmittel wie Sauerstoff, Nitrat oder in gewissen Fällen auch Sulfat (Elektronenakzeptoren) konserviert wird und Stickstoffverbindungen in reduzierter Form dem Boden erhalten bleiben, wird durch Drainage solcher Böden ein Abbau dieser Substanzen möglich. Der Zutritt Sauerstoff führt zu einer intensivierten Mineralisierung von organischer Substanz zu Kohlensäure, Ammonium wird zu Salpetersäure oxidiert; die dabei frei werdenden Säuren lösen sowohl Kalk als auch andere Stoffe aus den Böden aus und transportieren diese in das Seeökosystem. Die Auswaschprozesse sind nach Trockenperioden im Sommer bei einsetzendem Regen besonders intensiv. Diese Folgen von Melioration durch Entwässerung auf die Böden und auf die Gewässer haben zwar vielleicht noch nicht genügend Beachtung gefunden, waren jedoch entscheidend für die großräumige Änderung der Grundwasserqualität in bezug auf den Nitratgehalt, für die allmähliche Degradierung der Böden und für den zur Erhaltung guter Erträge gesteigerten Düngebedarf.

Die Kohlenstoffbilanz zeigt diesen Prozeß durch ein starkes Ansteigen des Gesamtkohlenstoffs (anorganisch) im Herbst. Hohe Frachten treten dann noch während des Winters auf. Damit gekoppelt sind die starken Nitratkonzentrationen, die im Winter und Frühjahr in den Zuflüssen - besonders im Bornbach - auftreten. Diese Transporte sind auch mit der Auswaschung von Calcium korreliert. Die Löslichkeitsverhältnisse für Calcium unter gegebenem Kohlendioxidpartialdruck sind in der Hunte während der Winter- und Frühjahrsperiode stark bis wenig untersättigt. Dies bedeutet, daß das Huntewasser noch mehr Calcium auslösen könnte. Trotzdem sind die Calciumkonzentrationen in der Hunte im Durchschnitt selbst im Frühjahr höher als im See. Die Sedimente zeigen in ihrer Schichtung ganz deutlich den enormen Sprung in der Calciumdeposition an: Gut ein Drittel der in den Sedimenten vorgefundenen Festsubstanz besteht heute aus deponiertem Calciumkarbonat.

Der Auslösungsvorgang aus den Böden betrifft jedoch nicht nur Kalk, sondern auch gewisse Bodenkontaminierungsstoffe wie Blei, Cadmium, Chrom und Zink. Aber auch die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff treten seit dieser Zeit in höheren Konzentrationen im Sediment auf.

Die Deposition dieser Stoffe ist natürlich weitgehend an die biologischen

Prozesse im See gekoppelt. Die Löslichkeitsprodukte vieler dieser Stoffe sind von pH-, Reduktions-Oxidationsbedingungen und Ionenzusammensetzung der Gewässer abhängig. Diese Steuervariablen werden in hohem Ausmaß von den biologischen Produktionsvoraussetzungen beeinflusst. Durch die CO<sub>2</sub>-Assimilation wird Kohlenstoff dem Kohlensäuresystem entnommen, und die pH-Werte steigen an. Lösliches Ca-Bikarbonat wird in unlösliches Ca-Karbonat verwandelt und fällt aus (das Dümmerwasser ist während der Periode März bis Oktober in bezug auf Calcium stark übersättigt). Bei dieser Reaktion wird in gewissem Ausmaß Phosphor mitgefällt, so daß im Frühjahr auch die niedrigsten P-Konzentrationen auftreten. Eine rasche Vermehrung der Organismen führt zu einer erhöhten Biomasse im Wasserkörper, die Organismen sedimentieren allmählich, sterben ab und geben ihre Nährstoffe an andere Organismen weiter. Die deponierte organische Substanz wird an der Sedimentoberfläche unter Sauerstoffzehrung bakteriell abgebaut, unmittelbar unter den mit Sauerstoff versorgten Zonen bilden sich sauerstofffreie Gärungsbereiche aus, in denen Sulfat zu Sulfid reduziert wird.

Die Messungen am Porenwasser zeigen, daß die Sulfatatumung im Dümmer am intensivsten etwa 1-2,5 cm unter der Sedimentoberfläche stattfindet. Sulfid reagiert jedoch mit phosphorbindenden Eisenverbindungen zu schwarzem Schwefeleisen, und der in Lösung gehende Phosphor wird wieder an das Wasser als besonders leicht zugängliches Phosphat abgegeben. Der Gesamtphosphorgehalt in Wasser erhöht sich also in der Vegetationsperiode, obwohl von außen kaum Phosphor zugeführt wird. Der schwindende anorganische Stickstoffvorrat wird gegen Ende der Vegetationsperiode durch stickstofffixierende Blaualgen ersetzt. Eine Nachlieferung von Stickstoff aus den Sedimenten ist im Dümmer kaum gegeben, da mineralisierter und nitrifizierter Stickstoff sofort - noch im Kontakt zum Sediment - denitrifiziert wird.

Gleichbleibende organische Stickstoffmengen während des Sommers und die Sukzession zu stickstofffixierenden Organismen zeugen von dem enormen Stickstoffeliminierungspotential des Dümmer. Etwa 100 t der insgesamt 180 t Stickstoff, die als deponiert ausgewiesen sind, wurden hauptsächlich in den Frühjahrsmonaten denitrifiziert, während nur etwa 80 t in den Sedimenten tatsächlich deponiert wurden.

Die Biomasse des Phytoplankton, hauptsächlich Grünalgen, nahm während des Monats Mai noch an zu, stagnierte jedoch dann, um im Oktober, nachdem sich die stickstofffixierende Alge *Anabaena* etabliert hatte, noch zu einem zweiten Maximum anzuwachsen. Die enormen Biomassen wurden kaum effektiv vom Zooplankton ausgenutzt, da dieses vom reichen, aber mit benthischer Fauna und größeren Krebsplanktern schlecht versorgtem Fischbestand unmittelbar dezimiert wurde.

Eine frühere Zooplankton - Untersuchung (HENSIEK, 1955) über die Cladoceren im Dümmer gibt als eine der wichtigsten planktischen Formen die Art *Bosmina coregoni* an. In dem untersuchten Material von 1982 trat diese jedoch nur als seltenes Exemplar auf. Ferner hat sich das Artenspektrum der Cladoceren zugunsten von *Bosmina longirostris* verschoben. Die Anzahl der kleinen Cladoceren hat im Vergleich zu der Untersuchung von 1952 um das Vierfache zugenommen.

BROOKS (1969) stellte fest, daß sich in stark eutrophen Gewässern die Artenzusammensetzung des Zooplankton zugunsten von kleinen Zooplanktonarten wie Rotatorien, kleinen Cladoceren wie *Bosmina longirostris* und Cyclopiden verschiebt. Diese Feststellung trifft auch für unseren Untersuchungszeitraum des Dümmer zu: Von den großen Copepodenarten (*Diaptoaus*) wurden nur zwei Exemplare gefunden.

Die Nahrungskette Phytoplankton, Zooplankton, Benthos und Fische war nicht optimal entwickelt. Dieses zeigte sich besonders an den stark fluktuierenden hohen Phytoplanktonbiomassen, dem hauptsächlich kleine Cladoceren und Rädertiere umfassenden Zooplankton, einem schlecht entwickelten Benthos in sauerstofffreien Weichböden und einer reichen, aber hungernden Fischfauna.

Selbst die Fischfauna zeigte sich in ihrer Zusammensetzung stark unharmonisch mit einem Schwerpunkt von Weißfischen, während die Raubfische Hecht und Barsch sehr schwach vertreten waren. Diesem Umstand ist es ja auch zuzuschreiben, daß ein übermäßiger Freßdruck auf die größeren Zooplankter sowie auf die benthische Fauna ausgeübt wird. Studien von ANDERSSON (1979) zeigen, daß gerade größere Zooplankter bei gleichem Nährstoffangebot die Phytoplanktonpopulation weitgehend kontrollieren können und dies nach einiger Zeit auch Rückwirkungen auf die vom Sediment rezirkulierten Nährstoffe aufweist, was teilweise auf die geringere Belastung des Sediments mit sedimentierendem Phytoplankton zurückzuführen ist. Eine Verstärkung der Raubfischpopulation durch starkes Abfischen von Bleien und Plötzen und, wenn nötig, auch durch Besatzmaßnahmen mit mindestens einjährigen Hechten und mit Barschen würde auch im Dümmer zusätzlich zu den übrigen im nächsten Abschnitt beschriebenen Maßnahmen Verbesserungen bringen und vor allem zur Schaffung des für die Entwicklung einer Unterwasservegetation notwendigen Lichtklimas beitragen. Solche Versuche wurden mit Erfolg in Schweden von Andersson, in den Vereinigten Staaten von Shapiro und in der DDR von Uhlmann und Kenndorf durchgeführt (SHAPIRO mündliche Mitteilung, SHAPIRO et al 1982).

Das ungünstige Verhältnis zwischen planktivoren (von Zooplankton lebenden)

Fischen und Raubfischen trug selbstverständlich auch zu den hohen Akkumulationen von organischer algenbärtiger Substanz in den Sedimenten bei.

Die geringe Wassertiefe und eine starke Windexposition des Sees führen zu stark unterschiedlichen Ablagerungen sowie Sortierung des deponierten Materials, wobei die organischen Ablagerungen im westlichen Teil des Sees stärker anwachsen, während minerogene Einträge im Süden nahe der Huntemündung und Kalkablagerungen im ganzen See zu finden sind. Dieser Umstand trägt auch dazu bei, daß Ablagerungsgeschwindigkeiten und Sedimentbildungsraten nur grob abzuschätzen sind.

Der Depositionsprozeß ist auch nicht - wie man vermuten könnte - gleichmäßig über die Sommer- bzw. die Vegetationsperiode verteilt: Er war zumindestens im Untersuchungsjahr 1982 in sehr hohem Ausmaß auf die Aufwärmungsperiode des Sees beschränkt. So wurden bereits in den acht Wochen von 21. Februar bis 13. April 2 430 t Trockensubstanz, das sind etwa 55% der jährlichen Depositionsmenge von ca. 4 400 t, festgelegt. Die Zusammensetzung der Trockensubstanz ist aus Tab 35 zu entnehmen.

FDERSTER UND NEUMANN (1981) haben für kleine Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten den Austrag einzelner Dünge- und Mineralstoffe untersucht. Die Austragswerte für Hunte und Bornbach liegen, wenn man die relativ geringen Niederschläge während der Untersuchungsperiode einbezieht, noch über den in dieser Literatur angegebenen Werten für stark landwirtschaftlich genutzte Berglandgewässer.

Aus den Sedimentanalysen wird deutlich, daß das Einsetzen dieser Einträge und Ablagerungen mit der Intensivierung der Landwirtschaft und den damit verbundenen wasserbaulichen Maßnahmen zusammenfällt. Daraus kann der Schluß gezogen werden, daß einerseits früher bei Überschwemmungen ein Großteil der transportierten Stoffe in den Überschwemmungsgebieten abgelagert wurde und dadurch dem See weitgehend fernblieb, daß aber andererseits die Situation sich - auch durch die intensivierte Nutzung der Böden - noch weiter verschärft hat.

Maßnahmen zur Sanierung des Dümmer sind aus diesem Grund so zu gestalten, daß diese **Schlammdeposition** vom Dümmer ferngehalten werden kann und daß die Nährstoffe weitgehend reduziert werden, um die Planktongesellschaften zurückzudrängen und wieder eine Unterwasserflora in den heute vom Faulschlamm, bedeckten Gebieten des Dümmer zu ermöglichen.

Tab 35 Aus den Bilanzen und den Sedimentanalysen berechnete deponierte oder im Falle Stickstoff teilweise an Atmosphäre abgegebene Stoffmengen und -zusammensetzung für die Periode 21.2. bis 13.4. 1982 sowie für das gesamte Jahr 1982

Stoff	8 Wochen Frühj. 21.2. - 13.4.	gesamt. Jahr 1.1. - 31.12	Verteilg. im Sed.	Verteilg. In Bilanz
CaCO <sub>3</sub>	1.750 t	2.800 t	-	64%
Org.Subst.	450 t	1.100 t	25 %	25%
SiO <sub>2</sub> ,	230 t	500 t	-	11%
Glührest			75%	
<b>Summe</b>	<b>2.430 t</b>	<b>4.400 t</b>		
Elemente				
P	7 t	3-4 t	0,2-0,6 %	0.8
N	60 t	183 t	1.6%	4
C org.	180 t	440 t	10 %	10 x
Ca	700 t	1.120 t	12 %	25 %
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>			7 %	

Die zeitliche Steuerung und Dimensionierung solcher Maßnahmen ergibt sich zwangsläufig aus dem hydrologischen Regime der Hunte. Die Einträge, die sich in den beiden kritischen Monaten ergeben, können durch die im Abschnitt 7 vorgeschlagenen Maßnahmen - Ausfällungsmechanismen durch Erhöhen der pH-Werte durch Aufwuchsproduktion in einem den See vorgelagerten Poldersystem - weitgehend reduziert werden.

Unsicherheiten bezüglich der Repräsentativität der im Untersuchungszeitraum erhobenen Daten wurden weitgehend bei der Beurteilung berücksichtigt. Starke Sommerregen waren jedoch während der Untersuchungszeit kaum aufgetreten, so daß durch zusätzliche Messungen in Hunte und im Dümmer zwar eine weitere Präzisierung der Aussagen, jedoch keine grundlegende Änderung der Beurteilung zu erwarten ist.

In Tab 36 sind Untersuchungsergebnisse des Wasseruntersuchungsamtes Hildesheim als Mittelwerte für die Sommermonate (Mittelwerte aller Daten, die während der

Periode 1.4 - 30.9 erhoben wurden) der Jahre 1968 - 1982 und im Vergleich dazu die Ergebnisse der Untersuchung der TU Berlin für den Sommer des Jahres 1982 zusammengestellt.

Die Untersuchungsergebnisse des Wasseruntersuchungsamtes Hildesheim zeigen keine größeren Abweichungen zu den Ergebnissen der TU Berlin mit Ausnahme des Stickstoffs, der von der TU Berlin in wesentlich geringeren Konzentrationen gefunden wurde. Es gibt jedoch zwei Argumente für die Richtigkeit der von der TU Berlin gemessenen Stickstoffkonzentrationen:

1. Die in den Zuflüssen von der TU Berlin gemessenen Konzentrationen stimmen weitgehend mit den dort vom Wasseruntersuchungsamt gemessenen Stickstoffwerten überein. Sämtliche Gesamtstickstoffanalysen wurden an der TU Berlin gleichermaßen analysiert.
2. Ausgehend von den Analysen der obersten **Sedimentschichten** (frisch sedimentierendes Material) würde dem Sestonengehalt, der im Wasser festgestellt wurde (56 mg/l), etwa ein partikulärer N-Gehalt von 1 mg/l entsprechen. Ein solcher wurde auch analytisch im Jahresmittel festgestellt.

Eine Betrachtung der Leitfähigkeiten läßt besonders die Sommer der Jahre 1970 und 1981 als regenreich erscheinen. Die Sestonwerte für den Sommer 1970 wurden auch mit 101 mg/l als besonders hoch ausgewiesen (leider waren für 1981 keine Sestonwerte vorhanden). Dieser hohe Sestonwert läßt möglicherweise darauf schließen, daß auch während regenreicher Sommer erhebliche Ablagerungen im Seebecken zu erwarten sind.

Tab 36 Sommermittelwerte einiger Parameter für die einzelnen Jahre, für die Jahre 1968-1982 und für die 1982 von der TU Berlin im Rahmen der vorliegenden Untersuchung gemessenen Daten (pH-Mittelwerte sind aus den Wasserstoffionenmittelwerten errechnet.)

Jahr	1968	1969	1970	1971	1972	1973
Leitfähigkeit mS			36,8	43,25		
pH	8,3	9,5	9,71	9,26	8,69	9,51
Sauerstoff mg/l	12,86	14,68	12,4	12,98	11,71	15,47
Alk mM/l	1,34	1,65	2,02	1,68	1,68	1,94
Chlorid mg/l	31,27	53,4	52,65	55,67	65,05	69,4
Sulfat mg/l			72,6	76,75		91,87
Calcium mg/l			46,89	46,24		36,54
Magnesium			6,26	6,62		16,57
Ges-P mg/l	0,22	0,45	0,38	0,48	0,59	0,51
Ges N mg/l	3,11	5,73	2,33	4,69	7,03	6,03
SiO <sub>2</sub> mg/l						
Fe mg/l	0,77	0,64	1	1,29	1,36	
Seston mg/l			101	25,3		63,17

Jahr	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Leitfähigkeit mS		43,53	50,28	50,78	47,6	45,4
pH	8,88	9,27	9,5	9,41	9,4	9,88
Sauerstoff mg/l	12,8	9,56	14,15	11,81	11,82	13,95
Alk mM/l	1,56	1,78	1,73	1,43	1,67	1,51
Chlorid mg/l	84,38	61,35	80,15	71,57	69,5	63,1
Sulfat mg/l	115,68	98,5	118,35	132,23	97,35	97,67
Calcium mg/l	55,76	56,96	63,98	69,81	67,64	55,24
Magnesium mg/l					8,08	
	14,1	9,21	9,18	9,48		7,62
Ges-P mg/l	0,45	0,76	0,57	0,43	0,65	0,51
Ges N mg/l	5,1	6,91	5,82	4,77	4,39	3,92
SiO <sub>2</sub> mg/l			13	9,95		6,8
Fe mg/l			1,12	0,85	1,34	0,68
Seston mg/l	29,37	117,2	45,45	36,67	64,7	42,43

<b>Jahr</b>	<b>1980</b>	<b>1981</b>	<b>1982</b>	<b>So MW</b>	<b>TUB So MW</b>
<b>Leitfähigkeit mS</b>	45,2	39,57	44,36	44,81	47,21
<b>pH</b>	9,03	9,41	9,05	9,08	9,35
<b>Sauerstoff mg/l</b>	11,31	11,09	11,98	12,48	11,05
<b>Alk mM/l</b>	1,8	1,77	1,75	1,69	1,86
<b>Chlorid mg/l</b>	65,53	57,33	59,71	62,16	63,63
<b>Sulfat mg/l</b>	93,67	89,57	89,23	95,25	79,6
<b>Calcium mg/l</b>	64,19	57,87	60,4	56,8	61,32
<b>Magnesium mg/l</b>				9,24	
	9,11	7,5	8,59		8,94
<b>Ges-P mg/l</b>	0,34	0,42	0,4	0,47	0,4
<b>Ges N mg/l</b>	3,47	2,82	4,34	4,66	1,63
<b>SiO<sub>2</sub> mg/l</b>	6,3	1,77	4,41	5,61	2,69
<b>Fe mg/l</b>	1,01	1,06	0,96	1,01	1,63
<b>Seston mg/l</b>	37			55,12	56,03

Der Durchschnitt der Sommermittelwerte zeigt nur geringfügige Abweichungen zu den Untersuchungen der TU Berlin 1982. Ausgehend von den in diesem Jahr festgestellten Zusammenhängen zwischen Frachten zum und Konzentrationen im See kann eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Abweichungen von den diesjährigen Bilanzen vorgenommen werden. Obwohl Ein- und Austrag von Jahr zu Jahr erheblichen Schwankungen unterworfen sein können, scheint die interne Nettobilanz der Sedimente doch während der letzten Jahre relativ stabil gewesen zu sein. Ursache hierfür sind die starken Beziehungen zwischen den Nutzungsstrukturen in Einzugsgebiet und den see-internen Prozessen, wobei die meteorologischen Bedingungen in den einzelnen Jahren eher die von den Abflüssen abhängigen Bruttobilanzen zu beeinflussen scheinen als die weitgehend an biologische Prozesse gekoppelten Nettobilanzen. Diese Tatsache ermöglicht auch die Erstellung eines Sanierungskonzeptes, das zum Ziel hat, vor allen die see-internen biologischen Prozesse Photosynthese und Respiration durch die Verringerung der zugeführten Nährstoffe kurz vor und während der Vegetationsperiode zu dämpfen und auszugleichen.

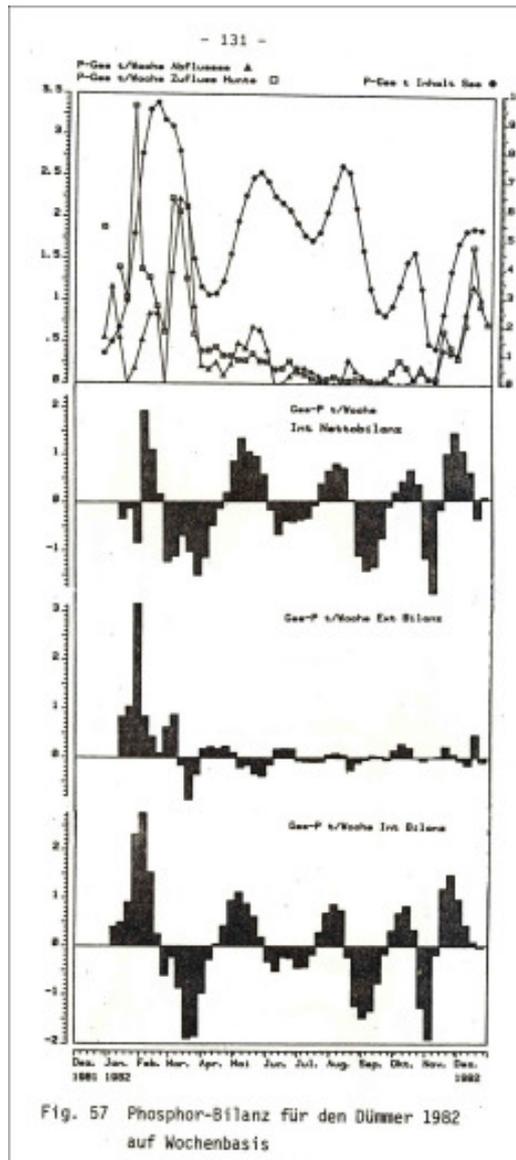


Fig. 57 Phosphor-Bilanz für den Düster 1982 auf Wochenbasis

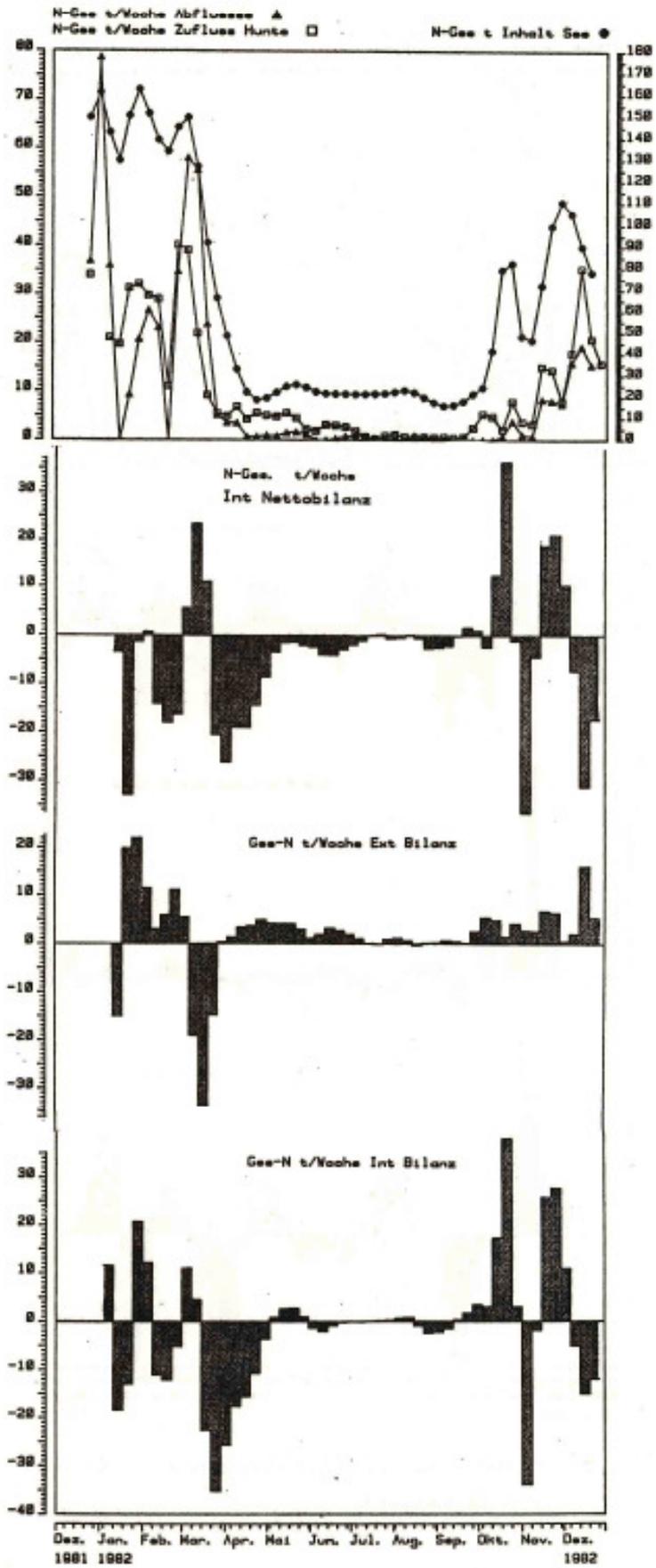


Fig. 58 Stickstoff-Bilanz für den Dümmer 1982 auf Wochenbasis

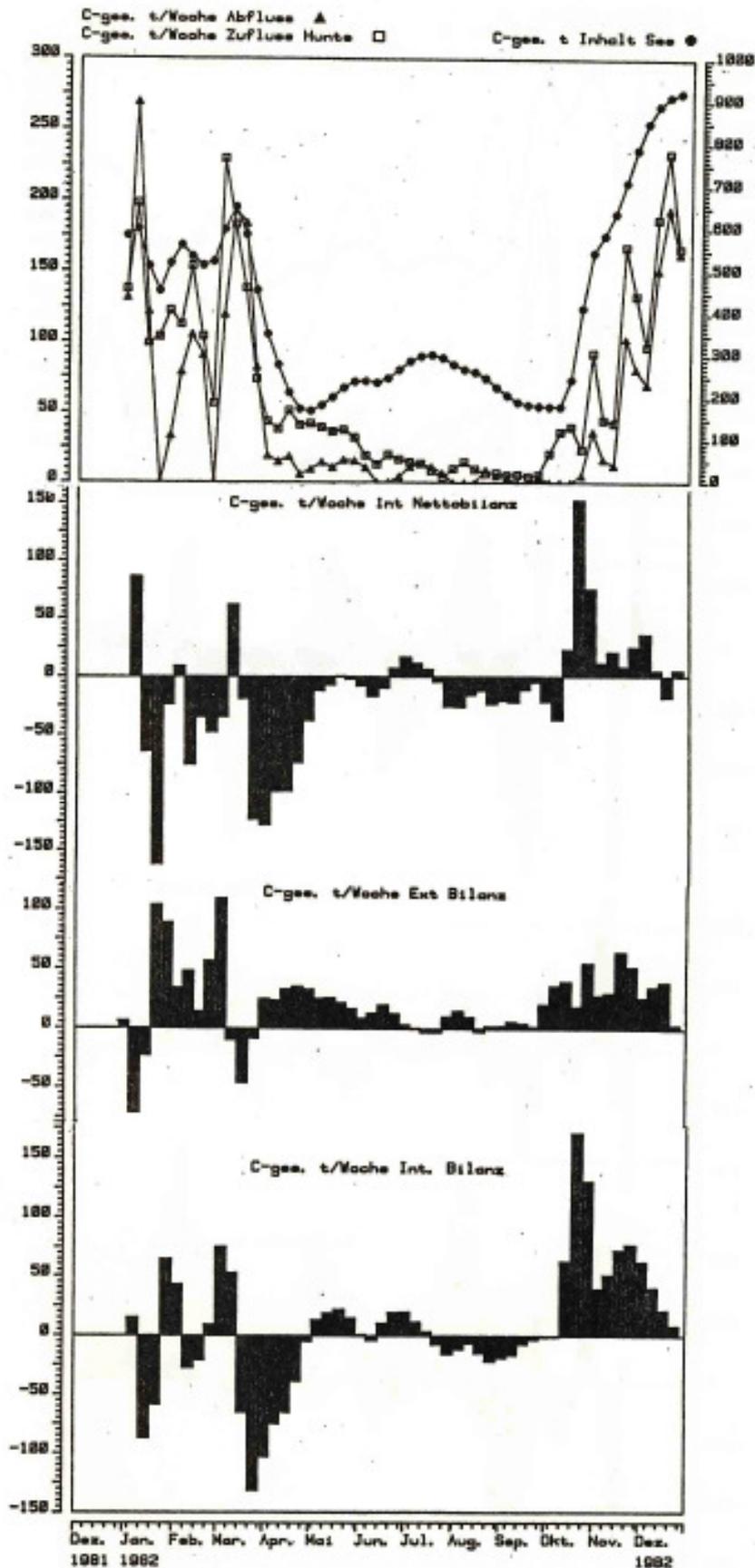


Fig. 59 Gesamt-Kohlenstoff (anorg.) - Bilanz für den Dümmer 1982 auf Wochenbasis

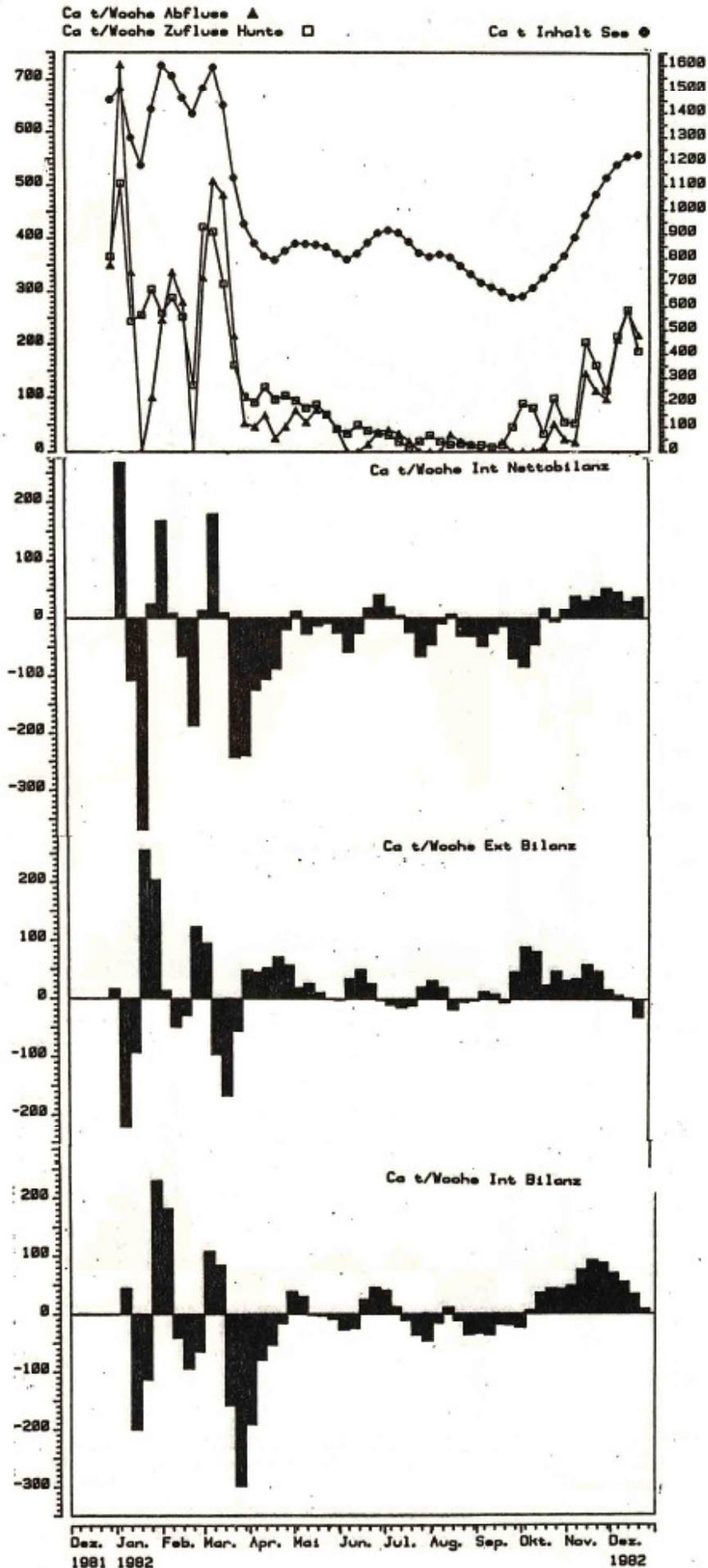


Fig. 60 Calcium-Bilanz für den Dümmer 1982  
auf Wochenbasis

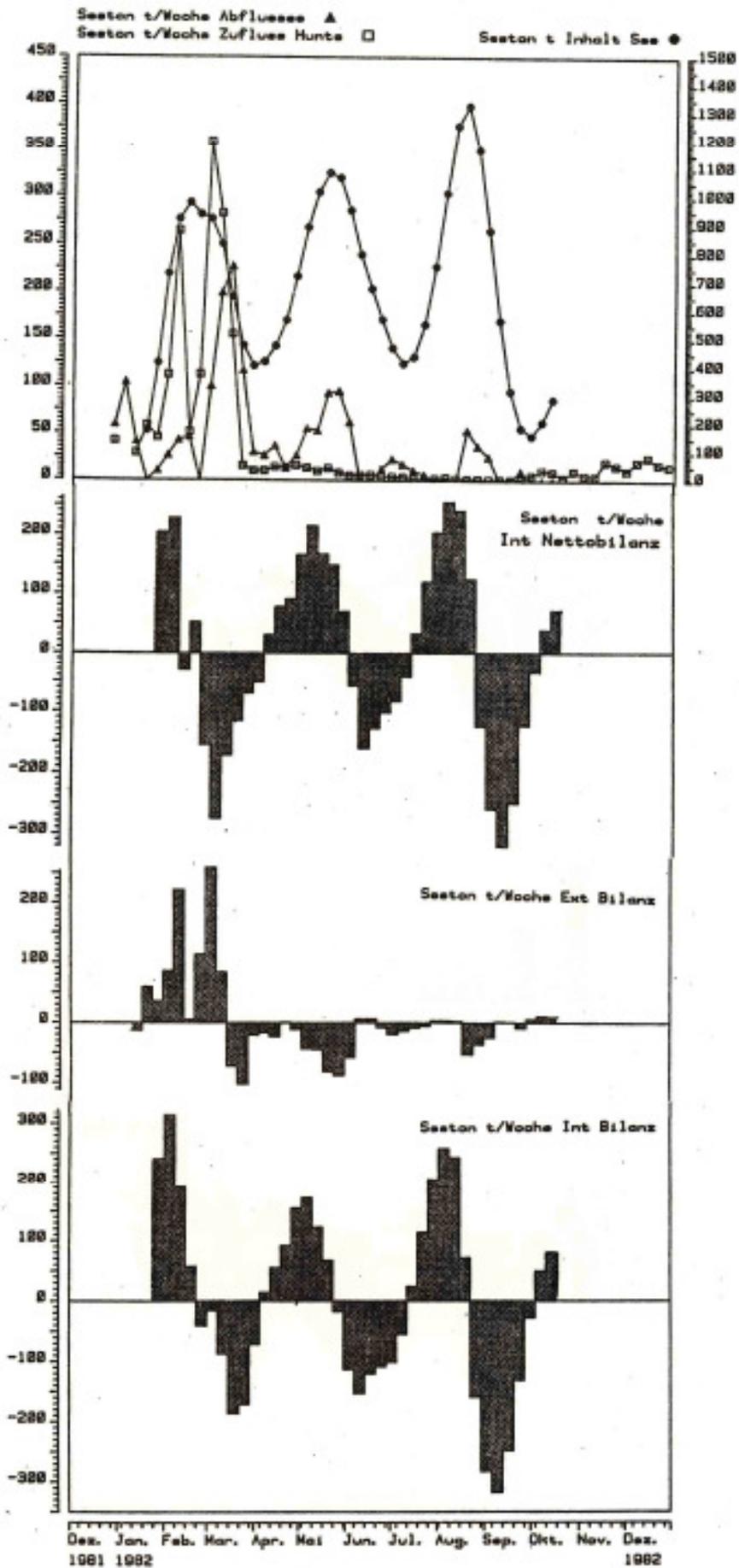


Fig. 61 Seston-Bilanz für den Dümmer 1982  
auf Wochenbasis

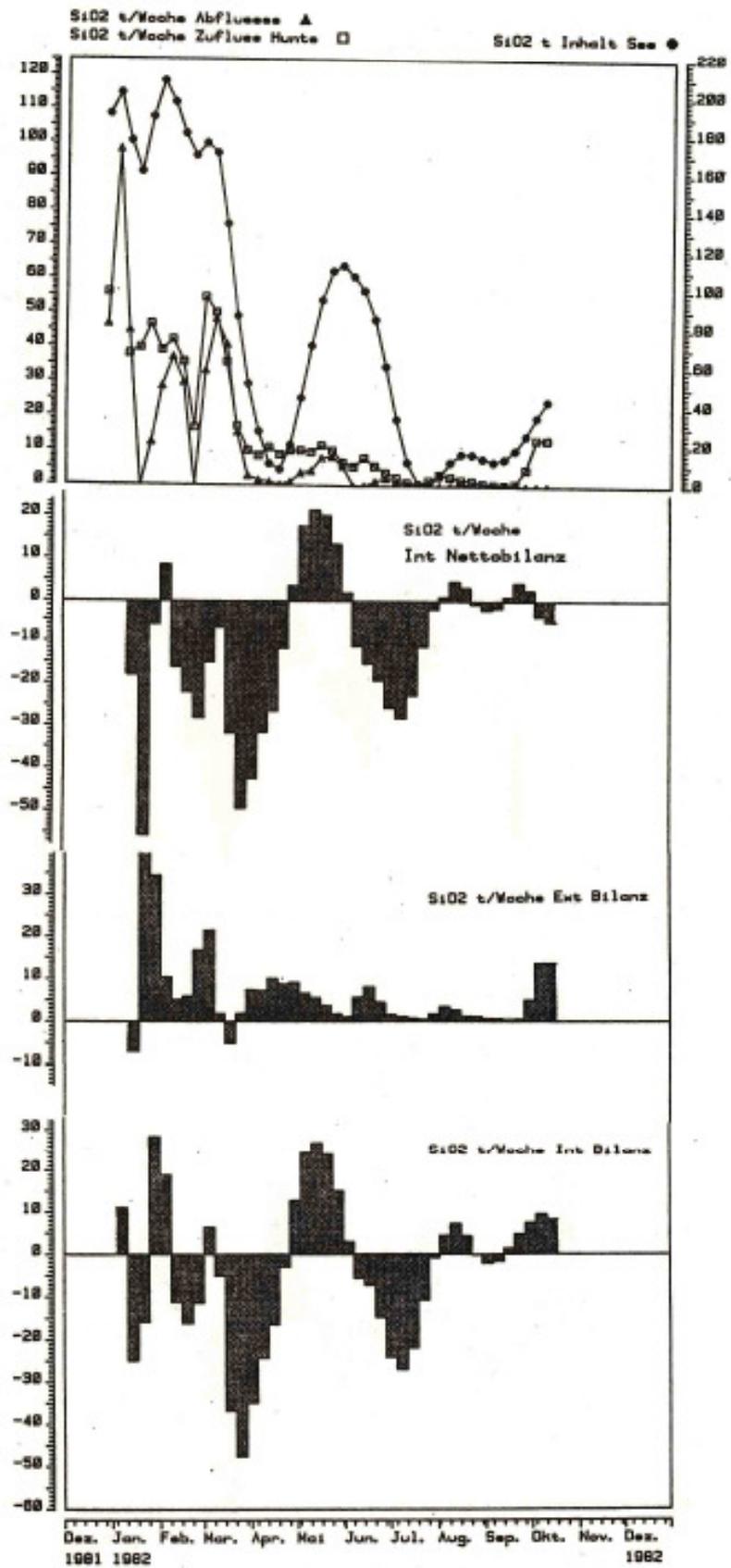


Fig. 62 Kieselsäure-Bilanz für den Dümmer 1982 auf Wochenbasis

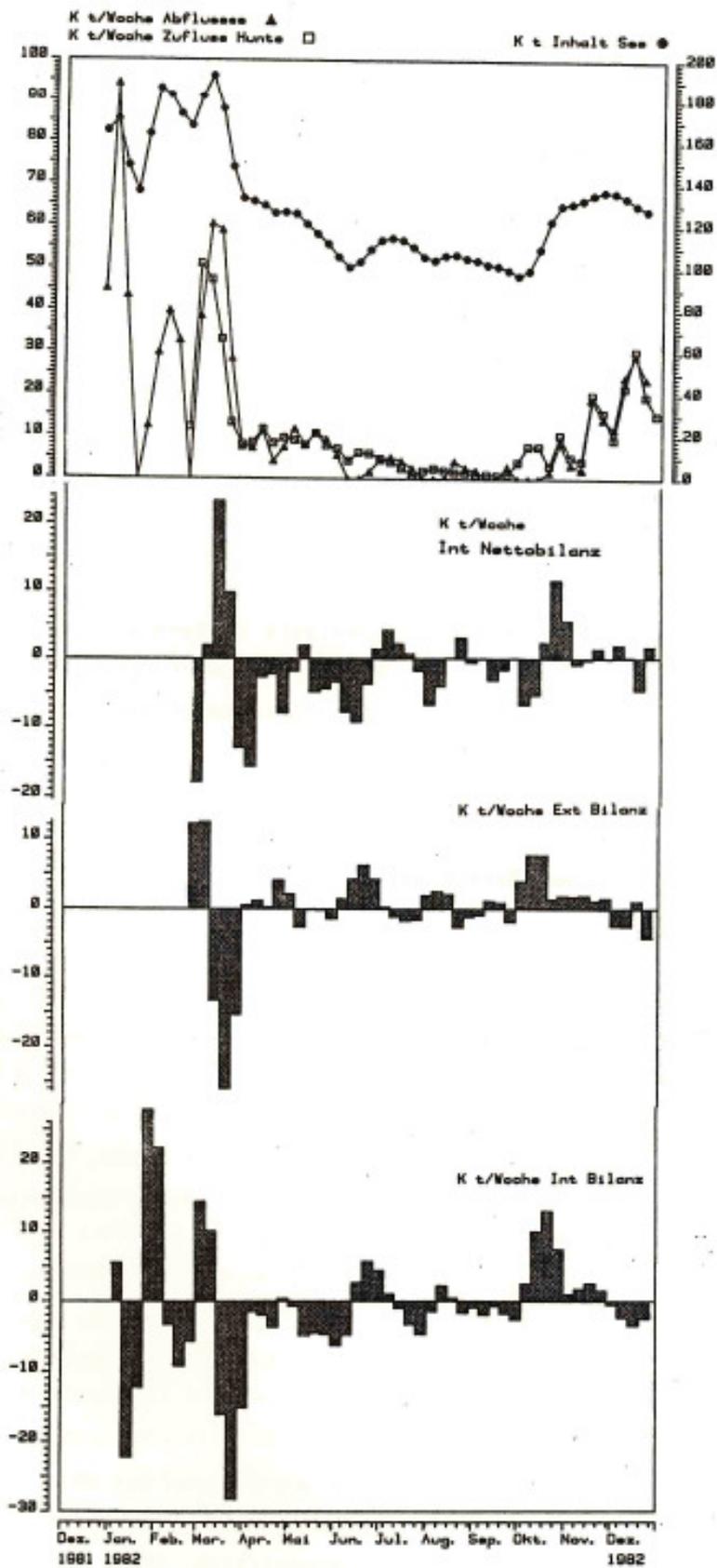


Fig. 63 Kalium-Bilanz für den Dümmer 1982  
auf Wochenbasis

## 7 Sanierungsmaßnahmen

### 7.1 Entlastende Maßnahmen

Für die Sanierung des Dümmer ist es notwendig, die Belastung durch die Hunte weitgehend zu verringern. Eine weitergehende Reinigung von kommunalen Abwässern im Einzugsgebiet der Hunte ist zwar erstrebenswert, würde jedoch keineswegs als alleinige Maßnahme die Hunte so entlasten können, daß diese zu einer wesentlichen Verbesserung der Verhältnisse im Dümmer - vor allem zu einer geringeren Verschlammung - beitragen könnte. Die Untersuchungen zeigen eine hohe Belastung des Dümmer durch eine Landwirtschaft, die im wesentlichen durch intensive Viehhaltung im Einzugsgebiet geprägt ist. Dies ist insbesondere an den stark erhöhten Konzentrationen der Nährstoffe im Bornbach abzulesen, der kaum von kommunalen Abwässern beeinflusst ist. Die Auswirkungen dieser landwirtschaftlichen Aktivitäten sollten daher durch geeignete Maßnahmen schnellstens verringert werden.

Eine Verlegung der nachstehend beschriebenen Einrichtung einer Schilfpolderanlage in den Dümmer selbst ist aus mehreren Überlegungen nicht in Betracht gezogen worden:

1. Die Maßnahmen sollen zum Schutze und zur Entlastung des Sees erfolgen, der ja auch - als zentraler und wertvollster Teil des Feuchtgebiets Dümmer - als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist.
2. Da die Anlage im Süden des Sees errichtet werden müßte, sind durch den Bau auf sedimentären Ablagerungen mindestens verdoppelte Baukosten für eine solche Anlage zu erwarten.
3. Ein Verlegen der Anlage in den südlichen Teil des Dümmer würde eine Verringerung der Speicherkapazität gegenüber einer Anlage außerhalb des Dümmer um etwa 1,5 Mio m<sup>3</sup> bewirken.

Eine solche Alternative wäre, sollte sie aus Gründen des Naturschutzes oder unter landespflegerischen Gesichtspunkten erwogen werden, grundsätzlich möglich, jedoch aus limnologischer Sicht nicht zu vertreten. In diesem Fall müßten jedoch noch genauere Untersuchungen über Kosten und Folgen angestellt werden.

Zur Verringerung der Nährstofffrachten wie der Trübstoffe in der Hunte - diese Faktoren bilden ja die wichtigsten Voraussetzungen für eine weitere Verschlammung des Dümmer - ist ein Maßnahmenpaket notwendig, bestehend aus zwei Teilen:

1. Oberhalb des Dümmer soll ein Poldersystem von geeigneter Größe angelegt werden, um die Abflüsse einzustauen und durch Sedimentation von Trübstoffen und Nährstoffen in partikulärer Form zu befreien. Um den Sedimentationseffekt noch weiter zu steigern, sollen in diesen Poldern Schilfkulturen angelegt werden. Diese Schilfkulturen sollen durch Bewirtschaftung und Mähen im Winter für den Einstau im Frühjahr Halmstoppeln in Einstauhöhe liefern, an denen durch Erhöhung der Sedimentationsfläche Sedimentationsprozesse rascher ablaufen. Eine frühzeitige Erwärmung der flachen Polder sowie das Vorhandensein einer vergrößerten Substratfläche führt auch zu einer Eliminierung von gelösten Nährstoffen durch Aufnahme in und Sedimentation von Aufwuchsorganismen. Schilf wird deshalb für eine Bepflanzung des Poldersystems vorgeschlagen, da es kommerziell genutzt werden kann, für Aufwuchsorganismen gute Bedingungen bietet und bei Bewirtschaftung kaum größere sauerstoffzehrende Ablagerung zu erwarten sind, wie dies bei Binsen und anderen Röhrcharten der Fall ist. Schilf (*Phragmites australis*) ist außerdem einfach zu bearbeiten (effektive Bearbeitungs- und Nutzungsverfahren sind entwickelt), wie Beispiele aus dem Donaudelta und dem Neusiedlersee zeigen (GRANELI 1980, GRANELI 1982).
2. Das meistbelastende Teileinzugsgebiet, das des Bornbachs nämlich, ist über den Randkanal umzuleiten, da dadurch bei einem Abflußanteil des Bornbachs von nur 24X etwa 55% der Phosphorbelastung sowie über 30% der Stickstoffbelastung dem See entzogen werden können. Diese Maßnahme wird auch deshalb erforderlich, da ein Einstau in das oben aufgeführte Poldersystem Teile des Einzugsgebietes Bornbach vernässen würde, so daß die landwirtschaftliche Nutzung dieses Gebietes erschwert wäre.

Erhöhte Nährstoffkonzentrationen sind aufgrund dieser Maßnahme im Randkanal, der ja heute schon weit höhere Konzentrationen als der Bornbach aufweist, nicht zu erwarten. Auch die Hunte wird nicht stärker als heute belastet werden, da die Abflüsse des Dümmer zumindestens während der Vegetationsperiode ähnlich hohe Werte wie Bornbach und obere Hunte aufweisen. Zudem ist eine teilweise Ableitung des Bornbaches bereits im Bewirtschaftungsplan für den Dümmer vorgesehen (REMMERS 1982).

Die Schilfpolderanlage ist dann während des Frühjahrs, des Sommers und des

Herbstes zu betreiben und im eingestauten Zustand den Winter über zu halten. Die zu erwartenden hohen Winter-Abflüsse sind jedoch bis Februar an der Polderanlage vorbeizuleiten. Ein Nachspülen mit im Poldersystem mechanisch und biologisch gereinigtem Wasser kann besonders im Frühjahr die Sedimentations- und Produktionsverhältnisse im Dümmer stark reduzieren.

Um eine derartige schilfbepflanzte Polderanlage betreiben zu können, müssen einige Voraussetzungen erfüllt sein, die im Laufe der vorliegenden Untersuchungen zu klären waren.

Der hydraulische Betrieb einer solchen Anlage setzt voraus, daß keinerlei Pumpmaßnahmen erforderlich werden, da die Energiekosten eine solche Anlage zur Reinigung von Flußwasser bis zur praktischen Undurchführbarkeit belasten würden. Ferner darf der Rückstau beim Einstauen der Polderanlage nicht große Teile landwirtschaftlich genutzter Flächen über längere Perioden vernässen und diese dadurch für eine weitere Nutzung untauglich machen. Eine weitere Voraussetzung für den Bau einer solchen Anlage ist das Vorhandensein von Flächen in unmittelbarem Anschluß an den Zufluß Hunte, die auch für eine derartige Nutzung geeignet sind.

Da über biologische, Reinigungsanlagen auf der Basis von Aufwuchsalgen kaum Erfahrungen vorliegen, ist zur Zeit keine genaue Dimensionierung anzugeben. Zur Optimierung der Reinigungsleistung von Algen ist eine Mindestaufenthaltsdauer des Wassers von zehn Stunden erforderlich. Bei einem Bemessungshochwasser von  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  für das hydraulische System ergibt sich hieraus eine benötigte Gesamtfläche von 200 ha.

Eine Flußreinigungsanlage herkömmlicher Bauart (Phosphateliminierung) als Alternative würde jedoch mindestens die dreifachen Investitionskosten erfordern, einen hohen Bedarf an kostspieligen Fällungsmitteln aufweisen, das Wasser aufsalzen und zudem noch hohe Schlammengen produzieren, die in Deponien endgelagert werden müssen.

Ein Verzicht auf Maßnahmen andererseits bedeutet, eine schlechte Wasserqualität im Dümmer, einen weiteren Rückgang der Röhrichtvegetation, eine rasche, noch zunehmende Verschlammung des Dümmer und ein allmähliches Verschwinden des Sees in Kauf zu nehmen.

„Eine schilfbepflanzte Polderanlage kann, wie die in der vorliegenden Untersuchung vorgenommenen vorläufigen Schilfexperimente zeigten, durch Aufspülen von Dümmer Schlamm und Aussaat von Schilfsamen bzw. Einmischen von

Schilfsamen in das Spülgut kostengünstig angelegt werden. Günstige Anwuchsbedingungen werden insbesondere dann erhalten, wenn die Aussaat bereits bei sommerlichen Temperaturen vorgenommen wird.

Gleichzeitig mit der Aussaat muß die gesamte Polderfläche mit Dümmerschlamm gespült werden. Insgesamt sollte die Schlammauflage in feuchtem Zustand etwa 5 cm stark sein. Dies erfordert für die gesamte Polderanlage etwa 70 000 bis 100 000 m<sup>3</sup> Schlamm. Zur Aussaat sind dem Schlamm pro m<sup>3</sup> 1g getrocknete gehäckselte Schilfrispen zuzusetzen; dies entspricht etwa 50 Samen pro m<sup>2</sup>. Für die Aussaat über eine gesamte Polderfläche von 150 ha sind somit 0,5 - 1 m<sup>3</sup> gehäckseltes Rispenmaterial erforderlich. Um ein gleichmäßiges Anwachsen eines Schilfrhizoms zu gewährleisten, sollten die Polderflächen so eben wie möglich sein.

Eine für die Festlegung von Phosphor und Stickstoffeliminierung voll funktionstaugliche Schilfkultur in den Poldern ist jedoch erst nach etwa zwei bis drei Jahren zu erwarten. Da in den eineinhalb Jahren, die für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung standen, eine Anlage eines funktionstauglichen Versuchspolders nicht möglich war, sollte ein solcher bei Erwägung einer Durchführung dieses Projekts schnellstmöglich eingerichtet werden. Ein derartiger Versuchspolder sollte eine Größe von einem ha möglichst nicht unterschreiten, seine Funktion sollte in einem wissenschaftlichen Begleitprogramm während mindestens zweier Vegetationsperioden dokumentiert werden.

Untersuchungen an Dümmerschilf und den unter der Wasseroberfläche vorkommenden Besiedlern (hauptsächlich Aufwuchsalgen) dieser Halme ermöglichten eine grobe Abschätzung der Festlegungskapazität für Phosphor in einer schilfbepflanzten Polderanlage. Eine Nettopolderfläche von etwa 150 ha könnte bei einem Einstau von 10-20 cm etwa 6-8 t Phosphor in Form von Organismen an den Schilfhalmen festlegen. Hinzu käme der Phosphor, der bereits in Partikelform direkt in den Poldern sedimentierbar ist. Da - wie im Rahmen der Untersuchungen gemessen - Jährlich etwa 13 t Phosphor durch die Hunte ohne Bornbach in den See eingetragen werden, wovon in einem Zeitraum von 8 Wochen im Frühjahr bereits 7 t sedimentiert, aufgrund späterer interner Rückführung aus dem Sediment jedoch nur etwa 3-4 t festgelegt werden, ist durch diese Maßnahmen eine erhebliche Reinigungswirkung in bezug auf Phosphor zu erwarten. Auch die Hauptkomponenten der see-internen Sedimentbildung wie Calciumkarbonat und Kieselsäure würden zu einem Großteil bereits im Schilfpolder festgelegt werden, da die im Frühjahr so intensiven Sedimentationsprozesse im Dümmer durch intensive biologische Prozesse (Produktion von Kieselalgen als Aufwuchsorganismen und damit verbundene

pH Erhöhung) vorweggenommen werden würden.,

Voraussetzung für den störungsfreien Betrieb einer derartigen biologischen Flußreinigungsanlage ist jedoch eine Bewirtschaftung dieser Polder. Selbstverständlich muß die anfallende Biomasse des Schilfs regelmäßig geerntet werden, um die Verlandung der Polder so gering wie möglich zu halten. Durch den Erlös aus dem Verkauf des Schilfs kann ein guter Teil der Wartungs- und Betriebskosten für die Anlage wieder erwirtschaftet werden. Eine zusätzliche Düngung ist nicht erforderlich, da durch Sedimentation genügend Nährstoffe in den Poldern festgelegt werden.

Für eine rationelle Bewirtschaftung der Schilfpolder sind leichte Amphibienmaschinen einzusetzen, die durch einen geringen Auflagedruck (unter etwa  $100\text{g/cm}^2$ ) die Polderdämme nicht zu sehr belasten. Diese Maschinen müssen mit Mäh- Bagger- und Kultiviergeräten ausgerüstet werden können und über Lademöglichkeiten verfügen.

Für einen Einstau bei Niedrigwasserführung in der Hunte ist ein Teil des Poldersystems als Niedrigwasserbecken auszulegen, das für geringe Wassermengen noch eine Einstaumöglichkeit bei geringstem Rückstau im Sommer und damit eine ausreichende Reinigungsleistung gewährleistet.

## 7.2 Zusätzliche Maßnahmen

Zusätzliche Maßnahmen sind erforderlich, teils um bis zum Ausbau eines Schilfpoldersystems eine weitere Verschlammung zu vermeiden bzw. die bereits vorhandenen Schlammengen zu reduzieren, teils um die Stoffwechselprozesse im See so zu gestalten, daß die seeinterne Schlammproduktion abgesenkt werden kann und eine weitere Faulschlambildung weitgehend unterbleibt.

1. Ein Entschlammungsprogramm wird bereits seit einiger Zeit durchgeführt.

Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß dadurch etwa die jährlich anfallende Schlammmenge ausgebaggert wird, so daß sich seit der Schlammkartierung von DAHMS die Faulschlamm lager nur wenig verändert haben. Dies wurde dadurch erreicht, daß Baggerlöcher, die beim Deichbau entstanden sind, vergrößert, für den Schlammfang genutzt und regelmäßig geleert werden, daß aber auch ein relativ kostspieliges Programm für eine Flächenentschlammung durchgeführt wurde.

Eine Entschlammung ist auch bis zur Anlage des Poldersystems vonnöten, da dadurch zumindestens die weitere Verlandung verhindert werden kann und dem See nach Entlastung durch eine Reinigung der Hunte eine bessere Ausgangsbasis für eine Selbstreinigung durch windinduzierte Oxidation der Sedimente geschaffen wird. Die Entlastung der Hunte kann zwar eine weitere starke Verschlammung

des Sees verhindern; die Maßnahme ist aber nicht geeignet, die bereits im See abgelagerten Sedimente zu verringern. Der Faulschlammcharakter der im westlichen Teil abgelagerten Sedimente würde auch nach Entlastung der Hunte noch geraume Zeit beibehalten werden, da die Sedimente im gegenwärtigen Zustand noch von leicht abbaubaren organischem Material überlagert sind und die rasch oxidierbaren sulfidhaltigen Sedimente erst in tieferen Schichten auftreten. Bei der bereits sehr geringen Tiefe des Dümmer ist sicherlich eine Entschlammung jeder anderen Inaktivierung der Sedimente vorzuziehen. Selbst bei geringer externer Neubelastung kann durch Rezirkulation von Phosphor aus Faulschlämmen eine starke interne Schlammproduktion über mindestens fünf Jahre aufrechterhalten werden. In ungünstigen Fällen kann diese Genesungsphase eines entlasteten Sees, wie Beispiele aus Skandinavien zeigen, auch Zeiträume von mehreren Jahrzehnten in Anspruch nehmen.

2. Zusätzlich sollte eine Steuerung der Stoffwechselprozesse im See durch aktive Fischbewirtschaftung erfolgen. Diese Maßnahme könnte auch unabhängig von der Hunteentlastung durchgeführt werden. Dies wurde bereits bei der Diskussion der Funktion des Ökosystems angeschnitten. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß die Anzahl der Raubfische im See im Verhältnis zum gesamten Fischbestand zu gering ist. Ein Anheben derselben kann durch verschiedene Maßnahmen erreicht werden. Eine Möglichkeit, die Verhältnisse zu verbessern, wäre das Abfischen Zooplankton fressender Fische wie Blei, Plötze und Güster. Da dies jedoch in einem See wie dem Dümmer nicht einfach ist, ist zusätzlich ein Besatz mit einer größeren Anzahl mindestens einjähriger Hechte und eventuell Barsche zu empfehlen. Eine solche Maßnahme müßte auch wissenschaftlich begleitet werden, um optimale Wirkungen auf die Nahrungsketten zu sichern. Die Erfahrung mit solchen Maßnahmen ist bisher in sämtlichen Fällen positiv zu bewerten.

Die Wirkungsweise einer solchen Maßnahme ist in den Beziehungen zwischen den einzelnen Gliedern eines Nahrungsnetzes begründet: Ein größerer Prädationsdruck (Freßdruck) durch Raubfische auf Zooplankton fressende Fische ermöglicht eine höhere Abundanz (häufigeres Vorkommen) von größeren Zooplankton, die ihrerseits wieder Phytoplankton in größerer Menge konsumieren (ANDERSSON 1979, SHAPIRO ET AL. 1982). Eine vollständigere Nutzung des Phytoplanktons führt jedoch zu geringeren Sedimentationsraten und einer geringeren Belastung der Sedimentoberfläche mit frischem organischen

Material. Eine geringere bakterielle Aktivität an der Sedimentoberfläche ermöglicht aber eine bessere Sauerstoffversorgung und eine geringere Nährstoffrückführung. Der den Stoffwechsel dämpfende Effekt einer solchen Maßnahme liegt auf der Hand. Ein guter Raubfischbestand ermöglicht auch einen durch erhöhte Qualität der Fische gesteigerten Fischereiertrag.

### 7.3 Folgen und Wirkungen der vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen

Sicherlich sind Vorschläge, Umweltschäden mit teilweise technischen Mitteln wieder zu kompensieren, kaum ähnlich attraktiv wie Forderungen nach Biotop- und Artenschutz. Daß solche Vorschläge hier gemacht werden, fußt auf einer in bisherigen Projekten gewonnenen Erfahrung und der Überzeugung, daß Ökosysteme, wenn diese überhaupt Stabilität aufweisen, diese aus ihrer Eigendynamik schöpfen. Gewässerökosysteme in unseren Breitengraden sind meist Produkte der letzten Eiszeit; und für viele dieser Ökosysteme wird die Zeitspanne für ihre natürlich mögliche Existenz durch Verlandung erschöpft. Der Trend zur Erhaltung von naturnahen Gewässern ist heute gegeben, während man noch vor ein paar Jahren möglichst raschen Abfluß und gute Dränage der Böden als lebensnotwendig ansah und durch technische Maßnahmen sicherstellte. Eine Bewertung einzelner Organismen scheint aus ökologischer Sicht kaum sinnvoll, während ein komplexes Ökosystem aus terrestrischen und aquatischen Biotopen und einem vielfältigen Artenspektrum erstrebenswert erscheint. Voraussetzung hierfür ist jedoch der Dümmer, der bei einer zunehmenden Verlandungsgeschwindigkeit (Sedimentzuwachs 4-6 mm/Jahr) bis zu einer Überwucherung durch höhere Vegetation noch eine "Lebensspanne" von 80 - 100 Jahren besitzt. Die Erfahrung mit überwucherten Seen zeigt, daß diese ab einer Restwassertiefe von etwa 60 cm stark beschleunigt verlanden.

Dieser Aspekt sei den folgenden Überlegungen vorangestellt, um die Notwendigkeit einer Dämpfung von Verlandungsprozessen im Dümmer an der im landespflegerischen Gutachten geforderten Biotopentwicklung messen zu können.

Der Betrieb eines Schilfpoldersystems als mechanische und biologische Reinigungsanlage für die Hunte kann die externe Sestonfracht weitgehend eliminieren und die Nährstoffversorgung während der Vegetationsperiode stark drosseln. Eine vorsichtige Beurteilung einer solchen Anlage ergibt eine 80-90 %ige Reduktion des Phosphors, wenn man bedenkt, daß ein Großteil des eingetragenen Phosphors in partikulärer Form vorliegt und die Aufenthaltszeiten selbst bei einer hohen hydraulischen Belastung von etwa 25 m<sup>3</sup>/s etwa zehn Stunden betragen. Eine weitgehende Reduktion der in gelöster Form vorliegenden Phosphate durch Aufwuchsorganismen, insbesondere während der Vegetationsperiode,

ist zu erwarten. Aber auch eine erhebliche Stickstoffreduktion ist an der Sediment-Wasser Grenzschicht durch Denitrifikationsverluste wahrscheinlich. Ein Versuchspolder sollte deshalb auch auf die Möglichkeit einer Stickstoffeliminierung hin untersucht werden.

Die Faulschlammabildung im Dümmer kann nur durch eine Verringerung der neu anfallenden, im See produzierten organischen Substanz verhindert werden. Die Entlastung der Hunte durch die Schilfpolderanlage in Verbindung mit den zusätzlichen Maßnahmen ist geeignet, eine weitere Faulschlammabildung zu verhindern. Die gegenwärtig noch vorhandenen sulfidführenden Ablagerungen im westlichen Teil des Dümmer werden durch Entlastung und verringerte Neuproduktion allmählich oxidieren. Gute Erfolgsaussichten für eine Wirkung der vorgeschlagenen Maßnahmen sind vor allem dadurch gegeben, daß die Belastung während der Vegetationsperiode stark gesenkt werden kann, während die Wasseraustauschzeit während der abflußintensiven Winterperiode im Dümmer sehr kurz ist (etwa 1 Monat). Eine Füllung des Sees mit biologisch behandeltem Huntewasser, das ferner bereits einen Großteil der ansonsten im Dümmer sedimentierenden Stoffe in den Schilfpoldern entladen hat (Calciumkarbonat, Kieselsäure, Phosphor, Stickstoff und Seston) läßt eine weitgehende Verbesserung der Sichtverhältnisse erwarten.

Eine Verbesserung des Lichtklimas bedeutet natürlich, daß eine Ausbreitung von Unterwasser- und Laichkrautvegetation ermöglicht wird. Die Wasserstandsschwankungen im Dümmer durch gesteuerte Stauhaltung bieten jedoch die Möglichkeit, die Neukolonisierung der Unterwasserböden zu steuern. Besonders gute Voraussetzungen bieten die weichen Substrate im westlichen Teil des Dümmer, während die sandigen Flächen im östlichen Teil kaum betroffen sind. Unter limnologischen Gesichtspunkten ist natürlich diese Neukolonisation von größter Bedeutung für die gesamte Biozönose. Gerade solche Vegetationszonen bieten ausgezeichnete Schutz- und Nährzonen für eine benthische Fauna, die ihrerseits Nahrungsgrundlage für eine Vielfalt von Fischarten sowie für die Vogelfauna bietet.

Weitere Vorteile sind die gute Sauerstoffversorgung der Böden während der Vegetationsperiode und die Konkurrenz um die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff. Es sollte jedoch versucht werden, eine zu intensive Verkräutung im See zu vermeiden, um im Winter unter einer längerwährenden Eisdecke Sauerstoffprobleme in der Litoralzone zu verhindern. Die Maschinen, die in den Schilfpoldern für die Bewirtschaftung eingesetzt werden müssen, sind jedoch geeignet, auch Probleme mit einer zu stark wuchernden Unterwasservegetation zu lösen, wie sie z.B. bei einer Entwicklung von Wasserpest zu erwarten wäre.

Ökosysteme, die einer raschen Änderung unterzogen werden, wobei es gleichgültig ist, ob Nährstoffe verringert oder gesteigert werden, zeigen anfangs eine Tendenz zu starken Schwankungen, insbesondere bei den Organismengesellschaften. Eine aktive Steuerung ist deshalb in

den ersten Jahren nach der Entlastung zu empfehlen. Eine solche Steuerung sollte aber unter wissenschaftlicher Begleitung durchgeführt werden. Kleine Parzellenversuche im Dümmer selbst, die bereits vor Fertigstellung der Anlage durchgeführt werden können, sollten zeigen, welche Pflanzungsmöglichkeiten und Ausbreitungsgeschwindigkeiten bei Diasporpflanzung im Dümmer zu erwarten sind. Untersuchungen in solchen Parzellen, die etwa eine Größe von 10 x 10 m aufweisen sollten und aus leichtem Material (Barracudagewebe oder Gummituch haben sich bewährt) bestehen können, sind geeignet, wertvolle Erfahrungen für die Vegetationssteuerung in Dümmer zu gewinnen.

Befürchtungen, daß eine zu intensive Verkräutung des Dümmer den Wassersport beeinträchtigen könnte, sind aus den Ausführungen nicht abzuleiten, da zur Zeit durch intensive Verschlammung und Planktonblüten die Vegetation ausgeschaltet ist. Nur allmählich ist eine Neubesiedlung zu erwarten. Eine frühzeitige Kontrolle einer Vegetation, die zu starke Ausbreitungstendenzen zeigt, würde jedoch die Etablierung einer vielfältigeren Vegetation bereits in der Kolonisationsphase ermöglichen und zu starke Schwankungen im sich ändernden Ökosystem verhindern.

Eine weitere wichtige Folge der vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen ist die Möglichkeit, die Fischerei im Dümmer wieder lohnender zu gestalten und durch eine Aufstockung einer qualitativ besseren Raubfischpopulation auch den Angelsport vom Ufer, aber auch vom Boot attraktiver zu gestalten.

Selbstverständlich erfordert auch die Erhaltung eines wertvollen Fischbestandes Bewirtschaftungsmaßnahmen und steuernde Eingriffe. Die Kenntnisse der Zusammenhänge zwischen Seebeschaffenheit, Nahrungsvoraussetzungen und der Vernetzung komplexer Reproduktionsmechanismen für die einzelnen Fischarten sind jedoch bereits so gut entwickelt, daß ein See von der Größe des Dümmer einigen Fischern als Wirtschaftsgrundlage dienen könnte, insbesondere dann, wenn auch Angelsport in die Überlegungen einbezogen wird.

## 8 Zusammenfassung

Das Ökosystem Dümmer wurde von der TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Limnologie im Auftrag des Hunte Wasserverbandes über eine Zeitspanne von Oktober 1981 bis Anfang 1983 untersucht. Zielsetzung der Untersuchung war es, Zustand und Entwicklung des Dümmer zu dokumentieren, die Belastungssituation während

einer Jahresperiode zu erfassen und den Stoffwechsel zu bilanzieren.

Ausgehend von dem in den Untersuchungen gewonnenen Struktur- und Funktionsbild sollten Maßnahmen zur Sanierung des Ökosystems Dümmer abgeleitet werden. Dieses Maßnahmenspektrum sollte in zeitlicher und räumlicher Abfolge sowie in Kostenaufwand und Wirkung bemessen werden.

Der Dümmer ist seit den Meliorationsmaßnahmen in seinem Einzugsgebiet und den zu einer Intensivierung der Landwirtschaft führenden wasserbaulichen Eingriffen -wie z.B. Eindeichung in den 50er Jahren - durch den Eintrag von Trübstoffen und einer starken Eutrophierung durch die intensive Viehzucht im

Einzugsgebiet stark geschädigt worden.

Die Schädigung wirkte sich durch eine Änderung der Produktionsverhältnisse im See von einer durch Characeen geprägten Unterwasservegetation auf jährlich auftretende Planktonblüten aus. Eine starke Verschlammung mit jährlichen Verlandungsraten von etwa 4 mm, bezogen auf den gesamten See, ist die Folge.

Die Änderung der Produktionsverhältnisse führte zu einem völligen Verschwinden der Unterwasservegetation und einer Faulschlammbildung erheblichen Ausmaßes (bis zu 60 cm Mächtigkeit) in den westlichen Teilen des Sees. Verarmung der benthischen Fauna in den sulfidführenden Faulschlämmen, Vegetationsrückgang, Verschwinden von Laichplätzen für Raubfische und Entwertung der Fischfauna durch die ungehemmte Entwicklung planktonfressender Weißfische traten ein. Durch Überweidung des Zooplanktons wurden die Kontrollorganismen für das Phytoplankton weitgehend eliminiert, was zu einer noch geringeren Nutzung des Phytoplanktons und zu stärkeren

Sedimentationsprozessen führte. Die Biomassebildung wurde ferner durch eine intensivierte Phosphor - Rezirkulation aus den Faulschlämmen soweit erhöht, daß die gewaltigen Einträge von Stickstoff durch die Hunte während der Vegetationsperiode nicht ausreichten und während des Untersuchungsjahres im Spätsommer eine Massenentwicklung stickstofffixierender Blaualgen auftrat.

Sedimentanalysen und Bilanzen für die wichtigsten Nähr- und sedimentbildenden Stoffe stützen diese Aussagen und ermöglichen eine Bemessung der Prozesse.

Unter diesen Voraussetzungen ist zur Sanierung des Dümmer eine Entlastung

des Sees durch Minderung der Einträge aus der Hunte unerlässlich. Diese Minderung kann durch Umleiten des Kornbaches in den Randkanal und einer dem Dümmer vorgeschalteten Schilfpolderanlage zur mechanischen und biologischen Reinigung der Hunte erfolgen. In bezug auf Nährstoffe, Trübstoffe sowie

sedimentbildender Stoffe wie Kalk und Kieselsäure kann durch diese Maßnahme während der Vegetationsperiode eine etwa 80%ige Entlastung erwartet werden.

Die Restmengen an Nährstoffen reichen nicht aus, um die Faulschlammabildung noch weiter voranzutreiben.

Als Zusatzmaßnahmen werden eine weitere Sedimentbaggerung bis zur

Fertigstellung der Schilfpolderanlage, um zumindest die jährlich anfallenden etwa 50 000 t Schlamm zu entfernen und eine weitere Verlandung des Sees zu verhindern, und ferner unmittelbare Maßnahmen zum Wiederaufstellen eines qualitativ besseren Fischbestandes vorgeschlagen, wie z.B. die Verstärkung der Raubfische, vor allem durch Hechte. Mittels einer solchen

Bewirtschaftung sind in mehreren Versuchsobjekten mit ähnlich gelagerter Problematik schon gute Erfolge erzielt worden.

Die Maßnahmen führen zu einer stark gedämpften Biomassebildung durch planktische Algen, einer Verbesserung des Lichtklimas und einer Möglichkeit für die Unterwasservegetation, vor allem die weichen sedimentreichen westlichen Teile des Sees zu kolonisieren. Eine Stabilisierung der Treibmatten, günstigere Sauerstoffverhältnisse an der Sediment- Wassergrenzschicht und damit verbesserte Möglichkeiten für eine benthische Fauna sind zu erwarten. Diese bilden die Nahrungsgrundlage für eine artenreichere Fischgesellschaft und eine gutentwickelte Strandvogelfauna.

Unterhaltung der Schilfpolderanlage und Bewirtschaftungsmaßnahmen sollen durch eine kommerziell betriebene Schilfgewinnung aus den Poldern teilfinanziert werden.

9 Literaturverzeichnis

ANDERSSON, G. (1979): Fiskens inverkan på trofiförhållandena i eutrofa sjöar. Coden LUNBDS/(NBLI-3024)/1-22/(1979)

AKKERMANN, R.: Vorschläge zur Sanierung des Dümmer aus ökologischer Sicht. Ber. Naturhist. Ges. Hannover, 121, 51-141 (1978)

BAGENAL, T.B. (ed.). 1974: Ageing of fish. Unwin Brothers.

BENDSCHNEIDER, K. & ROBINSON, R.J. (1952): A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. J. mar. Res. 11.

BERGGREN, H. (1972): Sedimentprovtagning med rörhämmtare. (Sediment sampling with a core sampler). Vatten 4/72.

BOCHERDING, F.: Die Molluskenfauna der nordwestdeutschen Tiefebene. Abh. Naturwiss. Ver. Bremen, 8, 255-363 (1884)

BROOKS, J.L. (1969): Eutrophication and changes in the composition of the Zooplankton. - Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Washington D.C.: 236-255

BUHSE: Zur Fischereibiologie niedersächsischer Flachseen, Bannsee-Steinhuder Meer-Dümmer. Veröff. d. Niedersächsisches Landesverwaltungsamtes, Binnenfischerei (1977)

CRONBERG, G. (1982): Phytoplankton changes in Lake Trummen induced by restoration. Folia Limnologica Scandinavica 18.

DAHMS, E.(1972a): Geologische Untersuchungen im Dümmer-Becken im Hinblick auf seine Bedeutung als Natur- und Landschaftsschutzgebiet.

Dissertation an der FU Berlin (1972)

DAHMS, E. (1972b): Geologische und limnogeologische Untersuchungen zur Entstehungs- und Entwicklungsgeschichte des Dümmer.

Ber. Naturhist. Ges., 118, 7-67 (1974)

DAHMS, E.(1974): Ergebnisse geologischer und limnologischer Untersuchungen am -150-

Dümmer und ihre Auswertung für die Umweltplanung. Der. Naturhist. Ges., 118, 213-240 (1974)

DUSSART, B. (1967): Les Copepodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Vol. 1: Calanoides et Harpacticoides. Paris (1967)

DUSSART, D. (1969): - Ideen. Vol.2: Cyclopides. Paris (1969)

FAUTH, H. & MERKT, J. (1974): Ergebnisse der chemischen Untersuchungen des Dümmer 1970/71. Der. Naturhirt. Ges., 118, 131-161 (1974)

FLÖßNER, D. (1972): - Krebstiere, Crustacea: Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda Fischläuse, Branchiura. Jena (1972)

FOERSTEA, P. und NEUMANN, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands

Mitt. aus dem NWA Hildesheim, Nr. 7, 1-218

GAUNERT, D.(1981): Süßwasserfische in Niedersachsen. - Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Fischer Druck + Verlag. Wolfenbüttel. 134 pp.

GRANELI, W.(1980): Energieass Rapport Etapp III. Coden LUNBDS/(NBLI-3029)/1-39/1980

GRANELI, W.(1982): Energieas Rapport Etapp IV. Coden LUNBDS/(NBLI-3947)/1-162/1982

HALBFASS, W.: Anfang und Ende des Dümmer. Geogr. Anzeiger, 34, 22-23 (1933)

HAMRIN, S. (1975): Den pelagiska fiskfaunan i södra och norra Bolmen 1970-1974 och ett försök att bestämma dess relativa koncentration.

Institute of Limology, Univ. of Lund. Mimeographed. 22 pp.

HECKENROTH,H.v D. Lüderwaldt: Der Dümmer. Natur und Landschaft, 49(5), 139-141 (1974)

HENSIEK, W.: Das Vorkommen der Cladoceren im Dümmer im Sommer 1952. Arch. f. Hydrobiol. 50(2), 160-187 (1955)

HEUSCHMANN, O. (1962): Die Weißfische (Cyprinidae).

Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. R. DEMOLL (ed.). Stuttgart.

HOFMANN, W. (1971): Zur Taxonomie und Palaeoökologie subfossiler Chironomiden (Dipt.) in Seesedimenten. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.6, 1-11, 1-50

HOFSTEDE, A.E. (1974): The application of age determination in fishing management. In: Ageing of fish. T.B. BABENAL (ed.). Unwin Brothers.

JOWSEY, P.C. (1966): An improved sampler. *New Phytol.* 65

KEMPE, O. (1962): The growth of the roach (*Leuciscus rutilus* L.) in some Swedish Lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm.* 44:42-104.

KIEFER, F. (1978): Freilebende Copepoda.

Zooplankton der Binnengewässer, 2. Teil. Die Binnengewässer XXVI

KLEE, O. (1953): Die Huntemelioration.

KOROLEFF, F. (1972): Determination of total nitrogen in natural waters by means of persulphate Oxidation. In: *New Baltic manual with methods for sampling and analyses of physical, chemical and biological parameters* (ed. S. R. Carlberg), pp. 73-78 Charlottenlund, International Council for the Exploration of the Sea.

KOSTE, W. (1978): - Rotatoria-. Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin

KUTIKOVA, L.A. (1970): Koilovratki Fauna USSR. *Fauna USSR*, 104, Akademia Nauk.

LESSMARK, O. (1976): Försurningens inverkan på fiskefaunan i några småländska sjöar. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Na. 7.* 41 pp.

LORENZEN, C.J. (1966): A method for the continuous measurement of in vivo Chlorophyll concentration. *Deep Sea Res.* 13:223-227.

MAITLAND, P. (1972): Key to British freshwater fishes. *FBA Sci.Publ.*, No. 27. 139 pp.

MAITLAND, P. (1976): *The Hamlyn guide to freshwater fishes of Britain and*

Europe. Hamly. London. 256 pp.

MANN, R.H.K. (1973): Observations an the age, growth, reproduction and food of the roach *Rutilus rutilus* (L.) in two rivers in seuthern England. J. Fish Biol. 5:707-736.

MANN, R.H.K. (1976): Observations an the age, growth, reproduction and food of the pike *Esox lucius* (L.) in two rivers in souther'n England. J. Fish Biol. 8:179-197.

METZGER: Gutachten betreffend die Fischerei im Dümmer-See. Münden (1896), in: Buhle (1977)

MOLLER/PILLOT' (1978/79): De Larven der Nederlandse Chironomidae. Ned. Faun. Meded, 1-276

MULIS, B.J. & DAHLSTRÖM, P. (1968): Sötvattensfisk ach ficke. Nordstedts. Stockholm. 224 pp.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT (1981): - Statistik Niedersachsen, 354.  
Landwirtschaftszählung 1979

OHLE, W. (1953): Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. Naturwiss. 40, 153-162

PERNER-MANEGOLD, B.: Das Plankton des Dümmer in ökologischer Betrachtung mit Untersuchungen über die Temporalvegetationen an *Bosmina longirostris* O.F.M. Abhandlung aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen, 15(1), 1-43 (1952)

PERSSON, L. (1983): Food consumption and the significance of *Betritus* and algae to intraspecific competition in roach (*Rutilus rutilus*) in a shallow eutrophic lake. *Oikos* (in press).

PERSSON, L. (1983): Effects of intra- and interspecific competition an population dynamics and size structure of a perch (*Perca fluviatilis*) and a roach (*Rutilus rutilus*) population (in press).

PFAFFENBERG, K., W. DIENEMANN: Das Dümmerbecken. Beiträge zur Geologie und Botanik.  
Veröffentlichung des Niedersächsischen Instituts für

Landesentwicklung an der Universtität Göttingen, Reihe A, I, 78, 121S (1964) -153-

POLTZ, J. (1982): - Der Dümmer, Nutzungsansprüche, Probleme, Sanierungsmaßnahmen.  
Mitteilungen aus dem Niedersächsischem Wasseruntersuchungsamt Heft 8, 1982, Seiten 98-159.

PONTIN, R.M. (1978): A key to the planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles.  
Freshwater Biological Assisociation Scientific Publication, 38

REMMERS, I. (1982): Landespflegerisches Gutachten zum Dämmerbewirtschaftungsplan, Hannover, 1982

REICHLING, H.: Der Dämmer. Jahresbericht der Zoologischen Sektion des Westfälischen Provinzial. Mus. Naturkd., 22, 23, 138-148 (1921)

RIPL, W. (1978): Oxidation of lake Sediments with nitrate - a restoration method for former recipients. CODEN LUNBDS/(NBLI-1001)/1-151/(1978), ISSN 0348-0798.

RIPL, W. & LUNDOVIST, I. (1977): Fürslag till restaurering av sjöar inom Stockholms kommun. Limnologiska Institutionen Lunds Universitet, 1977.

RUTTNER-KOLISKO, A. (1972): Rotatoria. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1, Die Binnengewässer XXVI

RUZICKA, J. and HANSEN, E.H. (1975): Flow Injection Analysis. Dan. Pat. Appl. No. 4846/74, Sept. 1974.

SCHIEMENZ, F. (1954): Die durch die Flachheit gedingte Eigenheit des Steinhuder Meeres als Lebensraum für Wasserlebewesen

SCHIEMER, F. (1974): Tiere des Seebodens - das Benthos.- Löffler, H. (1974): Der Neusiedlersee - Naturgeschichte eines Steppensees, 1974

SCHMEIDLER, E. (1973): Dämmer See - Lebenderhaltung des Gewässers,

Stellungnahme des Nds. Fischereiamtes f. d. Binnengew. an RP, Hannover v. 30.12.63 - 1790/631 - unveröff.

SHAPIRD ET AL. (1982): Experiments and Experiences in Biomanipulation. Interim Report No. 19 of the Limnological research Center, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota 1982, EPA 600/3-82-096, 250pp.

SEIDEL, K. (1976): Vorschläge zur Revitalisierung des Dümmersees. Max-Planck-Institut für Züchtungsforschung, Krefeld, unveröff., (1976)

STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R. (1972): A Practical Handbook of Seawater Analyses. Bull. Fish. Res. Bd Can. 167.

THOMAS, E.A. (1953): Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Mbull .schweiz. Ver. Gas- u. WassFachm. 2&3.

TRAULSEN, H. (1979): Flüssigmist. Sonderdruck Rationalisierungs-Kuratorium für Landwirtschaft

VOLLENWEIDER, R.A. und KEREKES, J.J. (1980): Synthesis Report. Cooperative Programme an Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Report prepared an behalf of Technical Bureau, Water Management Sector Group, DECD, Paris. 290 pp.

WOOD, E.D., ARMSTRONG, F.A.J. and RICHARDS, F.A. (1967): Determination of nitrate in sea water by Cadmium-copper reduction to nitrite. J. mar. biol. Ass. U.K. 47:23-31.