

Copyright ©

Es gilt deutsches Urheberrecht.

Die Schrift darf zum eigenen Gebrauch kostenfrei heruntergeladen, konsumiert, gespeichert oder ausgedruckt, aber nicht im Internet bereitgestellt oder an Außenstehende weitergegeben werden ohne die schriftliche Einwilligung des Urheberrechtinhabers. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

German copyright law applies.

The work or content may be downloaded, consumed, stored or printed for your own use but it may not be distributed via the internet or passed on to external parties without the formal permission of the copyright holders. It is prohibited to take money for copies or printed versions of the free online version.

Über den Einfluß von häuslichem Abwasser auf das Plankton in der Kieler Bucht

VON ULRICH HORSTMANN

Zusammenfassung:

1. Bei Bülk, 15 km nördlich Kiels, wurden die häuslichen Abwässer der Stadt Kiel bis 1972 ungeklärt in die Kieler Bucht eingeleitet. Bei 12 Ausfahrten in das Seegebiet um Bülk wurde die Ausbreitung und Verdriftung des eingeleiteten Abwassers in der Kieler Bucht untersucht. Trübungsmessungen, Driftmessungen und Luftaufnahmen ergaben 3 charakteristische Strömungslagen:
 - a) die Ostwindlage, bei der das Abwasser entlang der Küste nordwestwärts verdriftet und sich erst in der Eckernförder Bucht verdünnt,
 - b) die ablandige Südwestwindlage ohne küstenparallele Strömung, bei der das Abwasser sich rasch verdünnt und
 - c) die WNW-Lage, die zur Folge hat, daß das Abwasser vor die Kieler Förde verdriftet und je nach Ein- oder Ausstrom weiter transportiert wird. In unmittelbarer Umgebung der Austrittsstelle bildet das Abwasser-Seewassergemisch wegen seiner geringeren Dichte an der Oberfläche einen charakteristischen Wasserkörper aus, der sich je nach Wind- oder Strömungslage 1 bis 3 sm weit verfolgen läßt.
2. Parallel mit der nach See hin erfolgenden Vermischung des Abwassers nimmt die Konzentration der eingeleiteten Planktonnährstoffe ab. Eine eutrophierende Wirkung des Abwassers auf das Phytoplanktonwachstum konnte einerseits durch eine verstärkte Grünfärbung des Wassers vom Flugzeug aus beobachtet werden, andererseits durch den Anstieg der Zellzahlen und Chlorophyllwerte bei zunehmender Entfernung von der Abwasserquelle festgestellt werden. Das gilt für die Sommerperiode, in der das Nährstoffangebot limitierender Faktor für das Phytoplanktonwachstum ist und nicht das Licht. In den Wintermonaten läßt sich ein leichter Rückgang des Phytoplanktons in der vom Abwasser unmittelbar beeinflussten Zone feststellen.
3. Neben den Untersuchungen bei Bülk wurden in situ-Versuche durchgeführt, um genauere Auskunft über die zeitlichen Abläufe sowie die qualitative und quantitative Beeinflussung des Planktons bei Abwasserzugabe in verschiedenen Konzentrationen zu erhalten. Es wurde eine Versuchsanordnung konstruiert, bei der rings um eine Boje sechs Haltevorrichtungen für 40 cm weite und 300 l fassende, nach oben hin offene Plastikbeutel angebracht sind. Bei Zufügung geringer Abwassermengen bis zu 0,5% zeigte sich während der Sommermonate in den Beuteln eine sofort einsetzende Eutrophierung, die nach 4 Tagen ihr Maximum erreicht hatte. Lagen die Abwasserkonzentrationen um 1% und darüber, so stellte sich zu Beginn der Versuchszeit ein Sauerstoffdefizit ein. Bei 1% Abwasserzugabe kam es nach 3 Tagen, bei 5% erst nach 10 Tagen zu einer O₂-Sättigung des Versuchswassers. Danach trat eine erhebliche Sauerstoffübersättigung als Folge einer starken Planktonblüte ein. Die Analyseergebnisse der gelösten Nährstoffe zeigen einen raschen Rückgang von Ammoniak, Nitrat, Phosphat und Silikat. Nitrat wird schließlich zum limitierenden Faktor, kann aber nach Erreichen der Planktonblüte innerhalb kurzer Zeit als NH₄-N wieder freigesetzt werden.
4. Die Berechnung der pflanzlichen Planktonsubstanz, die durch die im Abwasser gelösten Stoffe erzeugt wird, ergibt, daß bei Abwasserkonzentrationen unter 1% durch 1 l Abwasser innerhalb von 4 Tagen ca. 1,5 g organische Phytoplanktonsubstanz (Trockengewicht) erzeugt wird. Die Artenzusammensetzung des Plankton wird besonders bei hohen Konzentrationen vom Abwasser stark beeinflusst. Es konnte gezeigt werden, daß es Planktonarten gibt, die sich bevorzugt bei hohen Abwasserkonzentrationen stark vermehren (*Skeletonema costatum*) und als Indikatorspecies für nährstoffreiche Gewässer angesehen werden können. Andere Organismen sind sehr empfindlich gegenüber Abwasser und treten bei 0,5% Abwasserzugabe schon nicht mehr auf (Tintinnen).
5. Die Übertragung der in den in-situ-Versuchen erlangten Ergebnisse auf die bei Bülk vorgefundenen Verhältnisse ergibt, daß die gelösten Stoffe, die bei Bülk eingeleitet werden, die normale Planktonproduktion der Kieler Bucht durch Eutrophierung um 4% erhöhen. Für ein Gebiet um

Bülk mit einem Radius von 12 km, in dem die Eutrophierung bei normalen Wind- und Strömungsverhältnissen stattfindet, beträgt der Wert 12%. Diese Zahlen geben nur die Größenordnung wieder, da sie mit schwierig abzuschätzenden Abweichungen belastet sind. Die Werte können sich bei extremen Wetterlagen ändern und schwanken mit der ständig wechselnden Abwasserzusammensetzung.

6. Für die Kieler Bucht, die gerade im Sommer einer starken thermohalinen Schichtung unterliegt, bedeutet jede Eutrophierung eine Belastung des Tiefenwassers. Ein Großteil des Phytoplanktons sinkt unter die Sprungschicht und geht zunächst der Nahrungskette verloren. Das macht 2100 t organische Planktonsubstanz aus. Hinzu kommen jährlich 12000 t partikuläre Abwassersubstanzen, die direkt auf den Boden der Kieler Bucht sinken. 54000 t abgesunkene organische Substanz pro Jahr stammen nach Produktionsmessungen (STEEMANN NIELSEN, 1958) und Sedimentationsangaben (ZEITZSCHEL, 1964) aus der natürlichen Produktion. Das bedeutet, daß rund $\frac{1}{4}$ der auf den Boden sinkenden organischen Substanz aus dem Bülker Abwasser stammt. In der Kieler Bucht sammelt sich die partikuläre Substanz mit ihrem hohen organischen Anteil vorwiegend in den Mulden und Rinnen. Der Sauerstoff des Tiefenwassers reicht häufig nicht aus, die Substanzen vollkommen zu remineralisieren, so daß es vornehmlich im Spätsommer zur Bildung von Schwefelwasserstoff im freien Wasser der bodennahen Schichten kommt.

On the influence of domestic sewage on the plankton of the Kiel Bay (Summary):

1. At Bülk, 15 km north of Kiel, the domestic sewage of the town Kiel has been discharged unfiltered into the Kiel-Bay until 1972. In twelve excursions into the discharge-area the expansion of domestic sewage in the Kiel Bay has been investigated. Turbidity, drift-measurements and aerial photography showed three characteristic current situations:
 - a) The east-wind situation when the sewage is drifting along the beach to north-west and is diluted as far away as in the Eckernförde-Bay,
 - b) the south-west wind situation with no current parallel to the coast when the sewage is drifting off the coast and is diluted very soon,
 - c) and the west-north-west-situation when the sewage is drifting towards the entrance of the Kiel-Bay and is transported either into the Kiel-Fjord or into the open Bay, depending on in- or out-flowing current. In the immediate vicinity of the effluence pipe the mixture of sewage and sea-water is forming a characteristic water-body near the surface, because of its minor density which can be followed depending on the current from one to three sm.
2. Parallel to the sewage diluting seawards the concentrations of the nutrients are decreasing. The fertilizing effect upon the phytoplankton growth could be observed, first, by an increasing green-coloration of the water detected from the plane, secondly, by the increase of the cell numbers and chlorophyll values with growing distance from the sewage effluence. This is applicable for the summer-period when the nutrients are the limiting factor for the growth of the phytoplankton, and not the light. During the winter months a slight decrease of the phytoplankton can be observed in the area under direct influence of sewage waters.
3. Besides the investigations at Bülk, in situ experiments have been carried out in order to obtain more exact values of the qualitative and quantitative effects of sewage of different concentrations on the plankton. The experiment has been arranged in such a way that six suspensions for plastic bags with a diameter of 40 cm containing 300 litres have been fastened to a buoy.

When minor quantities (up to 0,5%) of sewage were added, instant eutrophication was showing in the plastic bags during the summer period reaching its maximum after four days. Sewage concentrations of more than 1% caused a deficit of oxygen at the beginning of the experiment. With a sewage concentration of 1%, oxygen saturation was reached after three days, whereas a 5% concentration reached saturation only after ten days. After that, a high oversaturation due to the plankton bloom was observed. The results of the analysis of the soluted nutrients show a rapid decrease of ammonia nitrate, phosphate, and silicate. Nitrate becomes the limiting factor, but may be released shortly after the plankton bloom as $\text{NH}_3\text{-N}$.
4. The calculation of the phytoplankton substance which is produced by the dissolved sewage substances shows that with sewage concentrations below 1% through one litre sewage ca. 1,5 gr organic plankton substance (dry weight) will be produced in four days. The composition of plankton species is considerably influenced in high sewage concentrations. The experiments showed that there are plankton species which prefer high sewage concentrations (*Skeletonema costatum*). They can be considered as indicator species for eutrophic waters. Other organisms are highly sensitive to sewage and cannot be found in sewage concentrations above 5% (tintinnids).
5. If the results obtained by the in situ experiments are applied to the situation prevailing near the sewage effluence, we have to state that the dissolved substances discharged near Bülk increase the

normal plankton production in the Kiel-Bay by 4% through eutrophication. For the area round Bülk in a diameter of 12 kilometres the value is 25%. In this area eutrophication takes place under normal wind and current conditions. The above numbers reflect only the dimension, and contain deviations which cannot easily be estimated. These values are subject to alteration in extreme weather conditions and vary in different sewage composition. For the Kiel-Bay which especially in summer is subject to a strong thermohaline stratification, any eutrophication heavily affects the bottom water. A major part of the phytoplankton sinks below the thermohaline layer and therefore is temporarily lost for the food chain. Corresponding to the 4% eutrophication it is 2,100 t organic plankton substance. Another 12,000 t particulate sewage substance sink directly to the bottom of the Kiel-Bay. 54,00 tons of sunk organic matter yearly come from the natural production according to productivity measurements (STEEMANN NIELSEN, 1958) and sedimentation rates (ZEITSCHEL, 1964). This means that nearly one quarter of the organic matter sinking to the bottom comes from Kiel town sewage. In the Kiel Bay the particulate substance with its high organic portion concentrates mainly in the mounds and channels. The oxygen of the bottom water is not sufficient to remineralize all this organic matter, so that especially in late summer hydrogensulfate will be found in the bottom water.

Einleitung

Im letzten halben Jahrhundert hat sich das Sauerstoffdefizit und die damit verbundene Bildung von Schwefelwasserstoff (H_2S) in den tieferen Wasserschichten der Ostsee vergrößert (FONSELIUS 1962, 1967, 1969).

Über die möglichen Ursachen bestehen verschiedene Ansichten: Die einen berufen sich auf den Temperaturanstieg, der in den letzten 50 Jahren im Bornholmbecken ca. $2^\circ C$ ausmacht, andere nehmen die Erhöhung des Salzgehaltes als wesentliche Ursache an (GRASSHOFF 1969, FONSELIUS 1969).

Eine weitere Theorie stützt sich auf die Tatsache, daß der Phosphatgehalt sich in den bodennahen Wasserschichten des Landsorttiefs in den letzten 15 Jahren verdreifacht hat und besagt, daß die Ursache der H_2S -Anreicherung zu einem wesentlichen Anteil in der erhöhten Produktion organischer Substanz als Folge von Abwassereinleitung zu finden ist (DYBERN 1970).

Das Problem der Abwassereinleitung in die Förden und Buchten der Ostsee ist schon seit langer Zeit bekannt. Erste Untersuchungen über die Verunreinigung des Kieler Hafens stellte FISCHER 1896 an. FISCHER regte an, die Abwässer der Stadt in einer Vollkanalisation zu sammeln und 12 km nördlich Kiels in die Strander Bucht einzuleiten.

Zu Beginn dieses Jahrhunderts wehrt sich WILHELMI (1911, 1915) gegen die Annahme, daß 'das Meer mit seinen großen Wassermassen ein vorzüglicher Vorfluter' sei. Er weist auch auf die Situation in Kiel hin und fordert in einer Reihe von Leitsätzen bei der Einleitung von Abwässern u. a.: abfallendes, strandloses Ufer, günstige Strömungsverhältnisse und Einleitung durch einen Kanal, der weit ins Meer führt. Dennoch wurde nach dem Ausbau der Kanalisation in Kiel die Abwasserleitung im Jahre 1923 nach Bülk verlegt. Aus den darauf folgenden dreißig Jahren sind keine Arbeiten bekannt, die sich im Ostseeraum mit Abwasserproblemen beschäftigen. Aus neuerer Zeit sind die umfangreichen Abwasseruntersuchungen in den Buchten und Förden der Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste (KÄNDLER 1953/56, RHEINHEIMER 1967/70) und die Arbeiten über die Verschmutzung des Oslofjord (FÖYN 1968, RUUD 1968) zu nennen. Erste Untersuchungen über den Einfluß von Abwasser auf das Plankton stammen von LEVANDER (1913, 1918).

Das Untersuchungsgebiet, topographische und hydrographische Lage

Die Belastung der Kieler Bucht durch Abwässer steht in unmittelbarem Zusammenhang mit ihrer besonderen topographischen und hydrographischen Situation: Eine Rinne von etwa 25—35 Meter Tiefe durchzieht das ganze Gebiet in ost-westlicher

Richtung. Eine zweite Rinne stößt, vom Großen Belt kommend, südlich der Insel Langeland, senkrecht darauf. Im Westen liegt der Stollergrund und das Gabelsfloch, die die bodennahen Schichten des gesamten Südwestens der Kieler Bucht von den tiefen Regionen des nordöstlichen Rinnensystems abtrennen. Nur die sehr schmale Stollergrundrinne vermittelt den Zugang zu den tieferen Regionen der Eckernförder Bucht, die wiederum durch eine schmale, aber 35 m tiefe Rinne vor Schleimünde mit dem nordwestlichen Rinnensystem der Kieler Bucht in Verbindung steht.

Die windbedingten Stromkomponenten spielen beim Wasseraustausch eine wesentliche Rolle neben der ständigen Ausstromkomponente infolge der starken festländischen Zuflüsse in die Ostsee, die allen Stromänderungen überlagert ist. In Bodennähe setzt dagegen wegen des starken Dichtegefälles Nordsee/Ostsee ein ständiger Einstrom, der nur selten durch windbedingten Ausstrom unterbrochen werden kann (WATTENBERG 1941). Die Ausbildung von halinen Sprungschichten wird im Frühjahr besonders dadurch gefördert, daß der Ausstrom von Ostseewasser mit geringem Salzgehalt an der Oberfläche durch Schmelzwasser verstärkt wird; damit verstärkt sich auch der Einstrom besonders salzhaltigen Wassers in Bodennähe (KÄNDLER 1951). Im Herbst, zur Zeit der Weststürme, sorgt ein kräftiger Gefällstrom aus dem Kattegat für eine Durchmischung der Wasserschichten. Hinzu kommen niedrige Oberflächentemperaturen, so daß es zeitweilig zu einem völligen Zusammenbruch der Dichteschichtungen kommen kann. Die Strömungsverhältnisse in der unmittelbaren Umgebung von Bülk hängen vornehmlich von der Küstengestalt sowie von der Windrichtung und dem allgemeinen Strömungssystem der Kieler Bucht ab, sie werden unten näher erläutert.

Die Abwassereinleitung

Bei Bülk, am nordwestlichen Ausgang der Kieler Förde, wurden zur Zeit der Untersuchungen täglich zwischen 30 und 70000 m³ (im Mittel etwa 50000 m³) häusliches Abwasser völlig ungeklärt in die Kieler Bucht geleitet, Abwasser von fast 300000 Einwohnern der Stadt Kiel, neben Schlachthofabwässern und dem Schmutzwasser kleinerer Industriebetriebe. Das Abwasser wird in einer 15 km langen Leitung nach Bülk gepumpt. Für den Weg benötigt es 7 Stunden. Die Austrittsstelle liegt am Meeresboden, 2,5 m unter der Oberfläche und nur 250 m vom Strand entfernt. Wie die Rauchwolke eines Schornsteins verdriftet das graubraune Abwassergemisch mit dem Strom (Abb. 1). Vom Schiff aus kann man diese Wolke je nach Wetterlage ca. eine km weit verfolgen. Vom Flugzeug aus ist sie über eine längere Distanz sichtbar.

Probennahme, Material und Methodik

Es wurden im Verlaufe der Abwasserwolke und ihrer nicht mehr sichtbaren Verlängerung Stationen festgelegt, an denen Proben entnommen wurden. Die Lage der Stationen mußte nach der Driftichtung und Geschwindigkeit bemessen werden, die mit Driftkörpern, durch die Beobachtung aus der Luft, und später auch durch Markierungsversuche mit Rhodamin ermittelt wurden. Eine Probennahme in Lee der Austrittsstelle erwies sich als unbrauchbar, da in diesem Gebiet die Strömungsrichtung von der Windrichtung stark abweichen kann. Es wurden Driftmessungen mit Treibkörpern durchgeführt, die aus einem Holzkreuz (Länge der Hölzer 1,5 m) bestehen, an das ein gekreuztes Blech gehängt war (Höhe des Bleches 1 m). Das Blech sorgt für eine Verdriftung mit dem Oberflächenstrom, wenn es unmittelbar unter dem Kreuz befestigt ist. Das gelbe Holzkreuz ist mit einer Zahl gekennzeichnet, die auch vom Flugzeug aus gut sichtbar ist. Ein Flaggenstock mit einem Fähnchen macht eine Ortung vom Schiff aus möglich. Die Driftkreuze wurden an der Abwasseraustrittsstelle von der Forschungsbaracke „Sagitta“ am Morgen des Versuchstages je nach Strömungsgeschwindigkeit alle 2—3 Stunden über Bord gegeben.

Für die Beobachtung aus der Luft wurde von Kiel-Holtenau aus das Seegebiet um Bülk mit einer DO 27 des Marinefliegergeschwaders Kiel überflogen, um den Verlauf der Abwasserwolke zu skizzieren und die Driftkreuze darin zu markieren.

Im Sommer 1969 wurden zusammen mit L. Hubrich (Abteilung Regionale Ozeanographie des IfM Kiel) Rhodaminversuche durchgeführt (HUBRICH 1972). Dabei wurde das Rhodamin kurz vor dem Auslaufbauwerk in das Abwasser geschüttet und die Verbreitung des gefärbten Wassers aus der Luft photographiert.

Die Probennahme begann am Spätnachmittag des Versuchstages. Angefangen an der Abwasseraustrittsstelle in Driftrichtung der Kreuze wurden in verschiedener Entfernung, die sich nach der Driftgeschwindigkeit der Kreuze richtete, mit einem 5 l-Wasserschöpfer Proben in der Tiefe (jeweils 1 m über dem Boden) und an der Oberfläche entnommen. Von dem Wasser wurde ein Teil für die chemische Analyse eingefroren, ein anderer Teil für die mikroskopische Untersuchung mit gepuffertem Formalin versetzt, Der Rest diente zur Bestimmung von Chlorophyll a, zur Sestonbestimmung und für Trübungsmessungen. Bei verschiedenen Ausfahrten wurde zusätzlich der Sauerstoffgehalt (nach Winkler), Temperatur und Salzgehalt, vor allem an den Stationen mit hohen Abwasserkonzentrationen, gemessen. Beim Filtrieren zur Chlorophyllbestimmung wurde, um ein frühzeitiges Verstopfen der Filterporen durch Abwasserpartikel zu vermeiden, ein Glasfaserfilter zusätzlich auf das Papierfilter gelegt und dann beide Filter weiterverarbeitet (SMETACEK, mündl. Mittlg.). Für die chemischen Analysen konnte das von K. GRASSHOFF entwickelte Gerät zur gleichzeitigen automatischen Bestimmung von 6 chemischen Komponenten benutzt werden (GRASSHOFF 1968). Da diese Möglichkeit jedoch während der gesamten Untersuchungszeit nur zweimal gegeben war, mußten die Wasserproben nach Zugabe eines Tropfens Chloroform eingefroren, und zum Teil mehr als ein halbes Jahr tiefgefroren eingelagert werden. Es wurden Nitrat, Nitrit und Ammoniak, Silikat und Phosphat analysiert. Die Genauigkeit der Analyse liegt für Nitrat, Nitrit und Phosphat bei $\pm 0,03 \mu\text{gat/l}$, bei Ammoniak und Silikat bei $\pm 0,3 \mu\text{gat/l}$. Wegen der langen Lagerung der Proben und der starken Konzentrationsschwankungen zwischen sauberen und stark abwasserhaltigen Proben ist die Genauigkeit der chemischen Analysen jedoch bei unseren Proben bedeutend geringer. Nach hohen Werten reicht das zwischen jede Probe geschlatete Wasser nicht aus, das System zu säubern NH_3 -Werte, die über $40 \mu\text{gat/l}$ lagen, wurden nicht mehr erfaßt. Die Bestimmung von H_2S im Wasser wurde durch die Geruchsprobe analysiert.

Für Planktonzählungen wurde das umgekehrte Mikroskop nach UTERMÖHL (1958) verwendet. Von den fixierten Proben wurden jeweils mindestens 200 Planktonorganismen bei einer 300-fachen Vergrößerung ausgezählt und auf einen Liter umgerechnet. Um unabhängig von den chemischen Analysen Daten über das Plasmavolumen und das Gewicht der organischen Substanz zu erhalten, wurden bei ca. 50 Proben nach der von LOHMANN (1908) eingeführten Methode die Plankter gezählt und ausgemessen. Die Umrechnung von Zellvolumen auf Plasmavolumen und Gewicht der organischen Substanz wurde nach HAGMEYER (1965) vorgenommen unter Berücksichtigung der Angaben von SMAYDA (1965), MULLIN, SLOAN und EPPLEY (1966) und JÖRGENSEN (1964).

Im Jahre 1969 wurden insgesamt 12 Ausfahrten nach Bülk unternommen. Pro Ausfahrt wurden im Durchschnitt 10 Stationen gemacht, so daß insgesamt je 240 Proben für chemische Analysen, Chlorophyll, Trübung und Sestonbestimmung und für die mikroskopische Auszählung genommen wurden. Hinzu kommen ca. 50 Sauerstoffproben. Bei allen 12 Ausfahrten wurden Strömungsmessungen mit Driftkörpern gemacht. Bei 6 Ausfahrten konnten Flüge durchgeführt werden.

Tafel 1 (zu U. Horstmann)

Abb. 1, 2: Die Abwasserwolke bei Ostwindlage, Freigabenr.
SH 361—13a

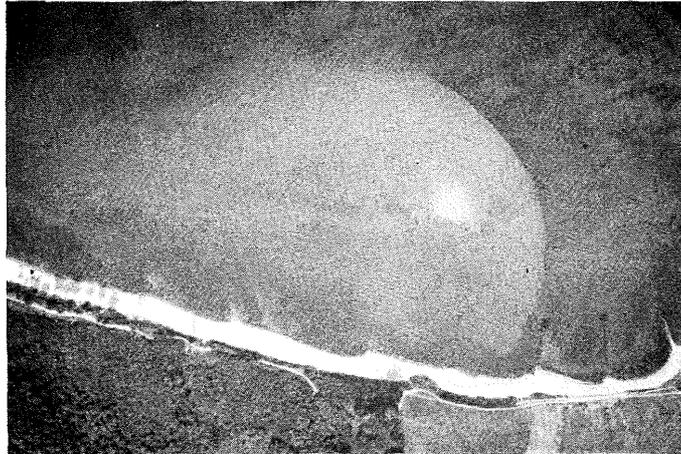


Abb. 3: Die Abwasserwolke bei Westwindlage, Freigabenr.
SH 361—12

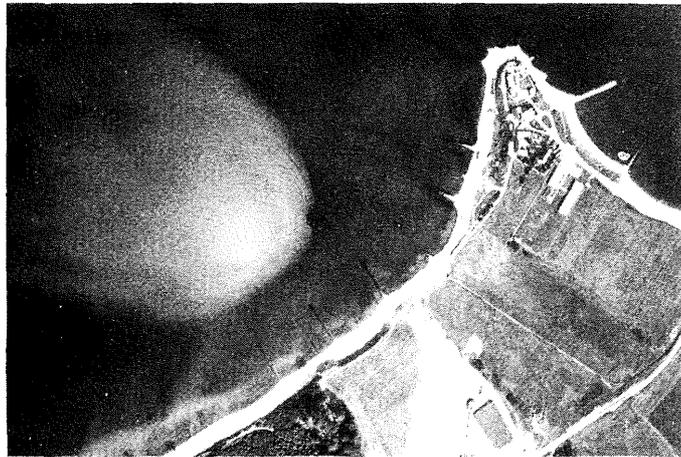


Abb. 4: Die Abwasserwolke bei Nordwindlage, mit
Einstrom in die Kieler Förde. Das Abwasser
wurde $1\frac{1}{2}$ Stunden vor der
Aufnahme mit Rhodamin
angefärbt. Freigabenr.
SH 361—13b



Tafel 2 (zu U. Horstmann)

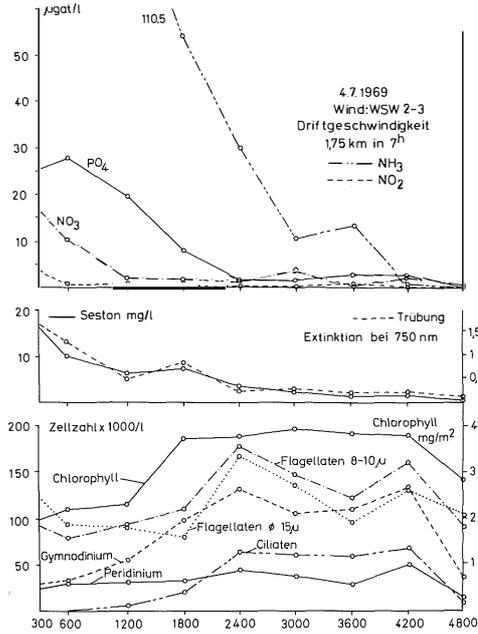
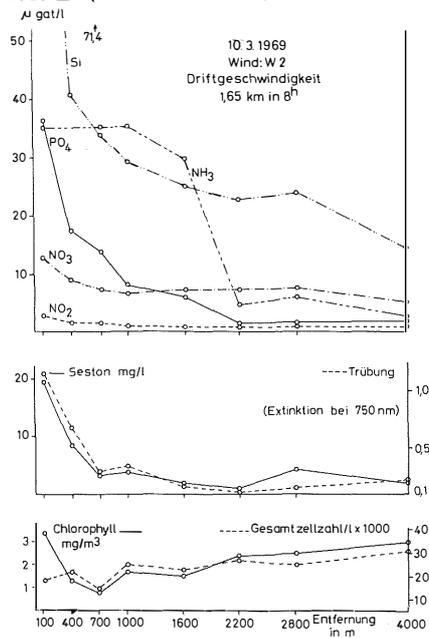


Abb. 5: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen, der Seston-Trübungs- und Chlorophyllwerte und der Gesamtzellzahlen bei zunehmender Entfernung von der Abwasseraustrittsstelle.

Abb. 6: Abnahme der Nährstoffe und Anstieg von Chlorophyllgehalt und Zellzahlen bei zunehmender Entfernung von Bülk.

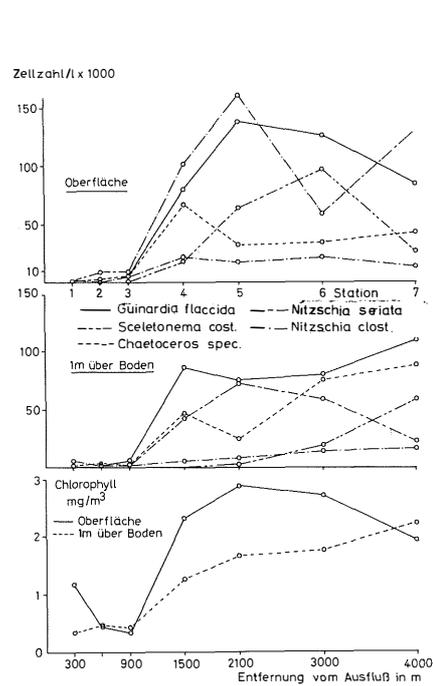
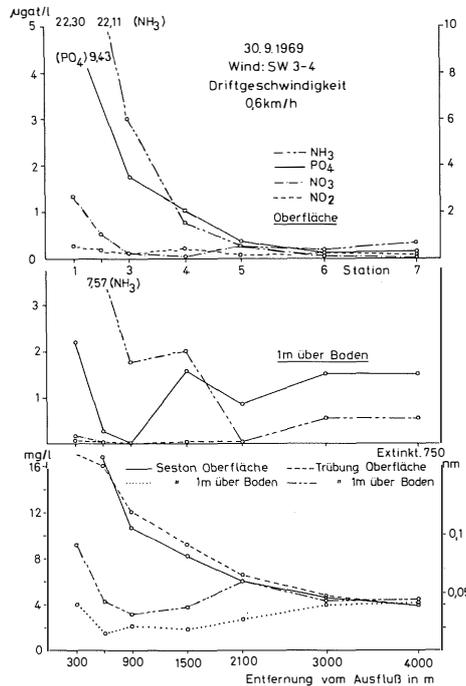


Abb. 7 a, b: Nährstoffkonzentrationen, Zellzahlen, Seston-, Trübungs- und Chlorophyllwerte an der Oberfläche und 1 m über dem Boden.

Ergebnisse, Diskussion

Hydrographische Untersuchungen über den Verbleib des Abwassers

Zunächst galten die Untersuchungen der Verteilung und dem Verbleib des Abwassers in unmittelbarer Nähe der Austrittsstelle. Es ließ sich mit einem schleppbaren D-Gerät feststellen, daß das Abwasser nach dem Austritt aus dem Rohr sofort an die Oberfläche quillt und sich pilzförmig ausbreitet. Die spezifisch schweren großen Abwasserpartikel sinken in unmittelbarer Nähe der Auslaufstelle auf den Boden und werden dort verdriftet, während der Großteil des Abwassers in einer Schicht, die in 50 m Entfernung ca. 1 m stark ist, sich an der Oberfläche je nach Stromlage ausbreitet. Die Ursache für die Ausbreitung an der Oberfläche liegt darin, daß das Abwassergemisch spezifisch leichter als das umgebende Salzwasser ist. Temperaturdifferenzen spielen dabei kaum eine Rolle. Nach spätestens 100 m hat sich die Temperatur des Abwassers der Umgebung angeglichen. Das Abwassergemisch bildet einen getrennten Wasserkörper, der sich je nach Strömungslage ca. 1,5 sm weit durch Salzgehalts- und Trübungsmessungen verfolgen läßt. Die Schichtdicke dieses Wasserkörpers nimmt mit zunehmender Entfernung von der Austrittsstelle zu, von ca. 80 cm unmittelbar nach dem Austritt bis ca. 2 m in 1—1,5 sm Entfernung.

Der Sauerstoffgehalt im Abwassergemisch geht in der Regel bei der Austrittsstelle leicht zurück, hat sich aber bald, spätestens nach 5000 m, der Umgebung wieder angeglichen.

Für die Verdriftung der Abwasserwolke gibt es drei typische Situationen, die anhand von Luftaufnahmen hier erläutert werden sollen:

Bei Ostwindlagen (Abb. 2) wird das Abwasser durch den Wind in der Oberflächenschicht auf die Küste gedrückt. Es verdriftet mit dem Strom entlang dem Strand in NW-Richtung, wobei die Vermischung mit Seewasser gering ist. Der etwa 400 m breite Abwassergürtel verdünnt sich erst stärker, wenn er nördlich Surendorf in die Eckernförder Bucht eintritt. Da die Ostwindlagen (Hochdruckgebiet über Skandinavien) verhältnismäßig beständig sind, kann dieser Zustand gerade in den Sommermonaten mehrere Wochen hindurch anhalten. Für ablandige Winde um SO über S bis SW ist Abb. 3 charakteristisch. Wenn keine stärkeren küstenparallelen Strömungen herrschen, verbreitet sich das Abwasser mit dem vom Wind verdrifteten Oberflächenwasser in nördlicher Richtung.

Die dritte Situation wird durch Abb. 4 wiedergegeben. Sie tritt bei N-NW bis N-Winden ein oder starkem küstenparallelen Strom nach SO. Das Wasser vor dem Eingang der Kieler Förde verdriftet, gelangt damit in den Bereich des Ein- und Ausstroms der Förde und wird entweder nach Norden abgeleitet oder aber direkt in die Strander Bucht und damit in die Förde verdriftet. Herrscht kein Strom in nord- oder südlicher Richtung, so läßt sich das mit Abwasser versetzte Seewasser bis an die Küste von Stein verfolgen.

Die Strömungsgeschwindigkeiten bei Bülk können bis zu 3 kn betragen. Meistens trifft man Geschwindigkeiten unter $\frac{1}{2}$ kn an.

Die Auswirkungen auf den Vorfluter

Bei ablandigen Winden nehmen die Konzentrationen der gelösten Stoffe Amoniak, Silikat und Phosphat sowie der Trübungssubstanzen rasch ab (Abb. 5). Nach 2,5 km waren meistens Konzentrationen erreicht, wie sie auch ohne Abwassereinfluß in der Kieler Bucht gemessen werden können (KÄNDLER 1953). Die Werte liegen für Silikat und Ammonium in Ausflußnähe sehr hoch, meistens über 50 μ gat/l. Chlorophyll und

Gesamtzellzahl sinken grundsätzlich in der direkten Verschmutzungszone, bei den Untersuchungen im Winter steigen sie mit zunehmender Entfernung, kommen aber über Werte der Kontrollproben, die im unbeeinflussten Wasser genommen wurden, nicht hinaus. Eine signifikante Abnahme oder Zunahme bestimmter Phytoplanktonarten mit zunehmender Entfernung von der Abwasseraustrittsstelle konnte in den Wintermonaten nicht nachgewiesen werden.

Anders sind die Verhältnisse im Sommer, wie die Untersuchung vom 4. 7. 1969 zeigt (Abb. 6). An diesem fast wolkenlosen Tag konnte nur eine sehr geringe ablandige Strömung festgestellt werden. Ein um 9 Uhr an der Abwasseraustrittsstelle ausgesetztes Driftkreuz war zum Zeitpunkt der Probennahme gegen 16 Uhr 1,2 sm nach NO vertrieben. Das bedeutet, daß das Wasser an dieser Stelle mindestens 7 Stunden mit Abwasser versetzt gewesen sein muß.

Bei 1500 m beginnt der Chlorophyllgehalt und die Gesamtzellzahl zu steigen, veranlaßt durch vornehmlich 10—15 μ große kugelige Flagellaten und Gymnodineen. Nach 1800 m wurde ein starker Anstieg im Vorkommen von nackten Ciliaten beobachtet. Mit der letzten Station nach 4800 m sind wir offensichtlich aus dem vom Abwasser beeinflussten Gebiet herausgeraten, zumal sich die niedrigen Werte mit denen einer 2 sm östlich genommenen Kontrollprobe decken.

Auch die Untersuchung vom 14. 8. 1969 (entspricht der hydrographischen Situation Abb. 4) zeigt deutlich einen Chlorophyllanstieg nach 2000 m, obgleich bei diesen Lagen die eutrophierende Wirkung des Fördewassers berücksichtigt werden muß. Bei dieser Situation scheinen neben den Flagellaten im wesentlichen Diatomeen der Gattung *Leptocylindricus*, *Rhizosolenia* und *Chaetoceros* den Chlorophyllanstieg zu verursachen.

Am darauffolgenden Tage, am 15. 8. 1969, wurde eine Ostwindlage (vgl. Abb. 3) aufgenommen. Der charakteristische Trübungsstreifen entlang der Küste spiegelt sich in den Seston- und Trübungswerten, wie auch in den Nährstoffkonzentrationen wieder, die bis zu dem Gebiet, in dem sich das Abwasser in der Eckernförder Bucht verdünnt (Station 15) verhältnismäßig hoch bleiben.

In der Chlorophyllkurve sind drei Maxima zu erkennen: das 1. bei 1000 m Entfernung, ein 2. bei 4500 m Entfernung und schließlich ein 3. in der Eckernförder Bucht nach 7000 m. Das 1. wird durch 8—15 μ große Flagellaten gebildet, das 2. durch Gymnodineen und das 3. durch Diatomeen. Während die ersten beiden Maxima wohl abwasserabhängig sind, darf das vermehrte Auftreten der Diatomeen in der Eckernförder Bucht in diesem Fall nicht mit dem Bülker Abwasser in Verbindung gebracht werden. Denn erst ab 10.00 Uhr morgens mit Eintreten des Ostwindes versetzte der Strom das Abwasser nach Westen. Das mit Rhodamin gefärbte Wasser war zum Zeitpunkt der Probennahme noch nicht in die Eckernförder Bucht gelangt. Schließlich seien noch die Ergebnisse einer Ausfahrt mit FK „Alkor“ im Spätsommer am 30. 9. 1969 erwähnt. Bei dieser Situation sollen auch die Tiefenwerte berücksichtigt werden, die jeweils 1 m über dem Meeresboden genommen werden (Abb. 7). Dem üblichen Abfall von Trübung und Seston an der Oberfläche bis ca. 2500 m Entfernung stehen die niedrigen Werte 1 m über dem Boden gegenüber. Sie steigen einmal nach ca. 800 m mit dem Anstieg der Chlorophyllkurve und ein zweites Mal nach ca. 2100 m, wenn die Schicht des mit Abwasser versetzten Wasserkörpers sich auf die tieferen Regionen ausgedehnt hat. Der hohe Sestonwert in der Nähe der Abwasseraustrittsstelle scheint durch herabsinkende grobe Partikel verursacht. Die Werte von NH_3 und PO_4 bestätigen den Verlauf der Trübung und Sestonwerte. Die Chlorophyllkurve weist einen sprunghaften Anstieg nach ca. 1000 m auf. Die mikroskopische Auszählung zeigt plötzlich nach ca. 1000 m einen hohen Bestand von Diatomeen und Dinoflagellaten mit 16 verschiedenen Arten über die gesamte Wassersäule verteilt.

Bei dieser Ausfahrt wurden auch die Sauerstoffverhältnisse genauer untersucht. Die Werte an der Oberfläche liegen nur an den ersten drei Stationen unter der Kontrolle. Auch die Werte am Boden zeigen keinen wesentlichen Rückgang im O_2 Gehalt, mit Ausnahme der Tiefenprobe aus der Stollergrundrinne. Dort konnten unterhalb von 18 m kein Sauerstoff mehr festgestellt werden. Das Wasser roch stark nach Schwefelwasserstoff. Das H_2S -Vorkommen im Tiefenwasser der Stollergrundrinne konnte schon seit Mitte Juni festgestellt werden. Während bis Ende Juni nur in der Wasserschicht unmittelbar über dem Boden H_2S -Geruch wahrnehmbar war (max. Schichtdicke 1 m), ließ sich im August ein sauerstoffreicher Wasserkörper von 3 m über dem Boden der Stollergrundrinne nachweisen. Eine maximale Schicht sauerstoffreichen Wassers wurde am 31. 9. 1969 gemessen. Unter einer Sprungschicht, in der sich der Salzgehalt um 2‰, die Temperatur um 3°C änderte, lagerte ein 4 m mächtiger, stark schwefelwasserstoffhaltiger Wasserkörper in der Stollergrundrinne. In dieser Zeit ließ sich in der Eckernförder Bucht an einer 28 m-Stelle $\frac{1}{2}$ sm westlich der Mittelgrundtonne W eine 8 m starke H_2S -haltige Wasserschicht in der Tiefe nachweisen. Inwieweit hier ein Zusammenhang mit Bülk besteht, soll später, diskutiert werden.

Für die Beurteilung des Einflusses von Abwasser auf das Plankton bei Bülk wurden die Untersuchungsergebnisse aus zwölf Ausfahrten zugrunde gelegt. Es darf nicht angenommen werden, daß jede Einzeluntersuchung für die Jahreszeit und Wetterlage repräsentativ ist. Es hat sich vielmehr gezeigt, daß bei Bülk jede Untersuchung wieder völlig neue Ergebnisse bringen kann! Sie sind gekennzeichnet durch die starke Variabilität der hydrographischen Verhältnisse, durch die ständigen Veränderungen in der Abwassermenge und Zusammensetzung und nicht zuletzt in dem starken Wandel der Plankton-Gemeinschaften. Um diese Faktoren bei Bülk in den Griff zu bekommen und signifikante Aussagen machen zu können, müßten die Untersuchungen häufig wiederholt werden und es müßte mit mehreren Schiffen gleichzeitig ein enges Netz von Stationen über das gesamte beeinflusste Gebiet gelegt werden, um dann die Ergebnisse statistisch auswerten zu können. Eine Deutung der auf unsere Weise erlangten Kurven kann daher nur sehr grob geschehen. Einige Ergebnisse erlangen auch erst Bedeutung im Zusammenhang mit später gewonnenen Ergebnissen von situ-Versuchen.

Es gibt bei Bülk eine Wintersituation und eine Sommersituation. Die Wintersituation dauert von Oktober bis Ende Februar/Anfang März. Sie ist der Zeitraum, in dem vornehmlich das Licht limitierender Faktor für das Phytoplankton ist. In dieser Zeit werden bei Bülk große Mengen gelöster und partikulärer organischer und anorganischer Substanzen in die Kieler Bucht geleitet, die aber offensichtlich keinen großen Einfluß auf das Phytoplankton haben. Ein Rückgang des Chlorophylls und der Zellzahlen in der unmittelbaren Umgebung des Ausflusses wurde zwar festgestellt, über die Ursache kann jedoch nur die Vermutung angestellt werden, daß es sich um eine Schädigung durch zu hohe Abwasserkonzentrationen handelt. Der gleichzeitige Rückgang der gelösten Stoffe und Trübungspartikel weist darauf hin, daß es sich hierbei um reine Vermischungsvorgänge handelt, und zwar einmal um die horizontale Ausbreitung und Vermischung, die wesentlich von der Strömungsgeschwindigkeit abhängt und zum anderen um die vertikale Vermischung, die neben dem Dichtegefälle Abwasser—Seewasser stark turbulenzabhängig ist. Inwieweit die vertikale Vermischung eine Rolle spielt, zeigt die Differenz zwischen Trübungsmessung und Luftaufnahme. Während das Luftbild die Summe der Trübungserscheinung über die gesamte Wassersäule, die hier bis zu 23 m beträgt, wiedergibt, läßt sich durch die Trübungsmessung nur eine Ebene erfassen. Aus diesem Grunde ist auf dem Luftbild 1,5 sm von Bülk entfernt, meistens noch eine deutliche Trübung zu erkennen, während die Trübungsmessung mit dem D-Gerät oder dem Photometer nur geringe Werte anzeigt.

Ein Teil der Abwassersubstanz, die im Winter auf den Boden sinkt, wird, soweit es die niedrigen Temperaturen zulassen, remineralisiert werden. Die zu dieser Jahreszeit vorhandene Konvektion ermöglicht eine ausreichende Sauerstoffversorgung. Inwieweit die Abwassersubstanzen am Boden den Winter hindurch angereichert werden, wurde nicht festgestellt. Mit dem Abklingen der Frühjahrsblüte beginnt die Sommersituation, nämlich dann, wenn die Phytoplankton-Produktion nährstoffabhängig wird. Bei einer Untersuchung vom 14. 4. 1969 lassen sich erste Anzeichen für einen Abwassereinfluß auf das Phytoplanktonwachstum erkennen. Am 4. 7. 1969 zeigt sich ganz deutlich eine abwasserbedingte Eutrophierung. An dem Tag stand jedoch kein Flugzeug zum Überfliegen des Untersuchungsgebietes zur Verfügung, daher soll an dieser Stelle über die Beobachtung vom 16. Juli 1968 berichtet werden. An dem Tage konnte man vom Flugzeug, aus 2000 m Höhe, deutlich sehen, wie die Trübungswolke, die sich von Bülk nach NO ausbreitet, in ein grünlich gefärbtes Band einer eutrophierten Zone überging, das sich nach ca. 5 m in ausgedehnte Flecken auflöste, die einen Durchmesser von ca. 1 m hatten.

1969 gab es keine Gelegenheit, eine solche Situation zu beobachten, und zwar vornehmlich deshalb, weil ablandige, westliche Winde in unserem Gebiet meistens eine starke Bewölkung mit sich führen. Bei ablandigen Strömungsverhältnissen muß außerdem beachtet werden, daß nährstoffreiches Tiefenwasser an der Leeküste an die Oberfläche gelangt und dadurch gleichfalls die Phytoplanktonproduktion erhöht werden kann. Hinzu kommt, daß die Hauptmenge des Kieler Abwassers sich jeweils nach 14 Uhr in die Kieler Bucht ergießt. Wenn dann nach 2—3 Stunden für das Phytoplanktonwachstum geeignete Nährstoffkonzentrationen erreicht sind, ist das Licht für die Assimilation nicht mehr optimal. Die Hauptreaktion auf das Abwasser wird also erst am darauffolgenden Tage zu beobachten sein. Solange läßt sich aber in der westlichen Kieler Bucht wegen der sich ständig ändernden Strömungsverhältnisse nur in Ausnahmefällen ein Wasserkörper verfolgen.

In-situ-Untersuchungen

Im Herbst 1969 wurde neben den Ausfahrten nach Bülk mit Vergleichsuntersuchungen begonnen. Es erschien notwendig, unter besser kontrollierbaren Bedingungen die Abwasserkonzentrationen konstant zu halten. In ein abgeschlossenes System sollten definierte Abwassermengen gegeben werden. An dieses System wurden folgende 5 Hauptforderungen gestellt: natürliche Lichtverhältnisse, natürliche Temperatur, möglichst gute Turbulenz, möglichst geringer Wandeffekt und die Möglichkeit des Gasaustausches mit der Atmosphäre.

Es wurde schließlich eine Versuchsanordnung konstruiert, die aus einer Boje besteht, die an einem Ring 6 Vorrichtungen trägt, in die durchsichtige Plastikbeutel eingehängt werden können (Abb. 8). Der Ring um die Boje ist aus Eisen gefertigt. Er hat einen Durchmesser von 1,50 m. An ihm sind 6 Fischerkugeln befestigt, um das Gestell im Wasser stabil zu halten. Die Haltevorrichtungen für die Plastikbeutel haben einen Durchmesser von 40 cm. Der obere Ring, an dem die Beutel mit einem Klemmverschluß befestigt sind, ragt 50 cm über die Wasseroberfläche, damit bei Seegang kein Spritzwasser in die Versuchsbehälter gelangt. Die Plastikbeutel haben einen Durchmesser von 40 cm und sind 3 m lang. Als Plastikmaterial wurden 0,3 mm starke Polyäthylenschläuche verwendet, welche unten zugeschweißt waren.

Die Plastikbeutel wurden vor dem Schilkseer Hafen in der Strander Bucht mit Seewasser gefüllt und hinter der Mole des Hafens in das dort verankerte Gestell gehängt. Durch den leichten Schwell, der dort bei allen Wetterlagen herrscht, wurde die Boje mit den Plastikbeuteln ständig in Bewegung gehalten, so daß eine gute Turbulenz gewährleistet war.

Tafel 3 (zu U. Horstmann)

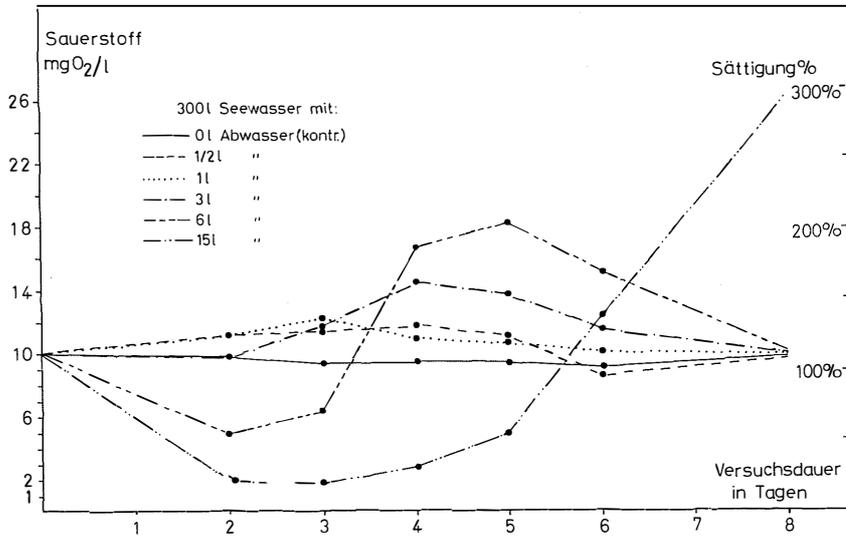


Abb. 9: Sauerstoffgehalt bei verschiedenen Abwasserkonzentrationen im Verlauf von 8 Tagen vom 14. 7.—22. 7. 1969.

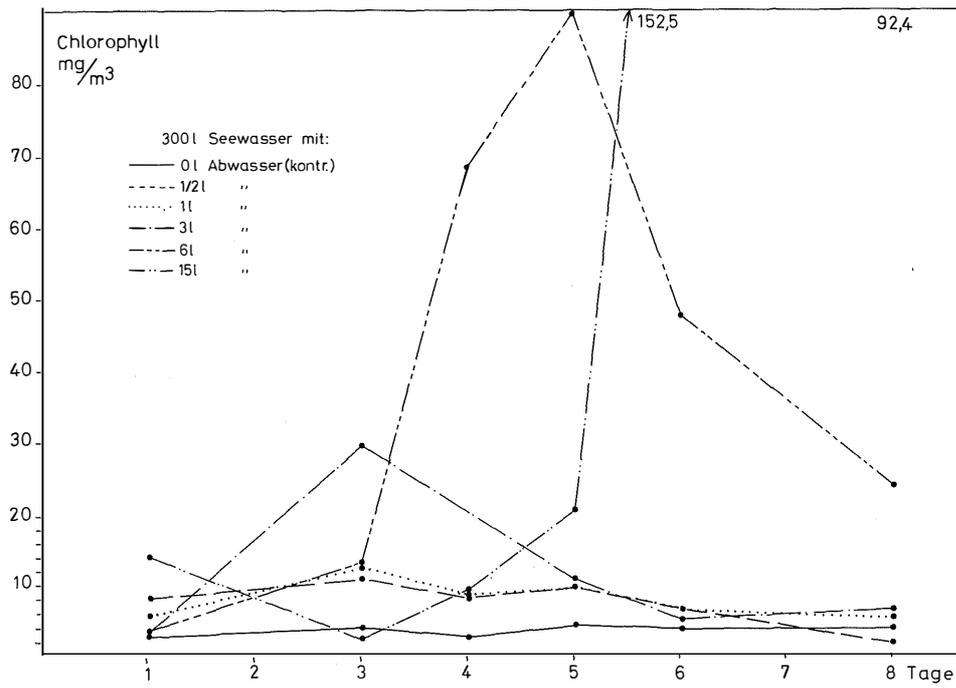


Abb. 10: Chlorophyllgehalt bei verschiedenen Abwasserkonzentrationen im Verlauf von 8 Tagen, vom 14. 7.—22. 7. 1969.

Tafel 4 (zu U. Horstmann)

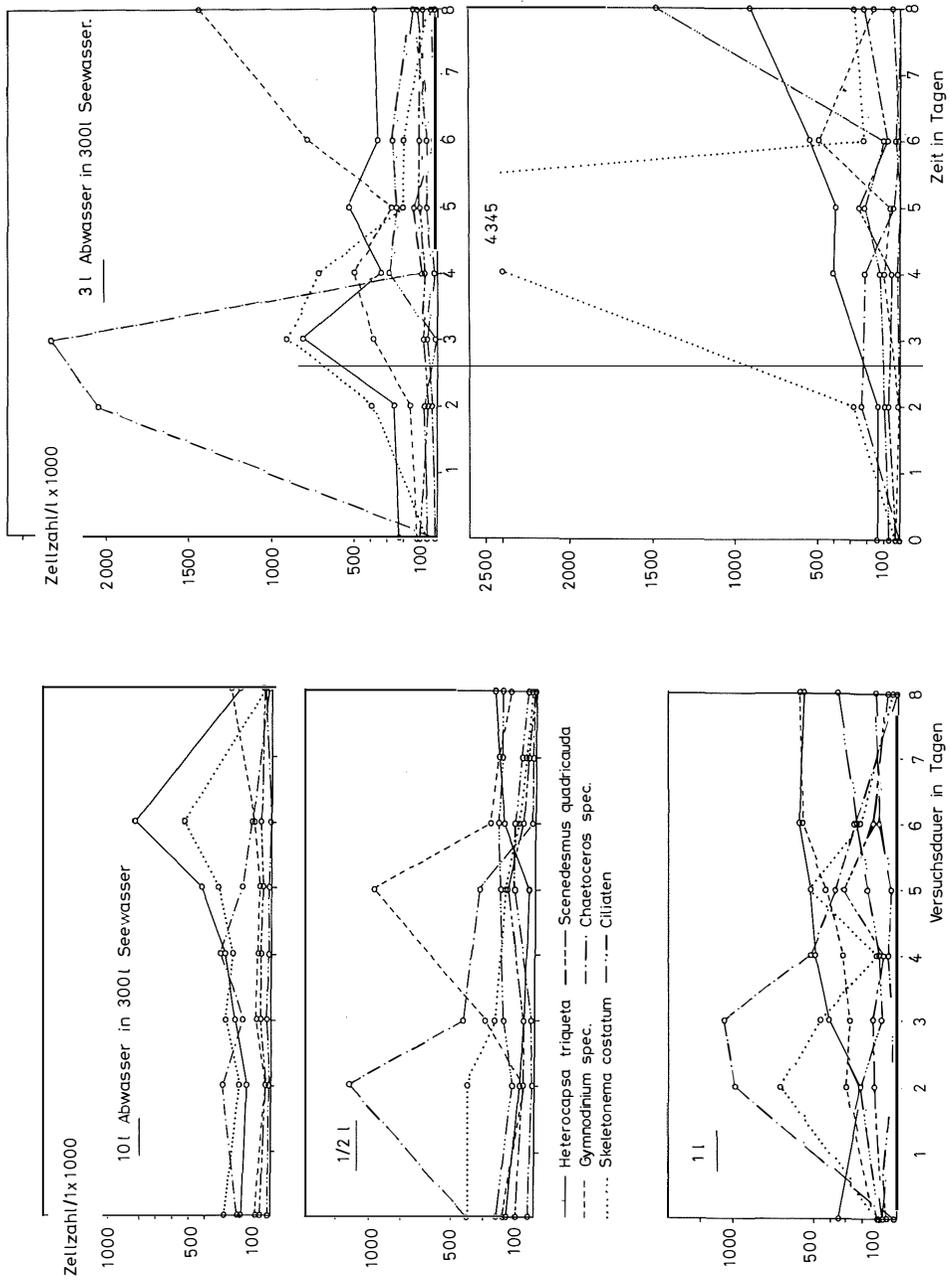


Abb. 11: Die Reaktion einiger Planktonorganismen auf verschiedene Abwasserkonzentrationen bei einer Versuchsdauer von 8 Tagen, vom 14. 7.—22. 7. 1969.

Fünf gefüllte Versuchsbehälter wurden mit verschiedenen Mengen häuslichen Abwassers versetzt: 0,15%; 0,3%; 1%; 2% und 5%. Das Abwasser wurde bei jedem Versuch um 15 Uhr der Kieler Abwasserleitung entnommen, dennoch war die Abwasserzusammensetzung immer verschieden (Tab. 1). Es wurden zu Beginn des Versuches täglich, später jeden zweiten Tag und im Winter in noch größeren Abständen, von einem Schlauchboot aus, Proben genommen. Das Wasser wurde, nachdem der Beutelinhalt umgerührt worden war, aus den Plastikbeuteln geschöpft und wie die vor Bülk genommenen Proben aufgearbeitet. Trübungs- und Sestonmessungen wurden nicht durchgeführt. Hinzu kamen jedoch regelmäßige Sauerstoffbestimmungen (nach Winkler).

Es wurde je ein Versuch im Sommer, im Herbst, im Winter und im Frühjahr angesetzt. Die Versuchsdauer schwankte zwischen 8 Tagen und 3 Wochen. Sie richtete sich im wesentlichen nach dem Bewuchs an den Plastikwänden der Untersuchungsbehälter, der vornehmlich an den Außenwänden nach einer gewissen Zeit auftrat und die Lichtverhältnisse stark beeinflusste.

Die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen geben den besten Überblick über das, was sich in den Plastikbeuteln während der Versuchsdauer von 8 Tagen ereignete (Abb. 9):

Tabelle 1
Gehalt verschiedener bei Bülk anfallender häuslicher Abwässer an
gelöstem NH_3 , NO_3 , NO_2 , Si und PO_4

Probennahme	NO_2	NO_3	NH_3	Si	PO_4	gat/l
3. 4. 69	0,39	0,66	23,2	9,1	3,7	
7. 4. 69	0,24	0,37	18,4	6,9	3,5	
5. 5. 69	0,36	0,18	25,8	11,4	4,8	

Während die Kontrolle verhältnismäßig konstant die Sauerstoffsättigung von 100% beibehält, tritt schon bei einer Abwasserkonzentration von 0,16% eine leichte Übersättigung infolge höherer Assimilationstätigkeit auf, die ihr Maximum nach 3—4 Tagen hat. Deutlicher wird die Eutrophierung bei 0,3% Abwasser und sehr stark ist die Übersättigung, wenn Seewasser mit 1% Abwasser versetzt wird. Bei der Steigerung auf 2% Abwasser tritt in den ersten 3 Tagen ein Sauerstoffdefizit auf, dem eine erhebliche Übersättigung nach fünf Tagen folgt. In noch stärkerem Maße zeigt sich das bei einer Zugabe von 5% Abwasser. In diesem Beutel war das Abwasser am letzten Versuchstag intensiv grün gefärbt und mit vielen kleinen Luftbläschen durchsetzt.

Die Ergebnisse der Chlorophyllmessungen zeigen die gleiche Tendenz wie die der Sauerstoffkurven (Abb. 10).

Es sei darauf hingewiesen, daß die Chlorophyllwerte zu Beginn des Versuchs mit 8 mg/l sehr hoch für diese Jahreszeit liegen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß das Versuchswasser aus der Strander Bucht stammt, die durch Verunreinigung eutrophiert ist. Der erhöhte Wert bei 5% Abwasserzugabe beruht sicherlich, wie schon vorher beschrieben, auf dem im Abwasser nachgewiesenen Chlorophyll, bzw. Phaeophytin.

Es fällt auf, daß das Maximum im Chlorophyllgehalt dem Maximum der Sauerstoffübersättigung um ca. einen Tag vorausgeht. Außerdem ist der rasche Abfall der Chlorophyllkurven erstaunlich. Dieses Phänomen wird noch auffälliger, wenn man die Ergebnisse der Auszählung der im umgekehrten Mikroskop betrachteten Proben verfolgt (Abb. 11).

Zu Beginn des Versuchs sind im wesentlichen fünf Gattungen vertreten: *Heterocapsa triquetra*, *Gymnodinium spec.*, *Skeletonema costatum*, *Scenedesmus quadricauda* und *Chaetoceros* versch. Species. Während auch die Kontrolle eine leichte Vermehrung in der zweiten Hälfte des Versuchs durch *Heterocapsa* und *Gymnodinium* aufweist, zeigen die Zellzahlen bei geringer Abwasserkonzentration einen Anstieg von *Chaetoceros* schon nach 2 Tagen. Am dritten Tag geht *Chaetoceros* stark zurück, und es steigt die Anzahl der *Gymnodineen*. Diese beiden Maxima spiegeln sich auch deutlich in der Chlorophyllkurve wieder. Bei 1 l Abwasser in 300 l Seewasser beginnt *Chaetoceros* dominant zu werden. *Gymnodinium* und *Heterocapsa* steigen gemeinsam langsam, aber stetig, an. 1% Abwasserzugabe erzeugt eine Verstärkung der vorher beschriebenen Situation: *Chaetoceros* steigt bis zu einem Maximum von über 2 Mill. Zellen pro l hinaus. *Gymnodinium* vermehrt sich erst stark in der zweiten Hälfte des Versuchs. Bei 2% Abwasser sieht die Situation ganz anders aus. Hier vermehrt sich *Skeletonema* mit über 4 Mill. Zellen pro Liter und verdrängt fast alle anderen Arten, nur *Heterocapsa* behauptet sich und steigt noch langsam an. Am sechsten Tag bricht die *Skeletonemablüte* praktisch zusammen, und die anderen Arten mobilisieren sich. 5% Abwasser gestatten nur noch zwei Phytoplanktonarten, einen längeren Zeitraum hindurch zu überleben. Während *Peridinium* keine wesentliche Zunahme erfährt, und am letzten Tag des Versuches gar nicht mehr angetroffen wird, beginnt *Skeletonema* schon nach 3 Tagen sich sehr stark zu vermehren. Es erreicht zum Schluß des Versuches Zellzahlen, die über 30 Mill. Zellen pro Liter liegen. Zu erwähnen seien auch die Ciliaten, vornehmlich nackte Formen, die sich bei dieser Abwasserkonzentration in der zweiten Hälfte des Versuches vermehren.

Sehr deutlich lassen sich Unterschiede in der Besiedlung der Plastikbeutelwände durch Bodendiatomeen beobachten. Sowohl die Individuenzahl, als auch die Zusammensetzung, hängen stark von der Abwasserkonzentration ab.

Als Kontrollversuch wurde vom 28. 7. bis zum 11. 8. 70 ein zweiter Sommerversuch durchgeführt. Betrachtet man die Sauerstoffwerte (Abb. 12), so handelt es sich um einen „gelungenen“ Parallelversuch. Die Verschiebung der Maxima in der Übersättigung in Abhängigkeit von der Abwasserkonzentration tritt hier noch deutlicher hervor als im Vorjahr, jedoch wird für die ablaufenden Prozesse fast die doppelte Zeit benötigt wie 1969. Sowohl die Minimal- als auch die Maximalwerte der Sauerstoffsättigung bei den verschiedenen Abwasserkonzentrationen stimmen mit denen des Vorjahres sehr gut überein. Auch die Maximalwerte der Chlorophyllmessungen liegen in der Größenordnung der Werte vom Vorjahr. Der Verlauf der Kurven weicht jedoch von denen des Vorjahres ab. Die mikroskopische Analyse des Planktons zeigt, daß seine Zusammensetzung in diesem Jahr ganz anders ist. Nur zwei Arten: *Skeletonema costatum* und ein Flagellat aus der Gattung der *Euglenophyceae* — er konnte an fixiertem Material nicht genauer bestimmt werden — kennzeichnen bei allen Abwasserkonzentrationen den Verlauf der Kurven.

Ein weiterer Versuch fand vom 16. 10. bis 1. 11. 69 statt. Die Sauerstoffwerte wiederholen deutlich die Verhältnisse der Sommerversuche (Abb. 13). Ein schwacher O₂-Rückgang läßt sich am ersten Tag auch bei geringer Abwasserzugabe beobachten. Die mit 5% Abwasser versetzte Probe erreicht erst nach 13 Tagen die volle Sättigung wieder.

Die Chlorophyllwerte zeigen bei geringen Abwasserkonzentrationen ein Maximum nach 5 Tagen. Bei 2% Abwasser verschiebt sich das Maximum auf den 7. Tag und bei 5% beginnen die Chlorophyllwerte erst am 15. Versuchstag zu steigen.

Bei niedrigen Abwasserkonzentrationen unter 2% beginnt ein Anstieg aller Diatomeenarten schon am ersten Tag. Er hat seinen Höhepunkt nach 5 Tagen und ist am 10. Tag schon wieder abgeklungen. *Ceratium fusus* und *Prorocentrum* werden bei geringen Abwasserkonzentrationen offensichtlich nicht beeinflusst, jedoch läßt sich eine generelle

Tafel 5 (zu U. Horstmann)

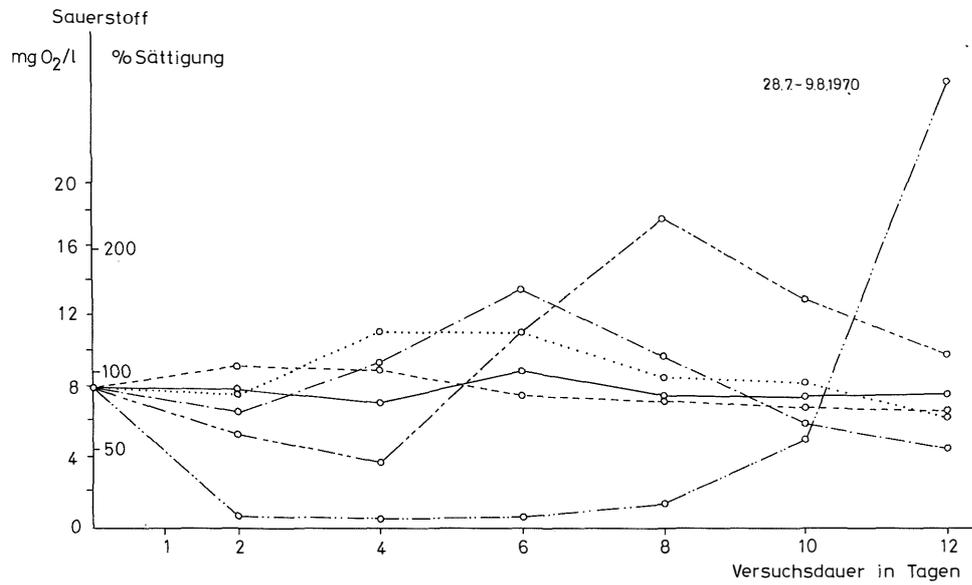


Abb. 12: Sauerstoffgehalt bei verschiedenen Abwasserkonzentrationen.

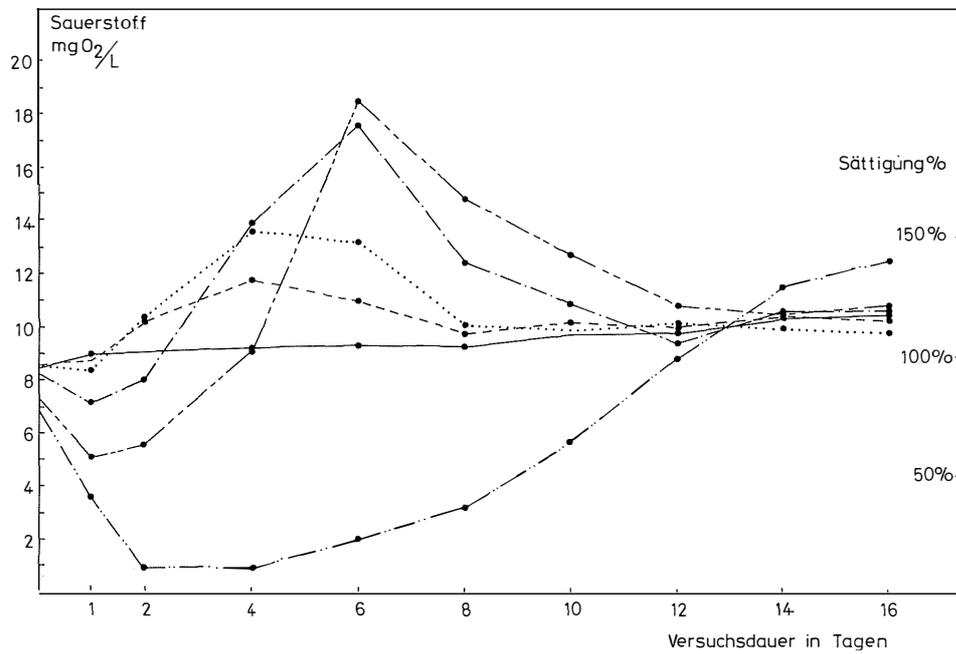


Abb. 13: Verlauf der Sauerstoffwerte bei verschiedenen Abwasserkonzentrationen, vom 16. 10. bis 1. 11. 1968.

Tafel 6 (zu U. Horstmann)

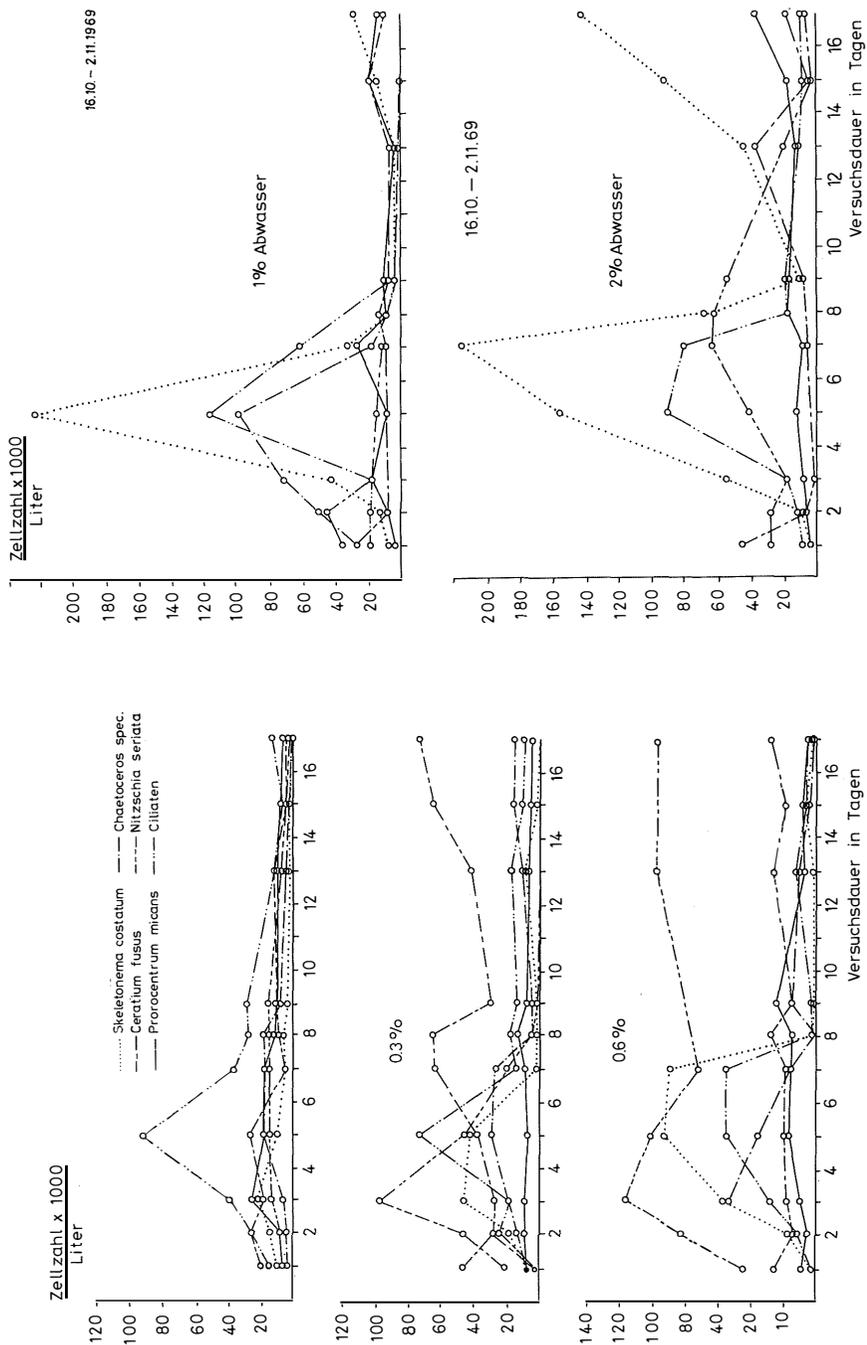


Abb. 14: Die Reaktion einiger Planktonorganismen auf verschiedene Abwasserkonzentrationen.

Abnahme der Zellzahlen gerade in der zweiten Hälfte des Versuches deutlich feststellen (Abb. 14). Nicht nur die Zellzahlen gehen zurück, sondern auch die noch vorgefundenen Zellen sind kleiner und schwächer ausgebildet. Verfolgt man das Verhalten von *Skeletonema costatum* gegenüber zunehmender Abwassermenge, so läßt sich schon bei Abwasserkonzentrationen von 1% nach 13 Tagen ein zweites Maximum erkennen. Deutlicher wird das bei 2% Abwasserzugabe; hier erreicht *Skeletonema* ein erstes Maximum von 200000 Zellen pro Liter. Das ist nicht mehr als bei einem Prozent Abwasser. Jedoch ist der Anstieg der Kurve zu einem zweiten Maximum bedeutend steiler; bei 5% Abwasserzugabe beginnt *Skeletonema* erst nach 13 Tagen sich zu vermehren. Alle anderen Arten ertragen diese Abwasserkonzentration nicht mehr.

Sehr deutlich ist bei diesem Versuch das Auftreten von Ciliaten jeweils nach 6—7 Tagen zu beobachten. Hierbei handelt es sich im wesentlichen um oligotriche, nackte Formen. Bei niedrigen Abwasserkonzentrationen treten auch *Tintinnen* auf.

Ein Winterversuch konnte erst am 19. 3. 70 begonnen werden. Da an allen Versuchstagen starke Bewölkung herrschte und die Wassertemperaturen sehr niedrig lagen — zu Beginn des Versuches trieben noch kleine Eisschollen im Schilkseer Hafen —, gibt er noch eine Wintersituation wieder.

Der Versuch wurde drei Wochen lang durchgeführt, ohne daß sich in den Plastikbeuteln wesentliche Änderungen zeigten. Obwohl die Sauerstoffmessungen sehr genau die Reaktion auf die Abwasserzugabe wiedergeben, konnte keine Einwirkung auf das Plankton festgestellt werden. Die Sauerstoffwerte der mit Abwasser versetzten Plastikbeutel laufen mit den Werten der Kontrolle praktisch parallel. Das gleiche gilt für den Kurvenverlauf der Planktonnährstoffe. Die Chlorophyllwerte weisen auf einen leichten Abfall des Planktonvorkommens im Laufe der dreiwöchigen Versuchszeit hin. Bis auf die Proben mit 5% Abwasser, die im Laufe des Versuches etwas stärker abfallen, ist eine Abhängigkeit des Planktons von der Abwasserkonzentration nicht zu erkennen.

Bei der Auszählung der Zellen im Planktonmikroskop konnte jedoch festgestellt werden, daß bei geringerer Abwasserzugabe die Artenzahl größer blieb als bei höherer Abwasserzugabe. Während in dem Versuchsbehälter mit $\frac{1}{2}$ l Abwasser die Arten: *Melosira sulcata*, *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros* drei verschiedene Arten, *Navicula spec.*, *Achnanthes taeniata* bis zum Versuchsende vertreten waren, zeigte sich, daß bei 25% Abwasserzugabe von diesen Arten nur noch *Achnanthes taeniata* und *Skeletonema costatum* anwesend waren.

Die mit dieser relativ einfachen Versuchsanordnung erlangten Ergebnisse erlauben eine Reihe von Aussagen über den Einfluß verschiedener Abwasserkonzentrationen auf das Plankton: Sie zeigen einmal den zeitlichen Ablauf der Eutrophierung, bzw. der Schädigung. Zum anderen können quantitative Aussagen über die Nährstoffaufnahme und die Produktion von Plankton bei Abwasserzugabe gemacht werden. Schließlich werden eine Reihe von Aspekten deutlich, die sich auf die Artenzusammensetzung des Plankton bei verschiedenen Abwasserkonzentrationen beziehen.

Die Versuche konnten nicht mit dem Aufwand durchgeführt werden wie die Experimente von McALLISTER, PARSONS, STEPHENS und STRICKLAND (1961) in einem 125 m³ fassenden Plastikbeutel. Sicherlich sind die Versuchsbedingungen in einem wesentlich größeren Behälter den natürlichen Verhältnissen mehr angepaßt als in unserem verhältnismäßig kleinen Behältern; dennoch kann festgestellt werden, daß gerade der Verlauf unserer Sauerstoffkurven, aber auch der Anstieg und Rückgang der Phytoplanktonzellen den von McALLISTER et al. erhaltenen Ergebnissen sehr ähnlich sind. In unserer Kontrolle (Seewasser ohne Abwasserzusatz) blieb die Planktonpopulation so lange bestehen, bis sie infolge Nährstoffmangels langsam zurückging; auch dies weist darauf hin, daß in den Beuteln für Planktonkulturen geeignete Umweltbedingungen vorliegen.

Zeitlicher Ablauf des Abwassereinflusses

Der zeitliche Ablauf der Reaktion des Plankton auf das Abwasser hängt neben den Temperaturverhältnissen vom Lichtangebot und von der Abwasserkonzentration selbst ab. Während der Einfluß von Licht und Temperatur aus den Ergebnissen des Sommer-, Herbst- und Winterversuches klar hervorgeht, läßt sich die Abhängigkeit der zeitlichen Abläufe von der Abwasserkonzentration deutlich anhand der Sauerstoffkurven des ersten, zweiten und vierten Versuches erkennen. Sobald die Abwasserkonzentration über 1% hinausgeht, wird mit erheblicher Verzögerung die 100% O₂-Sättigungslinie überschritten.

Es ist für alle drei Versuche charakteristisch, daß der Chlorophyllgehalt und auch die Gesamtzellzahl den Sauerstoffkurven um ein bis zwei Tage vorseilen, d. h. bei O₂-Untersättigung die Chlorophyllwerte schon eine starke Eutrophierung anzeigen können. Wenn der Chlorophyllgehalt bereits zurückgeht, erreicht das Wasser im Plastikbeutel erst das Maximum der Sauerstoffübersättigung. Da über das Chlorophyll, bzw. das Phytoplankton der Sauerstoff erst produziert wird, ist eine gewisse Differenz zwischen Chlorophyll- und Sauerstoffmaximum zu erwarten. Jedoch weist der Chlorophyllanstieg bei O₂-Untersättigung darauf hin, daß die sauerstoffzehrenden Abbauvorgänge nicht unbedingt eine Phytoplanktonvermehrung verhindern. So kann auch nicht angenommen werden, daß es das O₂-Defizit ist, welches bei Abwasserkonzentrationen über 1% das Phytoplanktonwachstum um mehrere Tage, bei 5% über Wochen hinweg, verzögert.

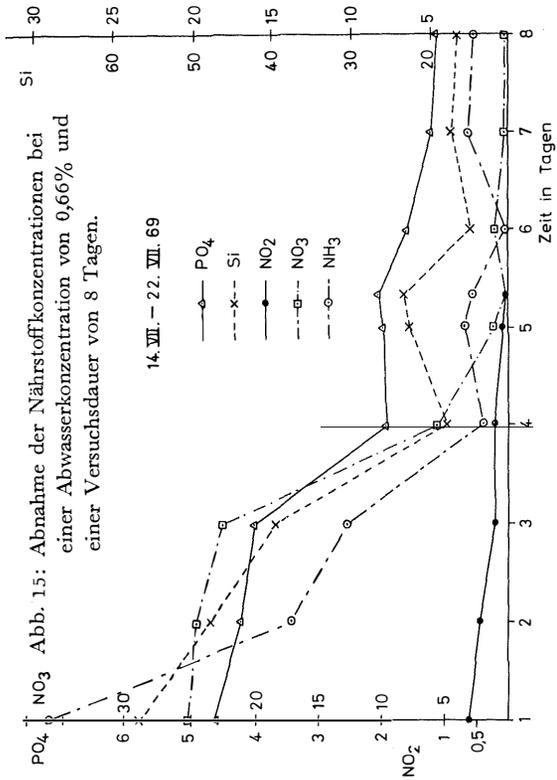
Für die zeitliche Differenz im Ablauf des ersten und zweiten Sommersversuches gibt es zunächst keine einleuchtende Erklärung. Obwohl die Temperaturen im ersten Versuch um ca. 3°C niedriger liegen und die Lichtverhältnisse schlechter sind, laufen die Vorgänge im ersten Sommersversuch ca. 3 Tage schneller ab als im zweiten. In erster Linie wird die Ursache in der Zusammensetzung und Menge des zu Anfang in dem Versuchswasser vorhandenen Plankton zu suchen sein. Zum anderen sei aber nochmals erwähnt, daß die Zusammensetzung des Abwassers bei Bülk stark schwankt. Das Abwasser wird so, wie es in Kiel anfällt, kontinuierlich nach Bülk transportiert, d. h., daß die Schwankungen in Menge und Zusammensetzung z. B. von den Schlachtezeiten des Schlachthofes abhängen. Außerdem sind der Kieler Kanalisation mehrere kleine Industriebetriebe angeschlossen, die zeitweilig Stoffe in das Abwasser geben, die ohne weiteres Störungen im Ablauf biologischer Vorgänge hervorrufen können.

Generell kann man sagen, daß bei günstigen Lichtverhältnissen und Abwasserkonzentrationen, die unter 1% liegen, eine Eutrophierung sich schon am ersten Tag feststellen läßt und ihr erstes Maximum nach ca. 4 Tagen erreicht hat. Nach dieser Zeit ist entweder der Vorrat an Nitrat vom Phytoplankton verbraucht oder eine maximale Individuendichte erreicht. Nach ca. 12 Tagen läßt sich ein zweiter Anstieg in der Planktonproduktion feststellen, der wohl in erster Linie auf wieder frei gewordene Nährstoffe aus dem abgestorbenen Plankton zurückzuführen ist. Abwasserkonzentrationen über 1% erzeugen einen Sauerstoffdefizit und verzögern den Beginn des Planktonwachstums.

Die Planktonnährstoffe

Die Ergebnisse der Nährstoffanalysen sollen an einem Beispiel aus dem ersten Sommersversuch bei einer Abwasserkonzentration von 0,66% diskutiert werden (Abb. 15).

Hier ist der Abfall der Nitratwerte in den ersten 4 Tagen deutlich zu beobachten, dem das Phosphat von einem hohen Wert, der über 7 µgat/l liegt, beginnend, nachfolgt. Geht man davon aus, daß das Phytoplankton dem Wasser Nitrat und Phosphat im Verhältnis 15 : 1 entzieht (COOPER 1937, 1938), so ist es nicht verwunderlich, daß Phosphat noch reichlich vorhanden ist, wenn Nitrat bereits vollkommen verbraucht ist, und hier als limitierender Faktor die Diatomeenblüte zum Stillstand bringt.



Tafel 7 (zu U. Horstmann)

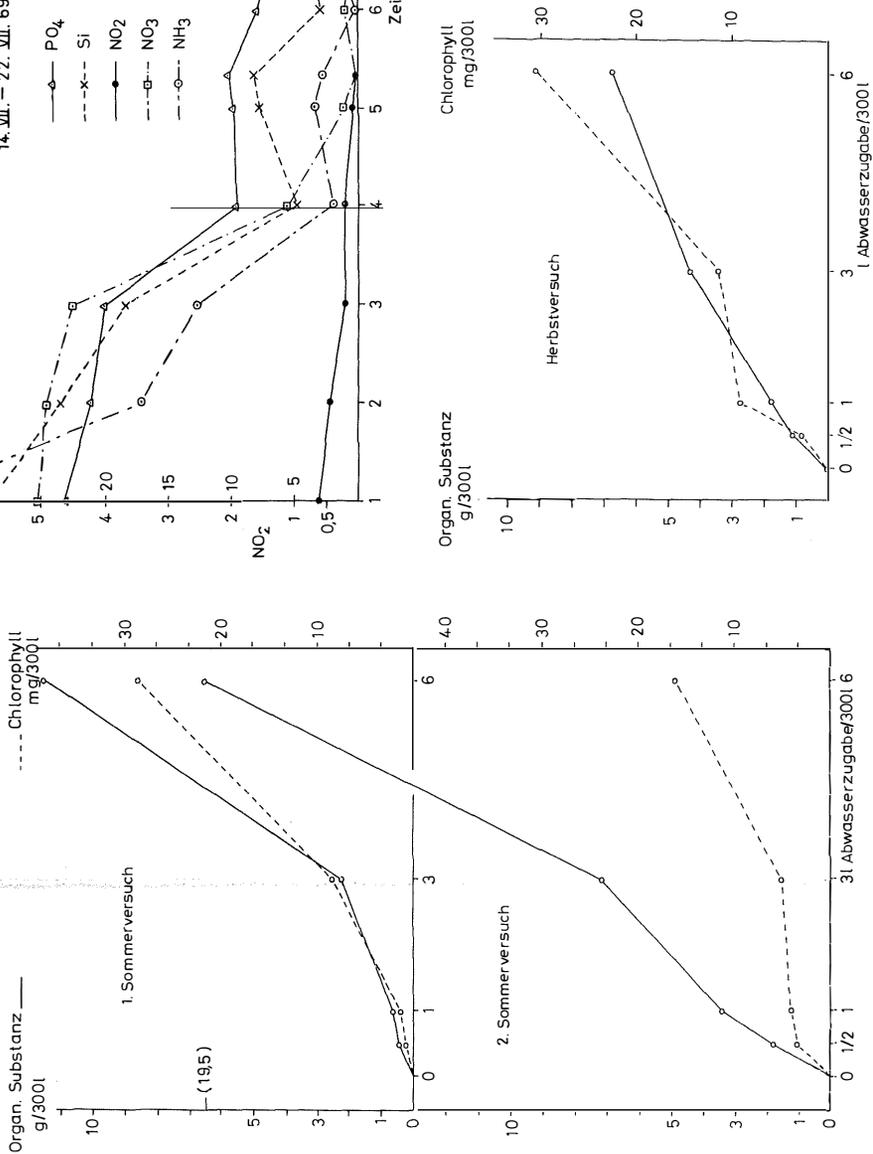


Abb. 16: Produktion an organischer Substanz bei verschiedenen Abwasserzugaben, bezogen auf 1 l Abwasser, berechnet über Planktonvolumenbestimmung (ausgezogen) und über Chlorophyllmessung (gestrichelt).

Tafel 8 (zu U. Horstmann)

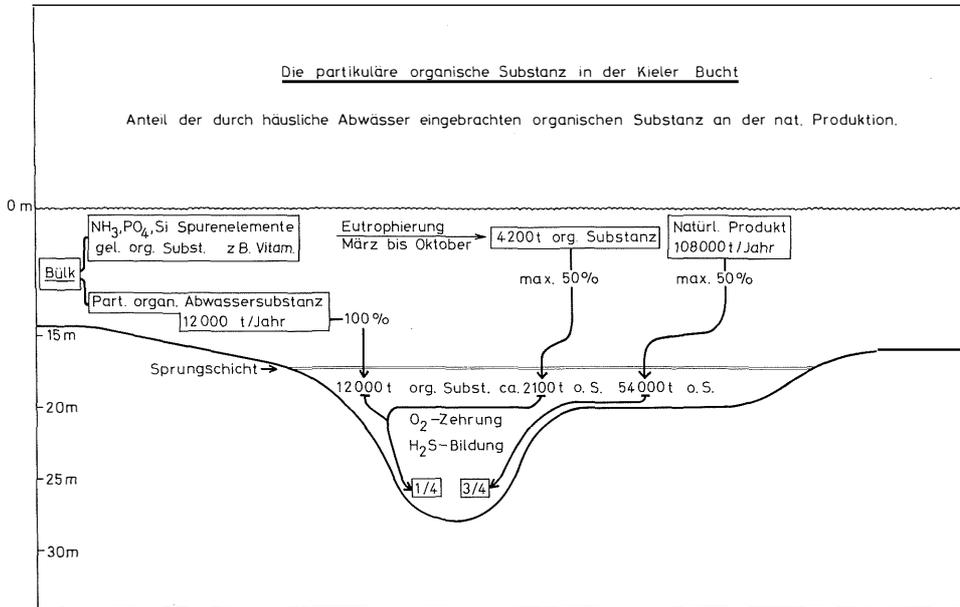


Abb. 17: Modell einiger einfacher Beziehungen bei Einleitung von häuslichem Abwasser in die Kieler Bucht.

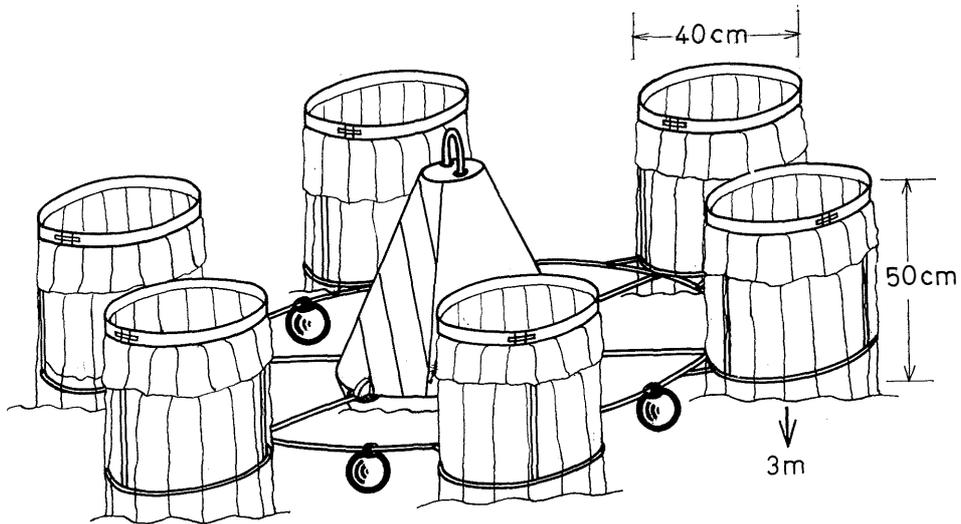


Abb. 8: Aufhängevorrichtung mit Plastikbeuteln.

Das Phosphat, das aus den abgestorbenen Zellen sehr schnell wieder freigesetzt werden kann, steigt bei Rückgang der Zellzahlen sofort wieder an (GORSCHKOWA 1938, HOFFMANN, 1956, GOLTERMANN 1960). Auch im Verlauf der Silikatkurve weist ein kurzer Anstieg nach 4 Tagen auf das Freiwerden von Silikatverbindungen hin (JÖRGENSEN 1955, McALLISTER et al. 1961).

Nicht zu erklären ist der außerordentlich rasche Abfall der NH_3 -Werte gleich zu Beginn der Versuchszeit. Es ist nicht anzunehmen, daß NH_3 schon am ersten Tag in dem Maße vom Plankton aufgenommen wird. Am fünften Tag wird Ammoniak wie Phosphat und Silikat wieder freigesetzt.

Der langsame Rückgang von Nitrit ist bei allen Untersuchungen zu beobachten. Ob es sich dabei vorwiegend um eine Aufnahme durch das Phytoplankton oder um bakterielle Oxydation handelt, kann nicht gesagt werden.

Die Ergebnisse der Nährstoffanalysen stimmen, wenn man von den durch Abwasser bedingten hohen Ausgangswerten absieht, sehr gut mit den von McALLISTER, PARSONS, STEPHENS und STRICKLAND erlangten Ergebnissen überein. Die Vorgänge jenes Versuches laufen jedoch sehr viel langsamer ab, was daran liegen wird, daß bei jenem Versuch große Mengen filtrierten Tiefenwassers mit geringen Mengen planktonhaltigen Oberflächenwassers beimpft wurden, während bei uns eine reichhaltige Planktonpopulation schon zu Anfang des Versuches vorhanden ist.

Die abwasserbedingte Produktion

Die quantitativen Aspekte der abwasserbedingten Produktion lassen sich einmal anhand der Gesamtzellzahlen verfolgen, zum anderen werden sie durch die Chlorophyllwerte wiedergegeben. Für Vergleiche mit Primärproduktionsangaben anderer Autoren sollen hier einige Ergebnisse der Plasmavoluminabestimmung diskutiert werden. Obwohl in die Plasmavolumenbestimmung eine Reihe von Fehlern durch die Fixierung und Auszählung eingehen (BERNHARD, RAMPI, ZETTERA 1967), erscheint es doch sinnvoller, diese Methode anzuwenden, als von den Chlorophyllwerten mit dem sehr fragwürdigen Faktor 28 auf die organische Substanz, bzw. auf den Kohlenstoffgehalt zu schließen.

Außer der Arbeit von HAGMEIER (1961) befassen sich in letzter Zeit eine Reihe von Arbeiten mit der Berechnung des Phytoplanktonvolumen und des Plasmavolumen (MULLIN, SLOAN und EPPLEY 1966, SMAYDA 1965, JÖRGENSEN 1964). Für Diatomeen sind die hier verwandten Umrechnungsfaktoren Zellvolumen—Plasmavolumen einer Liste entnommen, die von SMAYDA erarbeitet wurde. Die Umrechnung von Plasmavolumen zu Kohlenstoff geschieht nach einer von STRATHMANN (1967) entwickelten Formel: $\log C = 0,610 + 0,892 \log PV$ ($C = \text{Kohlenstoff}$, $PV = \text{Plasmavolumen}$).

Trägt man die Abwasserzugabe gegenüber dem erzeugten Plasmavolumen minus Plasmavolumen der Kontrolle ab, so zeigt sich, daß das durch Eutrophierung erzeugte Plasmavolumen nicht linear mit der Abwasserzugabe steigt, sondern daß sich in den Grenzen von 0,15% bis 1% Abwasser deutlich der größere Effekt zugunsten der geringeren Abwasserzugabe verschiebt (Abb. 16). Bei steigender Abwasserkonzentration (2%) wird die Kurve jedoch wieder steiler (Ausnahme Herbstversuch), und zwar in dem Maße, daß bei 2% Abwasser viermal soviel Plankton produziert wird wie bei 1% Abwasserzugabe.

Vergleicht man die durch Zählen und Messen der Zellen im Mikroskop erlangten Produktionswerte mit denen über das Chlorophyll berechneten, so zeigt sich, daß die über das Chlorophyll erlangten Zahlen niedriger liegen, wenn der Faktor Chlorophyll—organische Substanz 1 : 28 verwandt wird. Ein gewisser Ausgleich könnte geschaffen

werden, wenn man den Wassergehalt des Plankton statt mit 75% mit 80—85% berechnet (BANSE 1956) und den Faktor erhöht (STRICKLAND 1965).

Mittelt man die durch die Plasmavolumenbestimmung aus drei Versuchen erlangten Werte für 0,15%, 0,3%, 1% und 2% Abwasserzugabe, so erhält man einen Wert für die Planktonmenge, die durch 1 l häuslichen Abwassers in 4 Tagen erzeugt wird, von 1,6 g (Maximalwert 3,5 g, Minimalwert 0,4 g). Man kann diese Produktion in unserem Gebiet für den Zeitraum von 8 Monaten im Jahr annehmen, und zwar von Mitte März bis Mitte November. In dieser Zeit limitiert das Nährstoffangebot das Planktonwachstum.

Der Einfluß von Abwasser auf die Artenzusammensetzung

Die qualitativen Änderungen der Planktonzusammensetzung treten in den einzelnen Versuchen deutlich zutage. Will man jedoch aus den in-situ-Versuchen etwas über den Einfluß des Abwassers auf bestimmte Gattungen verallgemeinern, so sollte das nicht ohne Vorbehalt getan werden. Schließlich handelt es sich doch um Experimente in einem künstlichen System. Die Versuchsergebnisse werden zwar in Relation zur Kontrolle gesehen, doch bei der Kontrolle handelt es sich um einen Ausschnitt der natürlichen Planktonpopulation, in der die Individuenzahlen der einzelnen Arten im Laufe der Versuchszeit mehr oder weniger rasch abnehmen. In den mit Abwasser versetzten Versuchsbehältern hingegen stellt sich ein ganz neues eigenes Ökosystem ein mit einem erheblich intensiveren Stoffwechsel, das mithin auch wesentlich stärker auf die es beschränkenden Faktoren wie Behälterwandung, Lichtbeschränkung oder Turbulenzdämpfung reagiert. So ist es absolut möglich, daß für das bevorzugte Auftreten bestimmter Arten die Abwasserzugabe nur ein Faktor und nicht die alleinige Ursache ist. Es ließ sich zeigen, daß die Abwasserzugabe großen Einfluß auf den Sauerstoffgehalt hat, der sich sicherlich in unseren Versuchsbehältern stärker auswirkt als im freien Wasser.

THIENEMANN (1918) hebt hervor, daß die selektive Rolle der Sauerstoffverhältnisse beim Phytoplankton erheblich sein kann.

Dennoch lassen sich einige qualitative Aussagen aus den in situ-Versuchen verallgemeinern. Generell kann gesagt werden, daß hohe Abwasserkonzentrationen die Anzahl der Arten verringert. Diatomeen und kleine Flagellaten reagieren stärker und schneller auf Abwasserzugaben als Dinoflagellaten. Ciliaten vermehren sich erst nach dem Maximum der Phytoplanktonblüte. Bei den Ciliaten ertragen die nackten Formen höhere Abwasserkonzentrationen als die Tintinnen.

Bei den Diatomeen hebt sich deutlich *Skeletonema costatum* hervor als eine Gattung, die nicht nur hohe Abwasserkonzentrationen ertragen kann, sondern auch als einzige Art sich bei höheren Abwasserkonzentrationen stark vermehrt. Diese Beobachtung deckt sich mit Angaben, die von VÄLIKANGAS (1926) gemacht wurden.

VÄLIKANGAS nimmt aufgrund seiner Untersuchungen im Hafengebiet von Helsinki an, daß diese Art evtl. durch die Zufuhr von „organischer Nahrung“ direkt begünstigt wird. Die besonders starke Entwicklung dieser Art, vornehmlich in Küstennähe hat GRAN (1915) in Zusammenhang mit der Fähigkeit, organische Substanzen aufzunehmen, gebracht. Schon HENSEN (1911) bezeichnet *Skeletonema costatum* als stark saprophytisch. BONEY und SYKES (1969) beobachteten das bevorzugte Auftreten von *Skeletonema costatum* in den verunreinigten irischen Küstengewässern, SAVAGE (1965) in den stark eutrophierten Gewässern von Southampton.

Bei *Skeletonema* kann man sicherlich von einer Indikatorspecies für nährstoffreiche Gewässer sprechen. Es könnten noch einige andere Arten aufgezählt werden, die sich in unseren Versuchen durch besonders starke Vermehrung bei Abwasserzugabe ausgezeichnet haben, wie z. B. *Nitzschia seriata* oder verschiedene *Gymnodinium* species; für eine generelle Beurteilung reichen diese Beobachtungen jedoch nicht aus.

Ein Saprobiensystem, wie es von KOLKWITZ und MARSSON (1902, 1908 und 1909) für das Süßwasser erarbeitet wurde, gibt es nicht für Brack- und Salzwasserorganismen. Das System von KOLKWITZ und MARSSON läßt sich zwar auf einige im Brackwasser vorkommende Organismen anwenden (CLEVE EULER 1912, HUSS 1912), aber fast alle Plankter, die in unserem Gebiet vorkommen, sind darin nicht berücksichtigt. So sind auch die Angaben von LEVANDER (1913 1918) und VÄLIKANGAS (1926), die sich um eine Einteilung des Planktons des Finnischen Meerbusens in ein Saprobien-system bemühen, für unser Gebiet nicht anwendbar, weil nur wenige dort angeführte Arten bei uns vorkommen.

Um über das Ausmaß der Beeinflussung des Plankton in der Kieler Bucht durch die bei Bülk eingeleiteten Abwässer Zahlen zu erhalten, sollen hier die aus den in situ-Versuchen erlangten Ergebnisse mit dem bei Bülk angetroffenen Verhältnissen in Verbindung gebracht werden.

Anteil der abwasserbedingten Produktion an der Gesamtproduktion in der Kieler Bucht

Bei einer durchschnittlichen Einleitung von 50000 m³ häuslichen Abwassers werden bei Bülk in der Zeit von Ende März bis Ende November 12 Mio m³ Abwasser in die Kieler Bucht geleitet, die durch Eutrophierung jeweils innerhalb von 4 Tagen 19200 t organische Substanz erzeugen, das entspricht nach STRATHMANN (1967) 2112 t Kohlenstoff.

Nach STEEMANN-NIELSEN (1958) ist die durchschnittliche Jahresproduktion an Kohlenstoff nach der ¹⁴C-Methode bestimmt, beim Feuerschiff „Halskov Rev“ im Großen Belt ca. 60 g/m². SARMA (1970) kommt zu ähnlichen Ergebnissen in der Kieler Bucht. Für das Gebiet der Kieler Bucht, das mit 900 km² angenommen wird, sind das 54000 t Kohlenstoff, die durch Primärproduktion pro Jahr erzeugt werden. Die Planktonproduktion, die in den 8 Monaten des Jahres durch 12 Mio m³ Abwasser von Bülk produziert wird, macht also ca. 4% der normalen Produktion in der Kieler Bucht aus. Dabei wird vorausgesetzt, daß das bei Bülk mit Abwasser versetzte Seewasser sich mindestens 4 Tage lang, d. h. im Zeitraum der stärksten Phytoplanktonentwicklung in der Kieler Bucht aufhält. WATTENBERG (1941) gibt einen Zeitraum von 19 Tagen (max. 29 Tage, min. 7 Tage) an, den das Oberflächenwasser dazu braucht, um vom Feuerschiff Fehmarn Belt bis zum Feuerschiff Kiel zu gelangen. Es wurde schon erwähnt, daß die Strömungsgeschwindigkeiten bei Bülk sehr stark schwanken, meistens jedoch unter 1/2 Knoten liegen.

Nehmen wir eine durchschnittliche Stromgeschwindigkeit von 1/4 Knoten und bei geringer Abwasserkonzentration eine Eutrophierungsdauer von 2 Tagen an, so kann man einen Kreisbogen mit einem Radius von 12 sm um Bülk schlagen, in dem die Eutrophierung vermutlich vonstatten geht. Diese Kalkulation würde auch der Beobachtung aus der Luft vom Juli 1968 entsprechen (Siehe Seite 186). In diesem Gebiet, das nur ungefähr 1/5 der Kieler Bucht umfaßt, würde die Eutrophierung durch das Bülker Abwasser ca. 25% der normalen Produktion ausmachen. Dieses sind Zahlen die die Größenordnung wiedergeben; sie sind belastet mit Abweichungen, die nicht ohne weiteres abzuschätzen sind. Die Werte können sich bei extremen Wetterlagen stark ändern, und sie schwanken mit der ständig wechselnden Abwasserzusammensetzung.

Die auf den Boden sinkende organische Substanz

Leider hat die Eutrophierung in der Kieler Bucht und besonders in ihrem westlichen Teil wegen der starken thermohalinen Schichtung, die gerade in den Sommermonaten besonders ausgebildet ist, sehr negative Folgen. Nach Untersuchungen von ZEITZSCHEL

(1965) in der Eckernförder Bucht, sedimentieren 50% der jährlichen Produktion an organischer Substanz und gehen damit dem natürlichen kleinen Nährstoffkreislauf verloren. Das wären bei normaler Produktion in der Kieler Bucht 54000 t (Trockengewicht) pro Jahr. Dazu kommen über das durch Kieler Abwasser erzeugte Phytoplankton ca. 2000 t.

Da für die flacheren Gebiete der Kieler Bucht eine geringere Sedimentation angenommen werden muß als für die verhältnismäßig tiefe Eckernförder Bucht, liegen diese Zahlen sicherlich zu hoch.

Sehr viel größer ist jedoch der Anteil der organischen Substanz, der in partikulärer Form im Abwasser in die Kieler Bucht gelangt. Nach SIRP (1967) ist der Anteil der organischen partikulären Trockensubstanz in einem Liter Abwasser im Durchschnitt 1000 mg; nach IMHOFF (1966) im Mittel 600 mg. Dieser Anteil erhöht sich bei der Einleitung von Abwasser in Seewasser, weil das Seewasser weniger befähigt ist, Abwasser in Lösung zu halten als das Süßwasser und dadurch ein großer Teil der gelösten organischen Substanz ausflockt (POSTMA 1967). Die partikuläre Abwassersubstanz sinkt zum großen Teil sofort nach der Einleitung auf den Grund und wird durch die Strömung verdriftet. Ein anderer Teil gelangt dann an den Boden, wenn sich die durch Abwasser ausgesüßte Oberflächenschicht nach ca. 1 m völlig durchmischt hat. Diese Abwassersubstanz macht im Jahr ca. 12000 t aus. Zählen wir dazu die auf den Boden sinkende Hälfte der durch Abwassereinfluß erzeugten organischen Phytoplanktonsubstanz hinzu, so ergibt sich, daß mindestens $\frac{1}{4}$ (13000 t) der sedimentierten organischen Substanz am Boden der Kieler Bucht aus der Abwassereinleitung Bülk stammt.

Möglichkeiten des Wasseraustausches

Wir müssen in Betracht ziehen, daß die Kieler Bucht kein abgeschlossenes Meeresgebiet ist. Als Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee unterliegt vornehmlich ihr Oberflächenwasser, aber auch das Bodenwasser, einer Erneuerung. Die Erneuerung des Oberflächenwassers hängt neben den windbedingten Strömungen von dem Ausstrom salzarmen Wassers aus der Ostsee ab, der im Jahr ca. 470 km³ beträgt (BROGMUS 1952). Dieses aus der Ostsee kommende Wasser fließt aber zum größten Teil vom Fehmarn-Belt gleich in den Großen Belt weiter, also an der Kieler Bucht vorbei. Der Vorgang wird stark durch die Corioliskraft gefördert (WATTENBERG 1949).

Die Erneuerung des Wassers in Bodennähe hängt fast ausschließlich von dem Eindringen salzhaltigen sauerstoffreichen Kattegatwassers durch den Großen Belt ab (KRUG 1962).

Eine konvektive Wassererneuerung, wie sie besonders im Winter stattfinden kann, ist vornehmlich auf den östlichen Teil der Kieler Bucht beschränkt, zumal dieser ein direktes Gefälle zum Fehmarn Belt besitzt (KRUG 1962). Im Westteil der Kieler Bucht ist eine Wassererneuerung am Boden ausschließlich durch den Zustrom sauerstoffreichen Wassers aus dem Osten möglich (WATTENBERG 1949). Angaben über den Umfang des Wasseraustausches, über Zeitdauer und Stromgeschwindigkeit gibt es nicht.

Sicherlich wird ein gewisser Teil der organischen Substanz mit dem Oberflächenwasser nach Norden ins Kattegat und mit dem Tiefenwasser in die Ostsee transportiert werden. Doch gerade der westliche Teil der Kieler Bucht, der am wenigsten vom Wasseraustausch betroffen ist, wird am stärksten mit Abwasser und seinen Umwandlungsprodukten belastet.

Weitere Verunreinigungsquellen in der Kieler Bucht

In die Kieler Bucht fließen nicht nur die Abwässer von 300000 Einwohnern der Stadt Kiel. Wie aus einer Zusammenstellung über die Abwassereinleitungen im schleswig-holsteinischen Küstenbereich der Ostsee von KÖNIG (1969) hervorgeht, gelangen außer-

dem noch die mehr oder weniger geklärten Abwässer von 140 000 ständigen Einwohnern, von 50 000 bis 100 000 Einwohnergleichwerten (EGW) aus Industrie und Gewerbebetrieben und 21 500 EGW von Zeltplätzen in die Kieler Bucht. Das entspricht nach KÖNIG den Rohabwässern von 100 000 EGW. Darin sind noch nicht die Abwässer der Schlei enthalten, die von KÖNIG mit 50 000 EGW Rohabwässer geschätzt werden (KÖNIG 1968).

So gelangen allein von der schleswig-holsteinischen Ostseeküste noch einmal die Hälfte der Bülker Abwässer in die Kieler Bucht. Hinzu kommen die Abwässer von Schiffen, die die Bucht durchqueren und anderen Verunreinigungsquellen, wie z. B. die Verklappung des Klärschlammes der Flensburger Kläranlagen oder das Einbringen von Schutt und anderen Materialien an dafür vorgesehenen Versenkungsstellen.

Bildung von Schwefelwasserstoff im Bodenwasser

Wie oben erwähnt, sinkt der größte Teil der organischen Substanz unter die Sprungschicht und gelangt, da dort die Turbulenz noch geringer ist als in der Oberflächenschicht, sehr bald an den Boden. Ein Großteil der absinkenden Substanz wird aus den flacheren Gebieten mit der Strömung in die tieferen Stellen, in die Mulden und Rinnen der Kieler Bucht transportiert. Dort beginnt einmal durch die Bakterien, zum anderen durch autolytische Prozesse, d. h. Abbau durch eigene Enzyme, aber auch durch rein abiotische Vorgänge, durch Oxydation, der Abbau der organischen Substanz unter starkem Sauerstoffverbrauch. Es kommt zu Sauerstoffuntersättigungen unterhalb der Sprungschicht, die den Sauerstoffaustausch mit dem Oberflächenwasser verhindert. Schließlich entstehen anaerobe Verhältnisse, unter denen die Zersetzung des organischen Materials nur stark vermindert weitergeht, und es wird durch sulphatreduzierende Bakterien Schwefelwasserstoff entwickelt. Das geht so weit, daß Schwefelwasserstoff in freiem Wasser auftritt. Für diese Vorgänge ist die Stollergrundrinne in Bülks unmittelbarer Umgebung ein gutes Beispiel. Es war bisher nicht bekannt, daß Schwefelwasserstoff im Bodenwasser dieser nur 21 m tiefen Rinne anzutreffen ist. Im Spätsommer 1969 konnte jedoch $2\frac{1}{2}$ Monate hindurch eine bis zu 4 m mächtige H_2S -haltige Wasserschicht am Boden der Rinne festgestellt werden. In der Eckernförder Bucht betrug zu dieser Zeit die schwefelwasserstoffhaltige Schicht am Boden bis zu 8 m.

Aber auch in der Howachter Bucht tritt H_2S im Sommer schon in 17—18 m Tiefe auf; ARNTZ (1970) macht faulende Pflanzenreste, z. B. Großalgen (*Zostera*) aus den Ufergebieten dafür verantwortlich.

Diese zeitweise durch H_2S verseuchten Gebiete werden von den meisten höheren Lebewesen gemieden. Einige jedoch haben nur einen geringen Sauerstoffbedarf und sind weitgehend H_2S -resistent (*Halicryptus*) (ARNTZ 1970), andere aber, sofern sie ortsgelunden sind, werden durch Schwefelwasserstoff vernichtet. Erheblich größer können jedoch die Schäden sein, wenn durch extreme Wetterlagen schwefelwasserstoffhaltiges, bzw. sauerstoffarmes Wasser plötzlich in andere Gebiete verdriftet und dort die Flora und Fauna „überrascht“.

Es wurde festgestellt, daß sich die Abwasserkonzentrationen bei Bülk mit der Entfernung von der Einleitungsstelle sehr rasch zu kaum mehr nachweisbaren Konzentrationen verdünnen. Der umgekehrte Vorgang, die Akkumulation der organischen Substanz in den Rinnen und Mulden ist nicht ohne weiteres sichtbar und bedeutet eine Gefahr für die Erhaltung der natürlichen Vorgänge in der Kieler Bucht.

Literaturverzeichnis

- ARNTZ, E. (1970): Das Makrobenthos in der Kieler Bucht im Jahre 1968 und seine Ausnutzung durch die Kliesche (*Limanda limanda* L.), Diss. Kiel 1970.
- BANSE, K. (1956): Produktionsbiologische Serienbestimmungen im südlichen Teil der Nordsee im März 1955. Kieler Meeresforschung 12.
- BERNHARD, M., RAMPI, L. und ZATTERA, A. (1967): A phytoplankton component not considered by the Utermöhl Method. Publ. Staz. Zool. Napoli 35.
- BONEY, A. D. und SYKES, I. B. (1970): Pollution and inshore phytoplankton. Marine Pollution Bulletin Vol. 1 Nr. 3.
- BROGMUS, W. (1952): Eine Revision des Wasserhaushaltes der Ostsee. Kieler Meeresforschung 9. 1.
- CLEVE-EULER, A. (1912): Diatomaceplankton Bih. II. till Stockholms stads Hälsovardsnämuds årsberättelse 1911.
- COOPER, L. H. N. (1937): On the ratio of Nitrogen to phosphorus in the sea. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 22.
- COOPER, L.H.N. (1938): Redefinition of the anomaly of the nitrate-phosphate ratio. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 23.
- DIETRICH, G. (1951): Oberflächenströmungen im Kattegat, im Sund und in der Beltsee. Deutsche Hydrogr. Zeitschr. Bd. 4, H. 4/56.
- DYBERN, B. J. (1970): Pollution in the Baltic. Paper in: FAO Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing. Rome, December 1970.
- FISCHER, B. (1896): Untersuchungen über die Verunreinigung des Kieler Hafens. Z. f. Hyg. Bd. 23, 1896.
- FONSELIUS, S. H. (1962): Hydrography of the Baltic Deep Basins I. Fishery board of Sweden. Series Hydrography Nr. 13, 1962.
- FONSELIUS, S. H. (1967): Hydrography of the Baltic Deep Basins II. Ibid No. 20.
- FONSELIUS, S. H. (1969): Hydrography of the Baltic Deep Basins III. Ibid No. 23.
- FÖYRN, E. (1968): Biochemical and dynamic circulation of nutrients in the Oslofjord. Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 1968.
- GÄRTNER, H. (1969): Einleitung ungeklärter Abwässer in ein tideloses Meer. Nr. 20, 1969. Berichte des A. T. V.
- GOLTERMANN, H. L. (1960): Studies on the cycle of elements in fresh water. Acta Bot. Neerl., 9.
- GORSCHKOWA, T. J. (1938): Organischer Stoff in den Sedimenten des Motovskij Busens. Trans. Inst. mar. Fish Oceanogr. USSR, S. zitiert bei Zeitzschel, 1964.
- GRAMM, K. (1936): Die Kieler Bucht als Vorfluter für städtische Abwässer. Bakteriologische Untersuchungen in der Kieler Bucht und der Kieler Außenförde. Kieler Meeresforschungen Band 1, Heft 1.
- GRAN, H. H. (1915): The Planktonproduktion in the North European Waters in the Spring of 1912, Bulletin planktologique 1912 Copenhague.
- GRASSHOFF, K. (1969): Über ein Gerät zur gleichzeitigen Bestimmung von sechs chemischen Komponenten aus dem Meerwasser mit analoger und digitaler Ansgabe. Kieler Meeresforschungen 25, Heft 1, 1959.
- HAGMEIER, E. (1961): Plankton-Äquivalente. Kieler Meeresforschung 17 (1).
- HENSEN, V. (1911): Das Leben im Ozean nach Zählungen seiner Bewohner. Ergebnisse d. Plankton-Expedition der Humboldt-Stiftung Bd. V. O. Kiel und Leipzig.
- HOFFMANN, C. (1956): Untersuchungen über die Remineralisation des Phosphors im Plankton. Kieler Meeresforschung 12.

- HUBRICH, L. M. (1971): Zur horizontalen Ausbreitung von kontinuierlichen Abflüssen in das Küstennahe Meer, am Beispiel einer Abwassereinleitung in die Kieler Bucht. Dipl.-Arbeit, Kiel 1971.
- HUSS, H. (1912): Planktonundersökningar i Stockholm omgifvande vattendrag. Bih. till Stockholms stads Hälsovårdsnämnds årsberättelse, 1911.
- IMHOFF, K. (1966): Taschenbuch der Stadtentwässerung 21. Aufl. R Olenbourg, München.
- JÖRGENSEN, E. G. (1966): Photosynthetic activity during the life cycle of synchronous *Skeletonema* cells. *Physiol. Plant.* Vol. 19.
- KÄNDLER, R. (1951): Der Einfluß der Wetterlage auf die Salzgehaltsschichtung im Übergangsgebiet zwischen Nord- und Ostsee. *Dt. hydrogr. Z.* 4 Hamburg.
- KÄNDLER, R. (1953): Hydrographische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schlesw.-Holst. *Kieler Meeresforschung* 9, 1953.
- KÄNDLER, R. (1956): Die hydrologischen Verhältnisse in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schlesw.-Holst. im Hinblick auf die Abwasserbelastung. *Arbeiten des Deutsch. Fischereiverbandes* Heft 7.
- KÖNIG, D. (1969): Abwassereinleitung im Schlesw.-Holsteinischen Küstenbereich der Ostsee. *Berichte d. Abwassertechn. Verein* Nr. 20, 1969.
- KOLKWITZ, R. u. MARSSON, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers und seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen aus d. Kgl. Prüf. Anst. f. Wasservers. und Abwässerbeseitigung zu Berlin* H. 1.
- KOLKWITZ, R. u. MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. d. Deutsch. Bot. Gesellschaft* Bd. 26a.
- KREY, J. (1949): Über die Art und Menge des Sestons im Meere. *Verh. d. deutsch. Zool. Ges. Mainz*.
- KREY, J. u. SARMA, A. H. V. (1970): Primary production and seasonal cycle of Phytoplankton in Kiel Bight during 1967 and 1968 and its relation to environmental factors. *I. C. E. C. S. M. 1970/L* : 8, Plankton Committee.
- KRUG, J. (1962): Erneuerung des Wassers in der Kieler Bucht im Verlaufe eines Jahres am Beispiel 1960/61. *Kieler Meeresforschung* 19/2 Diss. Kiel 1962.
- KULLENBERG, G. (1970): On the Oxygen Deficit in the Baltic Deep Water. 7th Conference of the Baltic Oceanographers, Helsinki. May 11—15th 1970.
- LEVANDER, K. M. (1913): Till kändedom om planktonbeskaffenheten i Helsingfors inre hamnar. *Medd. Soc. F u. Fl. Fennica* 39 Helsingfors.
- LEVANDER, K. M. (1918): *Meddelande om Helsingfors hamnplankton* Ibid., 44.
- LOHMANN, H. (1908): Untersuchungen zur Feststellung des vollständigen Gehaltes des Meeres am Plankton. *Wiss. Meeresuntersuch. Abt. Kiel* N. F., 10.
- MCALLISTER, D. C., PARSONS, T. R., STEPHENS, K. and STRICKLAND, J. D. H. (1961): Measurements of primary production in coastal sea water using a large volume plastic sphere. *Limnology and Oceanography* Vol. VI No. 3.
- MULLIN, M. M., SLOAN, P. R., EPPLEY, R. W. (1966): Relationship between carbon content, cell volume, and area in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 11.
- POSTMA, H. (1967): *Marine Pollution and Sedimentology*. In: *Pollution and Marine Ecology* Interscience Publishers. New York, London, Sydney.
- RHEINHEIMER G. (1967): Verschmutzung und Selbstreinigung des Meeres. *Christiana Albertina Kieler Univ. Zeitschr.* Heft 3.
- RHEINHEIMER, G. (1970): Chemische, mikroskopische und planktologische Untersuchungen in der Schlei in Hinblick auf deren Abwasserbelastung. *Kieler Meeresforschungen* Band 26, Heft 2.

- RUUD, J. T. (1968): Introduction to the studies of pollution in the Oslofjord. Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 1968.
- SAVAGE, P. D. V. (1965): Preliminary observations on the Phytoplankton of Southampton Water. Brit. Phycol. Bull. 2, 1965.
- SCHULZ, S. (1969): Rückgang des Benthos in der Lübecker Bucht. Limnologica Band 7, Heft 1.
- SIRP, F. (1967): Die gewerblichen und industriellen Abwässer. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- SMAYDA, T. J. (1965): A quantitative analysis of the phytoplankton of the Gulf of Panama II. On the Relationship between ^{14}C -assimilation and the standing crop. Bull Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 9.
- STEEMANN-NIELSEN, E. (1958): A survey of recent Danish measurements of the organic productivity in the sea. Rapp. et Proc. Verb, du Cons. Intern. Expl. Mer 144.
- STRATHMANN, R. (1967): Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. Limnology and Oceanography Vol. 12 No. 3.
- STRICKLAND, J. D. H. (1965): Produktion of organic matter in the primary stages of the marine food chain. Chemical Oceanography: Chapter 12. Academic press, London, New York.
- THIENEMANN, A. (1918): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt der Fauna in norddeutschen Seen. Arch. f. Hydrobiologie Bd. 13.
- UTERMÖHL, H. (1936): Quantitative Methoden zur Untersuchung des Nannoplanktons. Abderhalden Handb. Biol. Arb. Meth. 9.
- VÄLIKANGAS, I. (1926): Planktologische Untersuchungen im Hafengebiet von Helsingfors. Acta Zoologica Fennica 1, 1926.
- WATTENBERG, H. (1941): Grenzen zwischen Nord- und Ostseewasser. Ann. d. Hydrogr. 9 Hamburg.
- WATTENBERG, H. (1949): Salzgehaltsverteilung in der Kieler Bucht und ihre Abhängigkeit von Strom und Wetterlage. Kieler Meeresforschung 6.
- WILHELMI, J. (1911): Die Einleitung der Abwässer in das Meer. Wasser u. Abwasser Bd. 4, 1911.
- WILHELMI, J. (1915): Untersuchungen, besonders in biologisch-mikroskopischer Hinsicht über die Abwasserbeseitigung von Küstenorten. Mitt. aus der Königl. Landesanstalt für Wasserhygiene zu Berlin-Dahlem Heft 20/1915.
- ZEITZSCHEL, B. (1964): Zur Sedimentation von Seston; Eine produktionsbiologische Untersuchung von Sinkstoffen und Sedimenten der westlichen und mittleren Ostsee. Diss. Kiel 1964.