

# 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 Urheberrechtlichsinhabers. 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.

## Hydrographische Untersuchungen über die Abwasserbelastung der Flensburger Förde

VON RUDOLF KÄNDLER

**Zusammenfassung:** Von März 1961 bis März 1962 wurden im Abstand von 2 Monaten an 9 Stationen in der Flensburger Förde hydrographische Untersuchungen durchgeführt, um die Auswirkungen der Abwassereinleitung auf den Sauerstoffgehalt und die Verteilung der Nährstoffe festzustellen. Die Ergebnisse der Bestimmungen von Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Gesamt-P, Ammoniak-N, Nitrit-N und Nitrat-N werden in Längsschnitten durch die Innenförde dargestellt und erörtert. Die Ausbreitung des von den Verschmutzungszonen ausgehenden Sauerstoffdefizits und der durch die Zersetzung organischer Stoffe freiwerdenden Phosphor- und Stickstoffverbindungen werden zu den Wetterbedingungen und der wechselnden Dichteschichtung in Beziehung gesetzt und näher erläutert. Die jahreszeitlichen Schwankungen der einzelnen Faktoren und ihre Beziehungen zueinander werden diskutiert. Besonders augenfällig ist der zur Wassertemperatur inverse Jahresgang des Nitrit- und Nitratgehaltes mit Höchstwerten im Winter und Tiefstwerten im Frühjahr und Sommer.

**Hydrographical investigations in the Flensburg Fjord with regard to the loading with sewage (Summary):** In the Flensburg Fjord hydrographical investigations were carried out at 9 stations from March 1961 to March 1962 with intervals of two months in order to determine the consequences of the passing in of sewage with regard to the content of oxygen and the distribution of nutrients. The results of the determination of temperature, salinity, oxygen, total P, ammonia-N, nitrite-N and nitrate-N are discussed and demonstrated in longitudinal sections through the inner part of the fjord. From the contamination zones the oxygen deficit and the compounds of phosphorus and nitrogen produced by the decomposition of organic substances, are spreading in dependence on weather conditions and the varying density stratification. There are also discussed the seasonal fluctuations of the various factors as well as their interrelations. It is especially striking that the annual cycle of nitrite and nitrate is inverse to the water temperature. Highest values were observed in winter and lowest during spring and summer.

Die Folgen der Einleitung häuslicher und industrieller Abwässer in die Buchten und Förden an der Ostküste Schleswig-Holsteins sind seit 1950 Gegenstand eingehender Untersuchungen. Dabei wurde es als vordringliche Aufgabe angesehen, zunächst Klarheit über die Vorgänge zu gewinnen, die sich in dem weiten Wirkungsbereich der Abwassereinleitungen unter dem Einfluß der jahreszeitlich bedingten Wetterverhältnisse, der Wasserströmungen und der durch Temperatur- und Salzgehaltsunterschiede verursachten Schichtungsverhältnisse abspielen. Hierbei interessiert in erster Linie der Einfluß des Abwassers auf den Sauerstoffhaushalt, da dieser das wichtigste Kriterium für den Gesundheitszustand eines Gewässers darstellt. Dem Verbrauch von Sauerstoff bei der Oxydation der mit den Abwässern zugeführten organischen Substanzen steht andererseits das Freiwerden von Nährstoffen, insbesondere von Verbindungen des Phosphors und Stickstoffs, gegenüber, deren Menge und Verteilung weitere Aufschlüsse über die Bewältigung der Abwasserlast und damit über die Eignung des Gewässers als Vorfluter geben.

Im einzelnen gestalten sich diese Verhältnisse je nach den Gegebenheiten eines Gewässers recht unterschiedlich, und es bedarf eingehender, über einen längeren Zeitraum sich erstreckender, verschiedene Jahreszeiten und Wetterlagen erfassender Untersuchungen, um festzustellen, wie die Abwasserlast bewältigt wird und den Charakter des Gewässers beeinflußt.

Stärker gefährdet sind naturgemäß Küstengewässer mit nur schmalen Zugang zur offenen See und geringem Wasserdurchfluß oder Wasseraustausch infolge einer engen Eingangspforte (Untertrave, Neustädter Binnenwasser, Windebyer Noor, Schlei), während eine breite, durch keine Barre eingeengte Öffnung zur See (Kieler Förde, Eckernförder Bucht) und die durch Windwirkung und Niveaudifferenzen bedingten Wasserstandsschwankungen und Strömungen eine häufige Wassererneuerung und damit den Abtransport der Abbauprodukte seewärts gewährleisten.

Über Untersuchungsergebnisse in den oben genannten Küstengewässern der Ostküste Schleswig-Holsteins wurde bereits berichtet (R. KÄNDLER 1953, 1956; K. J. BOCK 1960). Hier sind auch einige Veröffentlichungen zu nennen, die sich mit den hydrographischen Bedingungen in der Kieler Förde an Hand von Terminbeobachtungen in den Jahren 1952—57 befassen (R. KÄNDLER 1959, 1960; J. KREY 1959; H. OHL 1959). Berichte über die Ergebnisse späterer Untersuchungen in der Schlei, dem Windebyer Noor und Neustädter Binnenwasser wurden den interessierten staatlichen und kommunalen Behörden zugeleitet und werden zu gegebener Zeit bei einer Darstellung des jetzigen Zustandes dieser Gewässer an Hand neuester Befunde ausgewertet werden.

Als letzte der für die vorliegende Problemstellung in Frage kommenden Meeresbuchten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste wurde nunmehr auch die Flensburger Förde einer eingehenden Untersuchung unterzogen, für die aus jüngerer Zeit bislang nur einige orientierende Beobachtungen aus dem äußeren Teil (R. KÄNDLER 1953) und eine produktionsbiologische Studie im Bereich des vor der Außenförde verankerten Feuerschiffs „Flensburg“ (M. GILLBRICHT 1952) vorliegen. Besondere Veranlassung hierfür waren die in dem ungewöhnlich warmen Sommer 1959 aufgetretenen umfangreichen Verluste an Miesmuscheln auf den Bänken bei den Ochseninseln, die zweifellos durch langanhaltenden Mangel an Sauerstoff verursacht waren.

Für die Untersuchung wurde der innere Teil der Förde einwärts der Enge von Holnis gewählt, der durch eine Schwelle von 12 m Wassertiefe deutlich von der sich seewärts allmählich auf 30 m absenkenden und stark verbreiternden Außenförde abgesetzt ist (Abb. 1). Dieser innere Abschnitt der Flensburger Förde fügt sich in scharfem Knick der in östlicher Richtung führenden Außenförde an und erstreckt sich in südwestlicher Richtung mit einer Längenausdehnung von 15 km. Die Enge bei Holnis hat eine Breite von nur 1400 m und maximal 19 m Wassertiefe. Zwei Schwellen von 12 und 11 m Wassertiefe riegeln die langgestreckte, sich auf 17—19 m vertiefende Mulde in der Innenförde vom Zustrom des Tiefenwassers aus der Außenförde ab. Etwa in der Mitte der Förde verläuft die deutsch-dänische Grenze. Am Südende befindet sich als ein schmaler, langgestreckter Zipfel das eigentliche Hafenbecken der Stadt Flensburg mit einer Wassertiefe von 7—10 m. Hier und im Bereich der anschließenden Uferstrecken befinden sich die Hauptverschmutzungsquellen. In die Karte (Abb. 1) sind die Plätze eingetragen, die als Beobachtungsstationen I—IX ausgewählt wurden. Die Untersuchungen wurden so angelegt, daß ein Jahreszyklus erfaßt wurde, indem mit dem F. K. „Hermann Wattenberg“ des Instituts für Meereskunde alle 2 Monate an den genannten Stationen Wasserproben genommen wurden, und zwar am 7. März, 24. Mai, 11. Juli, 6. September und 28. November 1961. Infolge längerer Werftliegezeit mußte leider die für Januar 1962 vorgesehene Aufnahme unterbleiben; statt ihrer wurde auf Anregung des Tiefbauamtes der Stadt Flensburg eine letzte Untersuchung am 7. März 1962 ausgeführt, bevor die neuen Kläranlagen in Betrieb genommen wurden.

Die Wasserproben wurden, an der Oberfläche beginnend, in Abständen von 5 m geschöpft, die tiefste 1—2 m über dem Grund. Folgende Faktoren wurden bestimmt: Temperatur, Salzgehalt, Alkalinität, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung, Kaliumper-

manganat-Verbrauch, Gesamt-Phosphor, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff.

Die Erfahrungen bei hydrographischen Untersuchungen in den Küstengewässern der westlichen Ostsee haben gelehrt, daß der jeweils vorgefundene Zustand und insbesondere die Schichtungsverhältnisse außer von der Jahreszeit in starkem Maße von der Wetterlage abhängen (R. KÄNDLER 1951, 1953, 1960). Deshalb wird der Darstellung der Ergebnisse jeder Fahrt eine kurze Charakteristik der vorangegangenen Wetterlage vorausgeschickt. Bei der langfristigen Planung der Forschungsfahrten des Institutskutters war es leider nicht möglich, besonders charakteristische Wetterlagen auszuwählen.

Die Flensburger Außenförde hat Anschluß an das Rinnensystem in der Kieler Bucht, durch das dieser vom Großen Belt her stark salzhaltiges Bodenwasser zugeführt wird. Infolgedessen erstreckt sich die für die Kieler Bucht charakteristische thermohaline Schichtung bis ins Innere der Förde und bestimmt durch ihre große Stabilität weitgehend die horizontale und vertikale Ausbreitung der Folgeerscheinungen der Abwasser-einleitung, die im folgenden an Hand der Ergebnisse der 6 Untersuchungsfahrten näher dargestellt werden.

#### Untersuchungsmethoden

Die Wasserproben wurden an der Oberfläche mit der Schlagpütz und in den übrigen Tiefen mit dem Kippwasserschöpfer genommen. Sie wurden an Bord und später im Institutslaboratorium im Kühlschrank bei ca. 3° bis zur weiteren Bearbeitung aufbewahrt. Die Bestimmungen von Salzgehalt, Alkalinität, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung (in 48 Stunden) und Kaliumpermanganatverbrauch wurden in der üblichen Weise titrimetrisch, des Gesamtphosphors kolorimetrisch durchgeführt.

Der Ammoniakgehalt wurde nach der Methode von BULJAN mit den von KOROLEFF (1959) und GILLBRICHT (1961) angegebenen Verbesserungen ermittelt, wobei das  $\text{NH}_3$  in alkalischer Lösung durch Na-hypobromit oxydativ zerstört wird. Durch Zusatz einer sauren Bordeauxrotlösung tritt das noch vorhandene Hypobromit mit dieser in Reaktion, wodurch eine Verminderung der Farbtiefe eintritt. Je weniger Ammoniak vorhanden ist, desto mehr Farbstoff wird verbraucht. Die Messung der Extinktionswerte erfolgte mit dem Photometer ELKO II der Firma ZEISS in 1 cm Küvetten mit dem Filter S 53 bei 530  $\mu$ . Als Eichsubstanz diente  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . Die Genauigkeit der Analysenergebnisse beträgt nach den Bestimmungen an einer Eichlösung  $\pm 10\%$ .

Bei der Ermittlung des Nitratgehaltes wurde die Methode von J. B. MULLIN und J. P. RILEY (1955) angewendet. Der Nitratstickstoff wird hierbei in alkalischer Lösung mit Hydrazin zu Nitritstickstoff reduziert; dieser reagiert nach Entfernung des überschüssigen Hydrazins durch Aceton mit Sulfanilsäure und  $\beta$ -Naphthylamin unter Bildung eines roten Azofarbstoffes. Man erfaßt bei der Bestimmung sowohl den  $\text{NO}_3\text{-N}$  als auch den  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Der Nitritgehalt wird in einer Parallelprobe ohne Behandlung mit Hydrazin bestimmt und von dem nach vorheriger Reduktion erhaltenen Wert in Abzug gebracht. Die Messung der Extinktionswerte wurde mit dem Photometer in 1 cm Küvetten mit dem Filter S 53 = 530  $\mu$  vorgenommen. Als Eichsubstanz diente  $\text{KNO}_3$ . Eine aufgestellte Eichkurve in Aqua dest. ergab eine Fehlerbreite von  $\pm 2,3\%$ . Für die Auswertung der Analysenergebnisse wurde für die Eichlösung eine 2%ige NaCl-Lösung verwendet.

#### Legenden zu den nebenstehenden Abbildungen (Tafel 1)

Abb. 1: Karte der Flensburger Innenförde mit den Untersuchungsstationen I—IX.

Abb. 2: S-t-Diagramme der Flensburger Innenförde für die 6 Untersuchungstermine (alle Stationen).

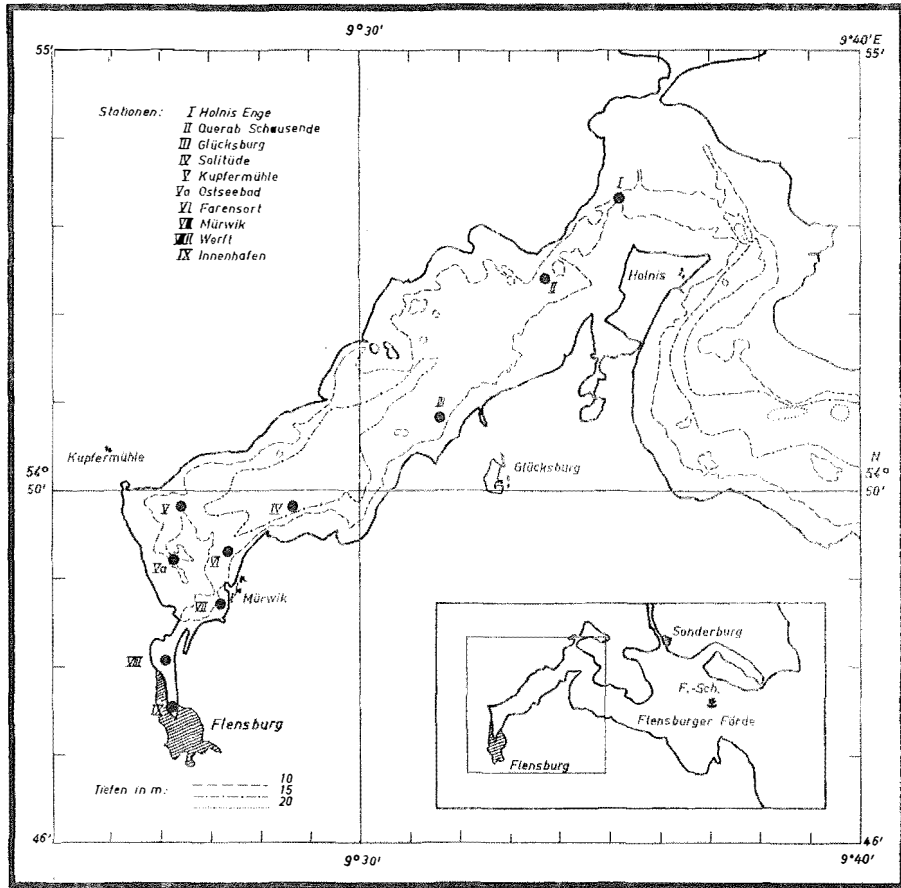


Abb. 1

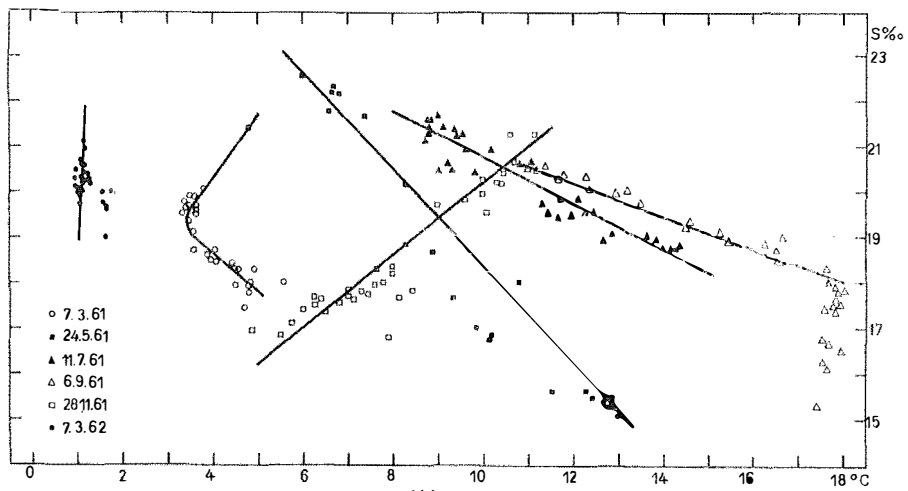
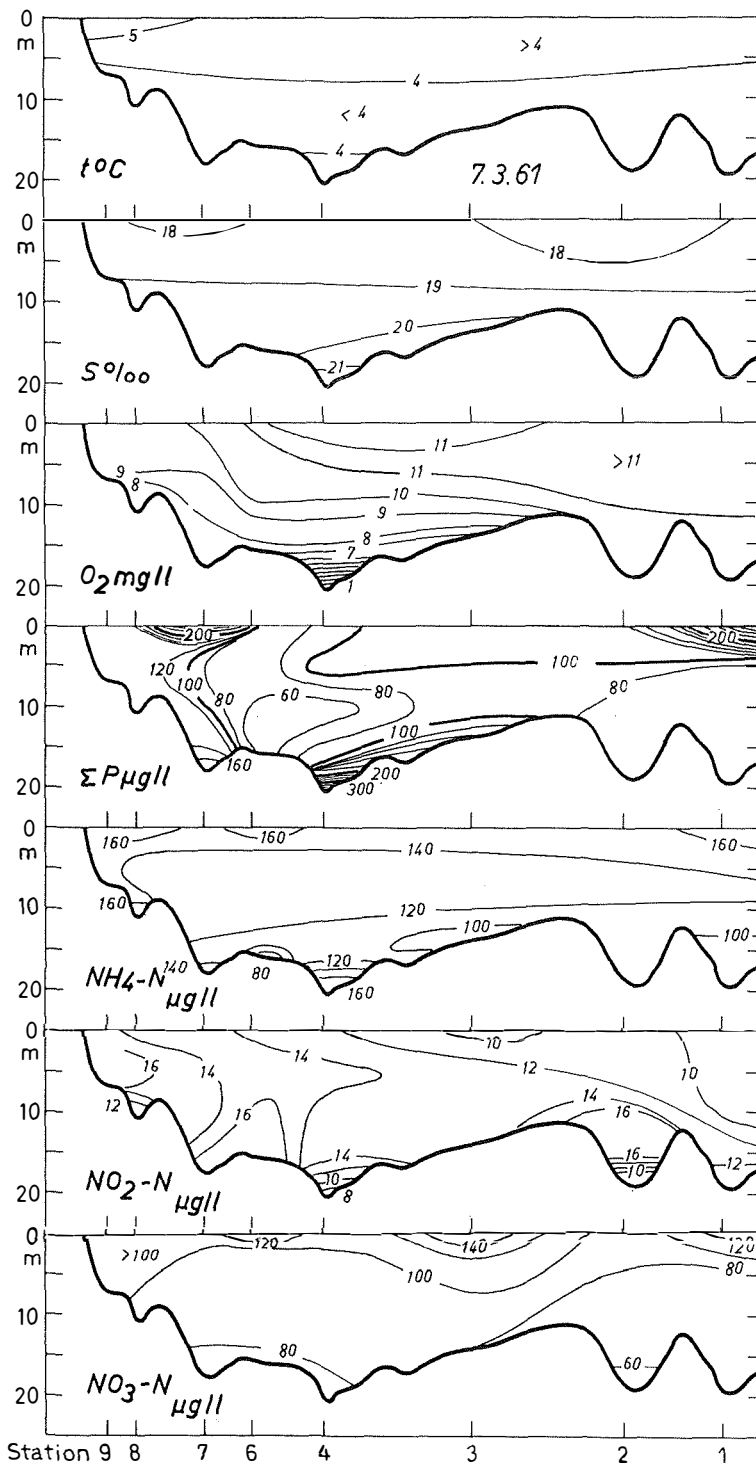


Abb. 2

Tafel 1 (zu R. Kändler)

Abb. 3



Tafel 2 (zu R. Kändler)

Die Ausführung der Analysen lag in den Händen von Frl. REGINA BRÖCKER, der ich auch an dieser Stelle für ihre Mitarbeit den herzlichsten Dank aussprechen möchte. Sie hat sich mit großer Sorgfalt besonder um exakte Bestimmungen der gelösten Stickstoffverbindungen bemüht, über deren Konzentrationen im Ostseewasser bislang nur wenige Beobachtungen vorliegen.

#### Ergebnisse der Untersuchungsfahrten

Die Verbindung der Beobachtungsstationen ergibt, unter Auslassung der abseits gelegenen Station V, einen Längsschnitt durch die Flensburger Innenförde. Indem wir diesen so führen, daß er im Bereich der jeweils größten Tiefe verläuft, erhalten wir ein Bodenprofil, dessen Schwellen und Mulden Zustrom und Verbleib des Bodenwassers bestimmen und örtliche Unterschiede in den Schichtungsverhältnissen verständlich machen. In vereinfachter Form liegt dieses Längsprofil den Abb. 3—8 zugrunde, in denen die jeweils angetroffenen Schichtungsverhältnisse hinsichtlich Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff dargestellt sind. Die Ergebnisse der Bestimmungen der Sauerstoffzehrung und des Permanganat-Verbrauchs werden nur gelegentlich erwähnt, soweit sie geeignet sind, die Verhältnisse im Bereich stärkerer Verschmutzungen näher zu charakterisieren. Eine Erörterung der Alkalinitätswerte erübrigt sich, da sie in enger Beziehung zum Salzgehalt stehen und nirgends bemerkenswerte Abweichungen festgestellt wurden.

#### 7. März 1961 (Tafel 2, Abb. 3; Tafel 8, Abb. 10<sup>a</sup>)

Die vorangegangene Wetterlage war gekennzeichnet durch ein zu Beginn des Monats über Norddeutschland ostwärts abwanderndes Tief, dem von Westen her ein Hochdruckkeil folgte. Bei langsamem Druckanstieg wehten schwache Winde aus westlichen Richtungen. Am Untersuchungstag beherrschte eine ausgedehnte, große Teile West- und Mitteleuropas bedeckende Antizyklone das Wetter.

Die Wassertemperaturen liegen mit 4,8° an der Oberfläche für die Jahreszeit recht hoch, um 1,0° höher als draußen beim Feuerschiff. Im Innenhafen macht sich der Landeinfluß mit 5,6° noch stärker geltend. In 10 m Tiefe gehen die Temperaturen auf 3,5° zurück. Die 4°-Isotherme fällt praktisch mit der 19‰-Isohaline zusammen, beide trennen in etwa 8 m Tiefe die wärmere und salzärmere Oberschicht von der kälteren und salzreicheren Unterschicht, deren Salzgehalt über dem Boden nahe an 20‰ heranreicht. In dem 21 m tiefen Baggerloch vor der Solitude (Stat. IV) lagert noch älteres Wasser mit höherer Temperatur (4,8°) und einem Salzgehalt von 21,4‰. Im S-t-Diagramm (Tafel 1, Abb. 2) zeigt sich deutlich, daß die thermohaline Schichtung durch Mischungen von 2 Wasserkörpern hervorgerufen ist; das Bodenwasser bei Stat. IV stellt den Rest eines 3. Wasserkörpers da.

Der Sauerstoffgehalt läßt deutlicher noch als Temperatur und Salzgehalt erkennen, daß einwärts der auf 11 m ansteigenden Schwelle zwischen Stat. II (Schausende) und III (Glücksburg) in der auf 17—19 m sich absenkenden Mulde das Bodenwasser stagniert, da hier ein beträchtlicher Sauerstoffschwund eingetreten ist. Seewärts der Schwelle bei Stat. I in der Enge von Holnis beträgt der Sauerstoffgehalt in 0—15 m im Mittel 11,4, bei Stat. IV noch 10,15, bei Stat. VII (Mürwick) nur 9,4 mg/l, mithin eine Abnahme von 103% auf 82% des Sättigungswertes. Während bei Stat. I und II selbst über

---

#### Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 2)

Abb. 3: Verteilung von Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Gesamt-P, Ammoniak-N, Nitrit-N und Nitrat-N in Längsschnitten durch die Flensburger Innenförde am 7. März 1961.

dem Boden in 17 m Tiefe die Sauerstoffwerte über 10 mg/l ( $\approx 90\%$ ) bleiben, wird dieser Betrag an den Stat. III und IV in 10 m unterschritten und bei Stat. VII bereits an der Oberfläche nicht mehr erreicht. In der bodennahen Wasserschicht sinkt der Sauerstoffgehalt unter 8, in dem gealterten Bodenwasser im Baggerloch vor Stat. IV sogar unter 1 mg/l. Diese Befunde lehren, daß bereits zu Ausgang des Winters bei ruhigem Wetter und tiefen Wassertemperaturen ein erhebliches Sauerstoffdefizit eintreten kann, das durch die Einleitung von Abwässern und den am Boden abgelagerten Faulschlamm hervorgerufen wird.

Die Verschmutzung des Fördewassers in der Umgebung der Abwassereinleitung (Stat. VII) macht sich auch durch höhere Werte der Sauerstoffzehrung an der Oberfläche (1,25 mg/l in 48 Stunden) bemerkbar. Sie ist sonst mit 0,2—0,5 mg/l erheblich geringer. Die Werte für den Kaliumpermanganat-Verbrauch als Ausdruck für die vorhandene Menge oxydierbarer, vorwiegend organischer Substanzen betragen meist 30—35 mg/l. Höhere Werte (38—46) wurden im Oberflächen- und Bodenwasser bestimmt. Wider Erwarten erwies sich der Kaliumpermanganat-Verbrauch des Wassers als wenig geeignet, um die Auswirkungen der Abwassereinleitungen zu erkennen.

Im Gegensatz hierzu sind die Werte des Gesamtphosphors sehr unterschiedlich. Werte über 100  $\mu\text{g/l}$  finden wir im Hafengebiet, wo bei Stat. VII 300  $\mu\text{g/l}$  in 0 m die Abwassereinleitung markieren, ferner in Bodennähe, wo bei Stat. IV in 20 m Tiefe 380  $\mu\text{g/l}$  erreicht werden, und in den oberen 5 m. Der sehr hohe Wert 280  $\mu\text{g/l}$  bei Stat. I in 0 m ist nicht näher zu deuten, er weist auf Einflüsse des nahen Landes hin. Die niedrigsten Werte finden sich in 10 m Tiefe, für die sich aus den Wasserproben von Stat. I—VII ein Mittel von 67  $\mu\text{g/l}$  ergibt. Sowohl gegen die Oberfläche als auch gegen die Tiefe steigen die Konzentrationen an.

Ammoniak-N wurde in Konzentrationen von 80—170  $\mu\text{g/l}$  festgestellt. Im allgemeinen liegen die Werte an der Oberfläche und in Bodennähe, wenigstens im innersten Bereich der Förde (ab Stat. IV), höher (über 130) als im Zwischenwasser. Es ist also eine vertikale Schichtung nachzuweisen, die aus den Mittelwerten der einzelnen Horizonte deutlich wird: 159  $\mu\text{g/l}$  in 0 m, 130 in 5 m, 115 in 10 m, 95 in 15 m, 151 in Bodennähe (Stat. IV—VIII).

Der Gehalt der Wasserproben an Nitrit-N schwankt zwischen 7 und 18  $\mu\text{g/l}$ . Eine geringe Zunahme gegen das Innere der Förde ist unverkennbar. Aus allen Werten der Stat. VI—VIII errechnet sich ein Mittelwert von 15 gegen 12 für Stat. I—V.

Die Konzentrationen an Nitrat-N liegen um ein Vielfaches höher, meist um 70—100  $\mu\text{g/l}$ ; in einigen Oberflächenproben werden 130—140 erreicht. Auch hier ist, wie beim Ammoniak-N, eine deutliche vertikale Schichtung nachweisbar: 116 in 0 m, 92 in 5 m, 86 in 10 m, 77 in 15 m, 58 in Bodennähe. Der niedrigste Wert, 10  $\mu\text{g/l}$ , wurde am Grund des Baggerloches bei Stat. IV ermittelt; das hier lagernde gealterte Wasser erweist sich somit arm an Sauerstoff, Nitrit-N und Nitrat-N, dagegen reich an Ammoniak-N und Gesamt-P. Damit deuten sich Beziehungen zwischen diesen Komponenten an.

24. Mai 1961 (Tafel 3, Abb. 4; Tafel 8, Abb. 10<sup>b</sup>)

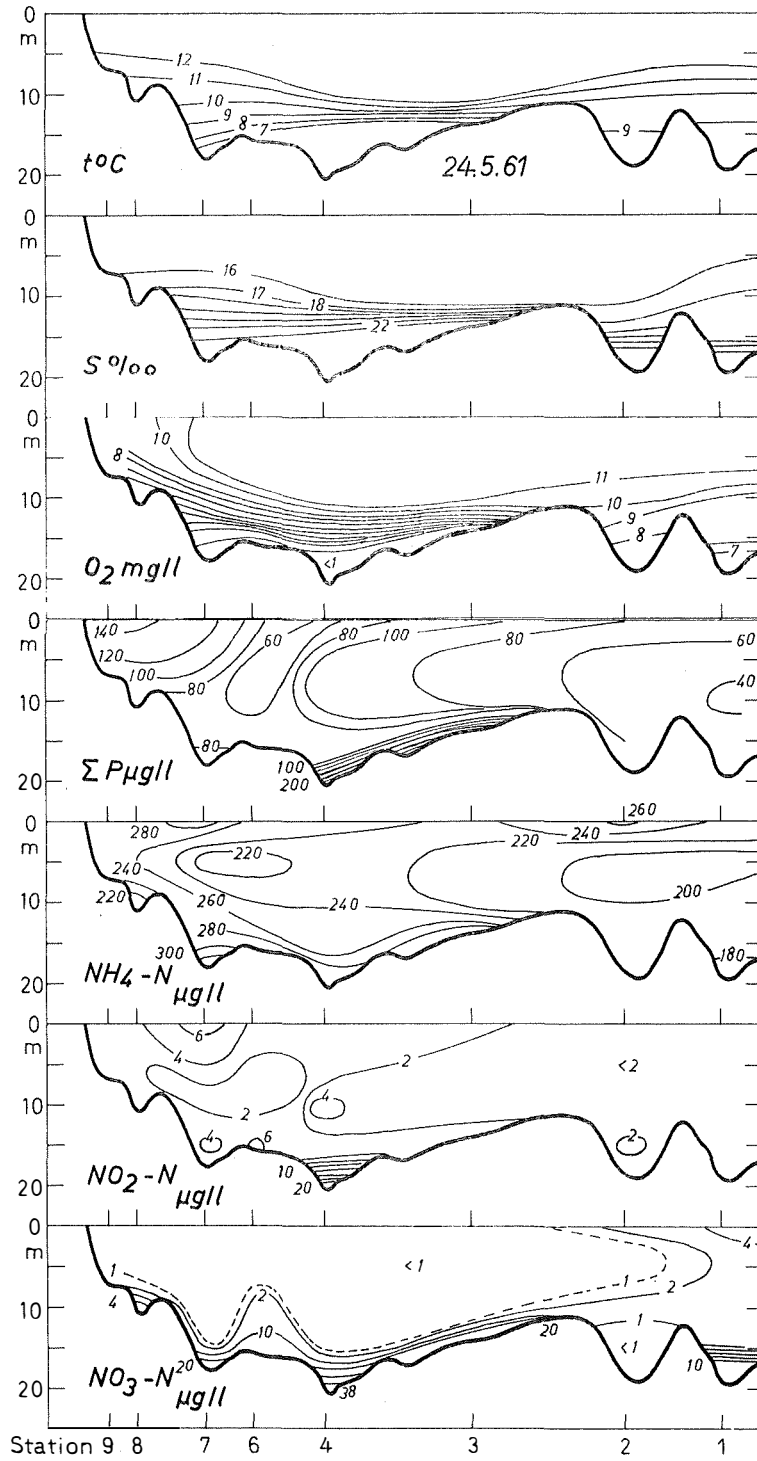
Geringe Luftdruckschwankungen und meist schwache Winde aus NW-NO kennzeichnen die Wetterlage der vorangegangenen Tage, die durch die wechselnden Einflüsse eines ostatlantischen Hochs und eines Islandtiefs bestimmt wurde.

Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 3)

Abb. 4: Längsschnitte durch die Flensburger Innenförde am 24. Mai 1961.

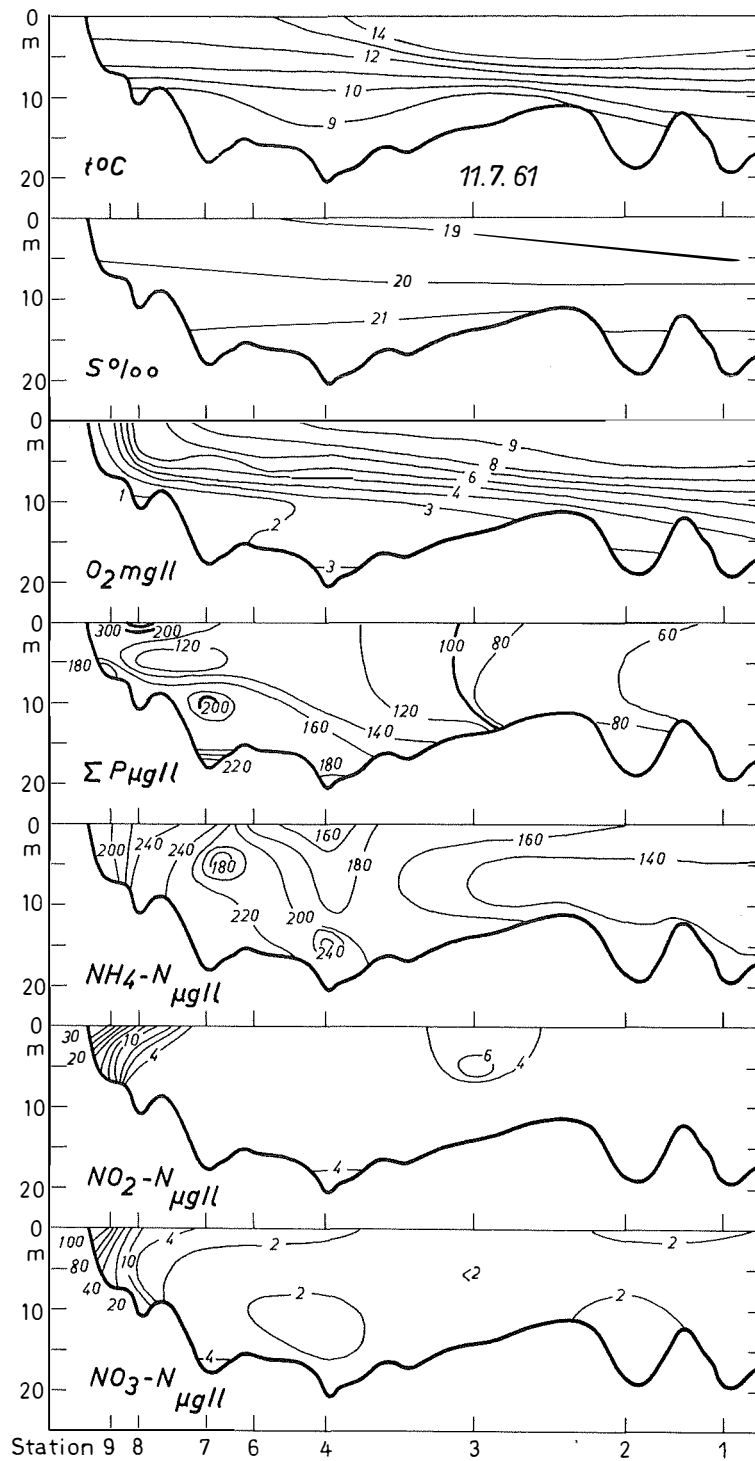


Abb. 4



Tafel 3 (zu R. Kändler)

Abb. 5



Tafel 4 (zu R. Kändler)

Die Wassererwärmung hat dank der verhältnismäßig ruhigen Wetterlage und stärkeren Sonneneinstrahlung beträchtliche Fortschritte gemacht und zur Ausbildung einer 6—11 m mächtigen Oberschicht von 12—13° geführt, unter der die Temperatur auf 8—6° absinkt. Die so entstandene Sprungschicht ist besonders zwischen Stat. III und IV sehr ausgeprägt und weist einen Temperaturgradienten von 6° auf 3 m auf. Seewärts wie landwärts ist diese thermische Sprungschicht stark aufgefächert. Sie fällt genau mit der Salzgehaltssprungschicht zusammen, die 2 unterschiedliche Wasserkörper trennt: eine Oberschicht von 15—16‰ und 12—13° und eine Unterschicht von > 22‰ und 6—7°. Wieder bildet die Schwelle westlich Schausende (Stat. II) eine Barre, hinter der sich kälteres, salzreicheres Bodenwasser gehalten hat, während es seewärts davon bereits durch wärmeres Mischwasser ersetzt ist. Im S-t-Diagramm (Tafel 1, Abb. 2) ordnen sich die Wertepaare annähernd in einer Geraden, deren Endpunkte die beiden Wasserarten kennzeichnen.

Die obere Begrenzung der Dichtesprungschicht bestimmt zugleich die Zone verstärkten Sauerstoffschwundes, der in dem stagnierenden Bodenwasser des inneren Fördebeckens zu Sauerstoffwerten von 2—3 mg/l (= 20—30%) in 15 m und unter 1 mg/l (< 10%) im bodennahen Wasser führt. Die Oberschicht weist bis in 8—10 m Tiefe eine beträchtliche Übersättigung an Sauerstoff auf (120—130%), und selbst im Hafenbereich (Stat. VIII, Werft) ist das Oberflächenwasser noch gesättigt. In und unter der Dichtesprungschicht nehmen die Sauerstoffwerte rasch ab; die enge Scharung der Isolinien lassen die sauerstoffzehrende Wirkung der eingeleiteten Abwässer und des daraus sedimentierten Faulschlammes am Grunde deutlich erkennen. Direkte Bestimmungen an Wasserproben von Stat. VI—VIII ergaben hohe Werte der Sauerstoffzehrung (2—4 mg/l in 48 Stunden). In dem bereits weitgehend ausgefaulten Bodenwasser sinkt die Zehrung unter 1 mg/l.

Die Verteilung der Werte für den Gesamtphosphor zeigen an, daß das von See mit einem relativ geringen Gehalt (40—60 µg/l) eindringende Wasser sich im Innern der Förde mit zusätzlichen Mengen belädt, die mit den Abwässern zugeführt werden. Dadurch steigen die Werte in der Oberschicht auf 100—140 µg/l an. In der bodennahen Wasserschicht findet ebenfalls eine starke Anreicherung im Kontakt mit dem Faulschlamm statt auf 230—260 µg/l an Stat. IV und III. Selbst bei Außerachtlassen dieser beiden Extremwerte ergibt sich als Mittelwert aus allen Wasserproben an den Stat. III—VIII 89, für Stat. I—II 53 µg/l. Die vertikale Schichtung wird aus den folgenden Mittelwerten deutlich: 90 µg/l in 0—5 m, 64 in 10—15 m, 168 über dem Boden (Stat. III—VII).

Eine ähnliche Verteilung läßt der Ammoniak-N erkennen, jedoch schwanken seine Konzentrationen nicht so sehr (180—320 µg/l), da sich die Anreicherung im Bodenwasser in Grenzen hält. Die vertikale Schichtung ist wiederum am besten aus einigen Mittelwerten zu entnehmen: 261 µg/l in 0 m, 226 in 5—15 m, 282 im Bodenwasser. Die Differenzen sind also geringer als beim Gesamt-P. Das gleiche gilt für den Unterschied zwischen den Mittelwerten aller Proben von den Außenstationen I und II (222) und den übrigen Stationen (249).

Die Konzentrationen an Nitrit-N sind auf wenige µg/l abgesunken. Als besonders arm erweist sich das von See in mittlerer Tiefe sich ausbreitende Wasser (< 2). Im inneren Fördebecken treten oberflächlich und in Bodennähe etwas höhere Konzentrationen (4—8) auf; als Höchstwert wurden bei Stat. IV in 20 m 26 µg/l ermittelt. Der Rückgang gegenüber den im März festgestellten Mengen ist beachtenswert.

---

Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 4)

Abb. 5: Längsschnitt durch die Flensburger Innenförde am 11. Juli 1961.

Das gleiche gilt für den Nitrat-N, der in den Proben aus dem Freiwasser zumeist nicht nachweisbar ist. In merklichen Mengen (11—38 µg/l) findet er sich nur in Bodennähe. Diese Beschränkung seines Vorkommens auf das kalte Bodenwasser ist sehr bemerkenswert und auffälliger als beim Nitrit, das zur selben Zeit im Bereich des Abwassereinlaufs auch bei Temperaturen um 13° in größerer Konzentration auftritt.

11. Juli 1961 (Tafel 4, Abb. 5)

Die rege, nur kurzfristig unterbrochene Wirbeltätigkeit über dem Nord-Ostsee-Raum hielt auch in der 1. Julidekade an und brachte Norddeutschland eine Fortdauer des kühlen, regenreichen Sommers. Die zeitweilig stark auffrischenden ablandigen Westwinde verursachten vor der Küste ein Aufquellen kühleren, salzhaltigeren Tiefenwassers. Nach den Beobachtungen auf Feuerschiff „Flensburg“ gingen an der Oberfläche die Wassertemperaturen von 3. bis 11. 7. 1961 von 15,9° auf 13,9° zurück, während der Salzgehalt von 15,9 auf 18,2<sup>0</sup>/<sub>00</sub> anstieg. Die Auswirkungen einer solchen typischen sommerlichen Westwetterlage auf die Schichtungsverhältnisse in der Flensburger Förde spiegeln sich in den Befunden vom 11. 7. 1961 wider.

Anders als Ende Mai, als sich bereits eine ausgeprägte Schichtung, wie sie hochsommerlichen Wetterlagen eigen ist, ausgebildet hatte, ist jetzt die thermische Sprungschicht stark aufgelockert und angehoben. Die in der Enge bei Holnis in 5—8 m Tiefe liegenden Isothermen von 14—12° erreichen bei Stat. IV—VII die Oberfläche. In diesem Bereich sinkt die Oberflächentemperatur um 2,5° auf 12,0° ab; erst im Hafen setzt wieder eine leichte Erwärmung auf 12,9° ein. Diese Temperaturen liegen um mehrere Grad unter dem langjährigen Monatsmittel beim Feuerschiff „Flensburg“ (16,4°). Unterhalb 10 m sinkt die Wassertemperatur auf 9—8° ab.

Auch an der Verteilung des Salzgehaltes läßt sich die Wirkung der ablandigen Winde erkennen. In den oberen 5 m erhöht er sich landeinwärts im Mittel von 18,8 auf 19,6<sup>0</sup>/<sub>00</sub>. Die im Mai so ausgeprägte Sprungschicht ist nicht mehr vorhanden, der Salzgehalt nimmt mit der Tiefe kontinuierlich zu und überschreitet in 12—14 m 21<sup>0</sup>/<sub>00</sub>. Im S-t-Diagramm (Tafel 1, Abb. 2) treten die beiden Wasserkörper klar hervor.

Die oberflächliche Abdrift hat zu einer Anhebung des sauerstoffarmen Tiefenwassers geführt. Die Ende Mai vorgefundene, an Sauerstoff übersättigte Oberschicht von 10 m Mächtigkeit ist jetzt nur noch auf einen schmalen Bereich von 6 m zwischen Stat. I und II beschränkt, der sich landeinwärts verschmälert und eine Sauerstoffübersättigung von maximal 112% (7 mg/l, Stat. III) aufweist. Der Sauerstoffgehalt nimmt mit der Wassertiefe rasch ab, wobei die Schräglage und Aufbiegung der Isolinien zur Oberfläche im innersten Teil der Förde die Situation kennzeichnen. In allen Horizonten vermindern sich die Sauerstoffwerte landeinwärts und machen damit die Abwassereinleitungen als Quelle der Verschmutzung kenntlich. So sinkt er von Stat. I bis Stat. VII in 5 m Tiefe von 9,4 auf 5,4 mg/l (von 105 auf 58%), in 10 m von 6,4 auf 1,6 (von 68 auf 16%), in 15 m von 4,6 auf 1,5 (von 48 auf 15%). Das in der Innenförde festgestellte Sauerstoffdefizit ist trotz der niedrigen Wassertemperaturen und der durch die ablandigen Winde begünstigten Wassererneuerung beträchtlich. Dementsprechend ergab auch die Bestimmung der Sauerstoffzehrung im Hafenbereich (Stat. VII—IX, 0 m) recht hohe Beträge (3—5 mg/l in 48 Std.). Das gleiche zeigt sich auch an den Werten des Permanganatverbrauches, die im Hafenwasser auf das Doppelte (56 mg/l) ansteigen.

Die Auswirkungen der im Juli angetroffenen hydrographischen Situation auf die Verteilung des Abwassers und seiner Zersetzungsprodukte werden besonders deutlich bei der Betrachtung der Nährstoffe.

Trotz starker Streuung der Werte für den Gesamt-P, die das Zeichnen von Isolinien sehr erschweren, wird die Konzentrationszunahme gegen das Innere der Förde deutlich.

Die Verteilung ähnelt der im Mai, nur liegen die Werte durchweg niedriger, wie die folgenden Mittelwerte dartun: Stat. I—II 65, Stat. III—VI 133, Stat. VII—IX 182  $\mu\text{g/l}$ . Die niedrigsten Konzentrationen finden sich in der Regel in 5—10 m Tiefe; sowohl zur Oberfläche wie vor allem zum Boden hin nehmen die Werte zu.

Ein ähnliches Bild zeigt die Verteilung des Ammoniak-N, nur variieren die Werte nicht so stark; sie sind ebenfalls etwas niedriger als im Mai. Für die oben genannten 3 Stationsgruppen ergeben sich die folgenden Mittelwerte: 148 — 185 — 219  $\mu\text{g/l}$ . Der Verlauf der Isolinien deutet, soweit er nicht durch lokale Einflüsse gestört ist, an, daß von See in mittlerer Tiefe (5—10 m) Wasser mit geringem Gehalt an Ammoniak-N (120—140  $\mu\text{g/l}$ ) in die Förde eindringt, wo es sich bis auf 250  $\mu\text{g/l}$  anreichert.

Der Gehalt des Fördewassers an Nitrit-N ist im Hinblick auf die sehr geringen Mengen (2—4  $\mu\text{g/l}$ ) recht gleichförmig. Im Gegensatz zu den Befunden im Mai ist er in allen Wasserproben nachweisbar. Etwas höhere Konzentrationen (über 10  $\mu\text{g/l}$ ) treten nur im Hafengebiet auf. Die Stat. I—VII stehen mit einem mittleren Gehalt von 3  $\mu\text{g/l}$  den Stat. VIII—IX mit 13  $\mu\text{g/l}$  gegenüber.

Auch für den Nitrat-N liegen die Werte höher als im Mai, vom Bodenwasser abgesehen, in dem diesmal nicht so hohe Konzentrationen festzustellen sind. In dem verschmutzten Hafengewässer treten neben Nitrit auch relativ große Mengen Nitrat-N auf, im Höchstfalle 107  $\mu\text{g/l}$  (Stat. IX, 0 m). Auch wenn wir diesen Extremwert auslassen, ergibt sich für die beiden Innenstationen VIII und IX — die letztere liegt im Innenhafen und wurde vom Juli ab in die Untersuchung einbezogen — im Mittel 15 gegenüber  $< 2$   $\mu\text{g/l}$  an allen übrigen Stationen.

#### 6. September 1961 (Tafel 5, Abb. 6; Tafel 8, Abb. 10<sup>c</sup>)

Die vorangegangene Wetterlage war bis zu einem gewissen Grade entgegengesetzt derjenigen zu Beginn des Juli: Anfang September stand Norddeutschland unter dem Einfluß eines umfangreichen Festlandhochs, das sich allmählich nach SO verlagerte. Bei fallendem Luftdruck ließen schwache östliche Winde salzärmeres Oberflächenwasser in die Flensburger Förde einströmen. Demzufolge fiel der Salzgehalt beim Feuerschiff „Flensburg“ in der Zeit vom 28. 8. bis 4. 9. 61 an der Oberfläche von 18,6 auf 15,1‰, während die Wassertemperatur von 15,5 auf 17,4° anstieg. Am Untersuchungstag wehten unter dem Einfluß der Ausläufer eines Islandtiefs frische Winde aus SW, die anhaltenden Regen brachten.

Zum Unterschied vom Juli und ähnlich wie im Mai finden wir jetzt eine 8—12 m mächtige Oberschicht von 17—18°; das sind für die Jahreszeit ungewöhnlich hohe Wassertemperaturen, etwa 2° über Normal, während sie im Juli 1961 um mindestens den gleichen Betrag darunter lagen. Unter dieser homothermen Oberschicht fällt die Temperatur in wenigen Metern rasch unter 12—13° ab. Auch diesmal beobachtet man ein Aufblättern der anfangs sehr scharfen Sprungschicht im inneren Teil der Förde. Das bereits erwähnte Eindringen schwächer salzhaltigen Wassers ist am Anstieg der Isohalinen zur Oberfläche und einer Zunahme des Salzgehaltes in den oberen 10 m landeinwärts von 16—17 auf 18—19‰ zu erkennen. Gegen den Boden zu steigt er auf über 20‰ an. Mit dem Einsetzen frischer Südwestwinde hat offenbar bereits der Ausstrom aus der Förde begonnen, was zu einem Aufblättern der Sprungschicht führt. Süßwasserzufluß läßt den Salzgehalt im Binnenhafen an der Oberfläche auf 15‰ absinken.

Die Sauerstoffverteilung zeigt sommerliches Gepräge, wie sie nach einer Hochdruckwetterlage zu erwarten ist, und ähnelt den Befunden im Mai. Die Oberschicht ist bis zur Stat. VII an Sauerstoff übersättigt (106—121% in 0 m). Im äußeren Teil der Innenförde (Stat. I—III) liegt in 12 m Tiefe eine scharfe Sauerstoffsprungschicht, die mit der Temperatursprungschicht zusammenfällt und in wenigen Metern zu Werten unter

1 mg/l führt; das bodennahe Wasser ist völlig ohne Sauerstoff. Fördeeinwärts fächert sich auch diese Sprungschicht auf, und die Isolinien wenden sich der Oberfläche zu, da hier die Abwässer zunehmende Sauerstoffverluste hervorrufen. Die Bestimmungen der Sauerstoffzehrung und des Permanganatverbrauchs bestätigen dies, sie sind im Hafenbecken am größten und von gleicher Größenordnung wie im Juli.

Die Stagnation des Tiefenwassers innerhalb der den Zustrom von See verhindernden Schwellen wird auch an der Verteilung der Nährstoffe sichtbar. Die oberhalb der Temperatur-Sauerstoff-Sprungschicht gelegene Oberschicht weist für den Gesamt-P Werte von 20—60 µg/l auf. Mit der Abnahme des Sauerstoffs steigen die Konzentrationen rasch an und erreichen im bodennahen Wasser und im Hafen 250—380 µg/l. Die folgenden Mittelwerte kennzeichnen die horizontale und vertikale Verteilung des Gesamt-P:

Station	I—II	III—V	VI—VII	VIII—IX
Oberschicht (0—10 m) . . .	20	65	83	175 µg/l Σ P
Unterschicht (13—20 m) . . .	197	244	292	— „ „

Die Werte des Ammoniak-N zeigen eine ähnliche Verteilung. Die gut durchlüftete Oberschicht hebt sich mit Werten von 100—200 µg/l deutlich von der Unterschicht und dem Hafenwasser mit Konzentrationen von 200—300 µg/l ab, wobei die Isolinie 200 etwa mit der Isolinie 9 mg/l Sauerstoff übereinstimmt. Zusätzlich treten im Oberflächenwasser an Stat. II und IV höhere Werte (um 260 µg/l) auf, deren Ursache ungeklärt bleibt. Um lokale Differenzen auszugleichen und die vertikale Schichtung aufzuzeigen, sind nachstehend für verschiedene Horizonte die Mittelwerte angeführt:

	Stat. I—IV	Stat. V—IX
0 m . . . . .	194	255 µg/l NH <sub>4</sub> -N
5 m . . . . .	160	268 „ „
10 m . . . . .	183	234 „ „
15—20 m . . . . .	245	287 „ „

Die Zunahme mit der Tiefe und landeinwärts ist mehr oder minder deutlich, wenn auch je 1 Wert in 0 und 10 m herausfallen.

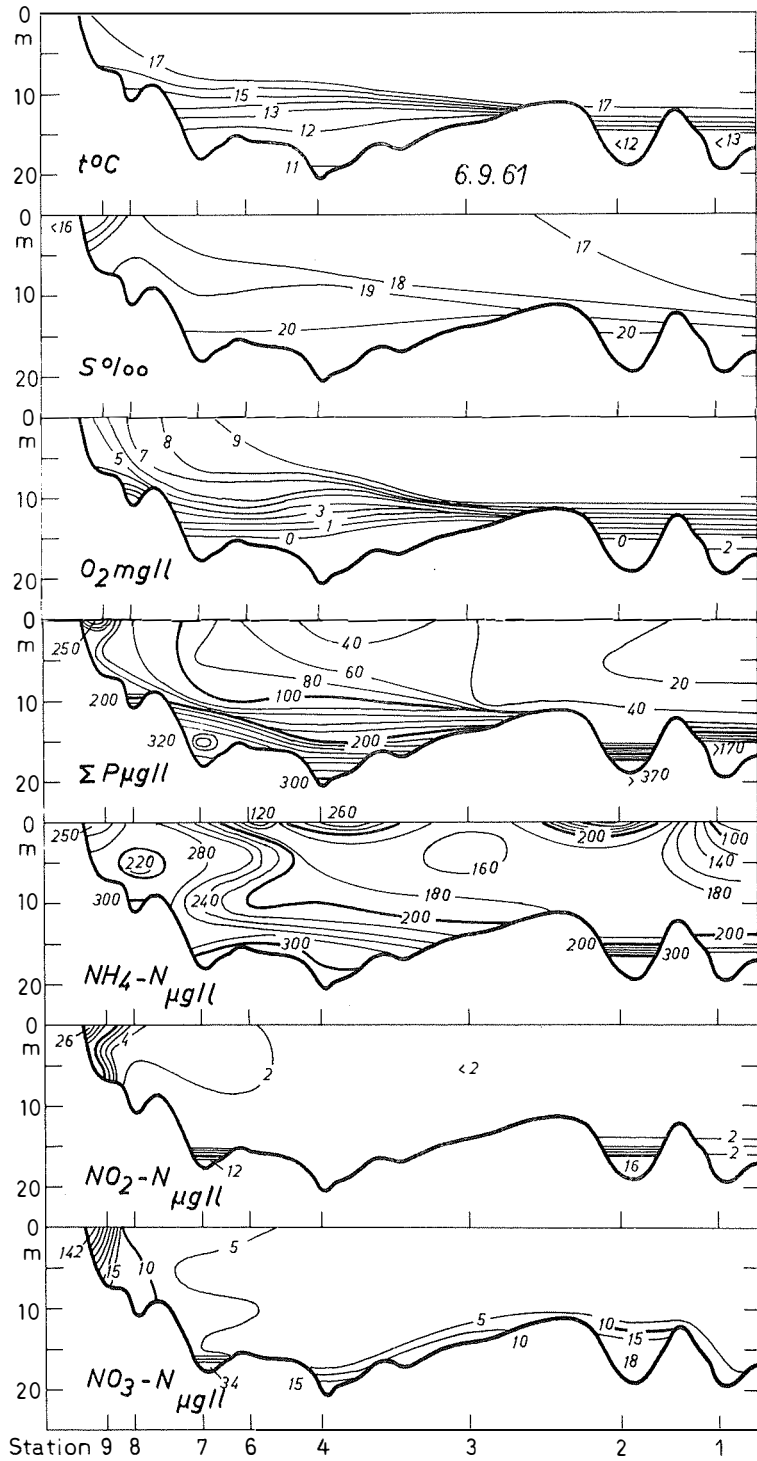
Die Verteilung von Nitrit- und Nitrat-N ergibt das bekannte Bild: geringste Konzentrationen in der Freiwasserzone, beträchtliche Zunahme im Boden- und Hafenwasser, was wieder durch einige Mittelwerte belegt sei:

Station	Nitrit-N			Nitrat-N		
	I—V	VI—VIII	IX	I—V	VI—VIII	IX
0—10 m . . . . .	0,8	2,3	14,0	1,4	7,3	62,7 µg/l
13—20 m . . . . .	3,7	4,3	—	9,7	10,3	— „

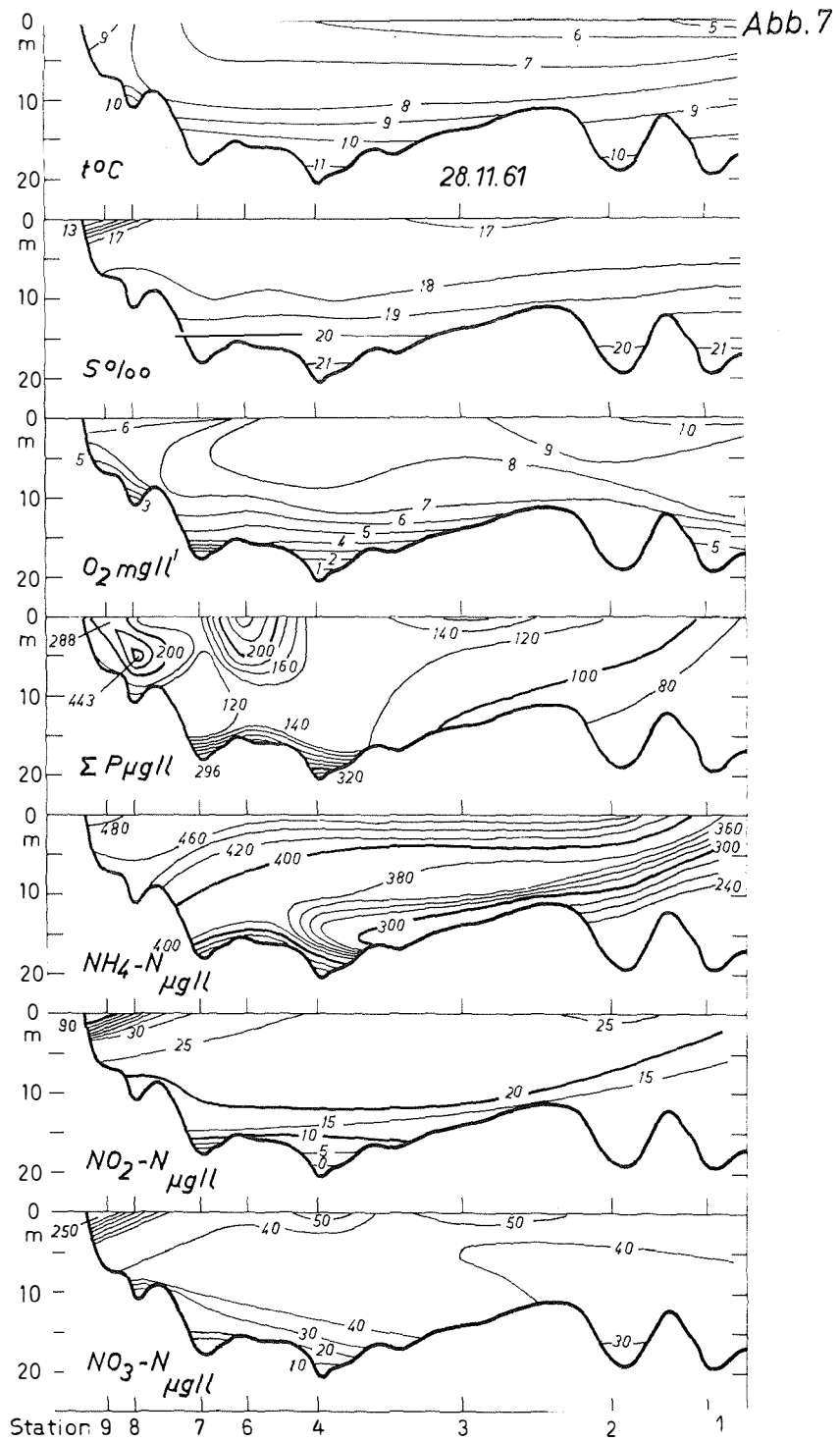
Die Konzentrationen des Nitrat betragen das 2—4fache derjenigen des Nitrit; die Zunahme in Bodennähe und im Bereich der Verschmutzungsquellen ist beachtlich und

Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 5)  
Abb. 6: Längsschnitt durch die Flensburger Innenförde am 6. September 1961.

Abb. 6



Tafel 5 (zu R. Kändler)



Tafel 6 (zu R. Kändler)



insofern bemerkenswert, als die Wassertemperaturen zwischen 11 und 18° liegen. Im Oberflächenwasser des Hafenbeckens (Stat. IX) werden bei 17,5° 26 µg/l Nitrit-N und 142 µg/l Nitrat-N gefunden, in der Freiwasserzone bleiben die Konzentrationen meist unter 1 bzw. 2 µg/l.

28. November 1961 (Tafel 6, Abb. 7; Tafel 8, Abb. 10<sup>d</sup>)

In der letzten Monatsdekade geriet Norddeutschland nach Abzug einer Antizyklone über Mitteleuropa in zunehmendem Maße unter den Einfluß eines umfangreichen Tiefs bei Island, dessen Ausläufer eine SW-Strömung verursachten. Am Untersuchungstage war es schwachwindig und regnerisch.

Infolge dieser ruhigen Wetterlage finden wir eine recht gleichmäßige Schichtung vor. Unter der 6—10 m mächtigen Deckschicht von 17—18‰ steigt der Salzgehalt zum Boden auf 21‰ an, mithin eine Situation ähnlich der im September, von der damals beobachteten Aufbiegung der Isohalinen landeinwärts abgesehen. Die Wassertemperaturen sind inzwischen stark abgesunken, und der Jahreszeit entsprechend ist eine Umkehrung des vertikalen Temperaturgradienten eingetreten; die Wassertemperatur nimmt mit der Tiefe zu von 5—6° an der Oberfläche auf 10—11° über dem Boden. Diese Umkehrung tritt im S-t-Diagramm (Tafel 1, Abb. 2) augenfällig in Erscheinung, da die November-Werte das einzige Beispiel für eine positive Korrelation zwischen Salzgehalt und Temperatur bilden. Im Hafengebiet macht sich der Landeinfluß durch höhere Wassertemperatur (10°) und geringen Salzgehalt (12,5‰) geltend.

Die vorangegangene relativ ruhige Wetterlage hat trotz der fortgeschrittenen Jahreszeit eine ausgeprägte Sauerstoffschichtung mit beträchtlichen horizontalen und vertikalen Gradienten zur Folge. Zum ersten Male — es ist der einzige Fall in dem Untersuchungszeitraum — bleibt der Sauerstoffgehalt selbst der Oberflächenproben an den seewärts gelegenen Stationen I—IV mit 9,0—10,3 mg/l (= 81—93%) unter den Sättigungswerten. Im Hafengebiet sinkt er auf 5,4—6,0 mg/l (= 53—58%) ab. Gegen den Boden zu wird die 50%-Grenze (etwa 5 mg/l) bei 14 m unterschritten, und in den größten Tiefen der Fördemulde ist praktisch aller Sauerstoff aufgezehrt. Das beträchtliche Sauerstoffdefizit im innersten Teil der Förde — es beläuft sich auf etwa 44% der bei Sättigung vorhandenen Menge — kennzeichnet die hohe Belastung mit Abwässern. Leider waren die bei dieser Aufnahme genommenen Zehrungsproben nicht brauchbar; der Permanganatverbrauch des Hafengewässers war ungewöhnlich hoch (80—140 mg/l).

Die Werte für Gesamt-P sind in der Oberschicht erheblich höher als im September, wobei auch diesmal eine beträchtliche Zunahme gegen das Innere der Förde und z. T. auch gegen den Boden zu verzeichnen ist, wie die folgenden Mittelwerte dartun:

Stationen	I—III	IV—V	VI—VII	VIII—IX
Oberschicht (0—10 m) . . .	100	120	156	234 µg/l ΣP
Unterschicht (13—20 m) . . .	76	175	195	— „ „

Die Konzentrationen in der Unterschicht sind niedriger als im September, es hat seitdem offensichtlich eine stärkere Durchmischung stattgefunden. Hohe Werte im Bodenwasser der Mulde sind die Ursache dafür, daß sich die bei den Stat. I—III zu beobachtende Ab-

Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 6)  
Abb. 7: Längsschnitt durch die Flensburger Innenförde am 28. November 1961.

nahme mit der Tiefe im inneren Teil der Förde umkehrt. Hier markieren sich deutlich drei Bereiche mit stärkerer Verschmutzung (Innenhafen, vor Mürwik und die Kontaktzone mit dem Faulschlamm am Boden).

Die Verteilung des Ammoniak-N ergibt ein wesentlich anderes und klareres Bild als im September. Wie der regelmäßige Verlauf der Isolinien zeigt, nehmen die Konzentrationen mit der Tiefe ab; nur im bodennahen Wasser der inneren Mulde steigen sie wieder an. Die Werte sind höher als im September; im Bereich der Station VI—IX betragen sie 400—500, seewärts gehen sie in der Unterschicht auf 220  $\mu\text{g/l}$  zurück. Die Oxydationsstufen des Stickstoffs sind ebenfalls in größeren Konzentrationen vorhanden, in der Oberschicht (0—10 m) in Mengen von 12—25  $\mu\text{g/l}$  Nitrit-N und 35—50  $\mu\text{g/l}$  Nitrat-N. Die Werte nehmen mit der Tiefe ab, bis nahe 0 in 20 m (Stat. IV). Die vertikale Schichtung sei an Hand einiger aus den Beobachtungen bei Stat. I—VII berechneten Mittelwerte aufgezeigt:

Tiefe	NO <sub>2</sub> —N	NO <sub>3</sub> —N
0 m . . . . .	25	43 $\mu\text{g/l}$
5 m . . . . .	24	43 „
10 m . . . . .	19	45 „
15 m . . . . .	14	32 „
20 m . . . . .	1	3 „

Andererseits treten die Verunreinigungsquellen im Hafenbereich durch hohe Werte an der Oberfläche (90  $\mu\text{g/l}$  Nitrit-N, 250  $\mu\text{g/l}$  Nitrat-N) deutlich hervor.

#### 7. März 1962 (Tafel 7, Abb. 8)

Diese letzte Aufnahme fand 2 $\frac{1}{2}$  Wochen nach der schweren Sturmflutkatastrophe am 17. 2. 62 an der deutschen Nordseeküste statt. Im steten Wechsel von Tiefdruckstörungen und Hochdruckkeilen verblieb Norddeutschland im Bereich der kalten Polarluft, die eine Fortdauer der winterlichen Witterung brachte.

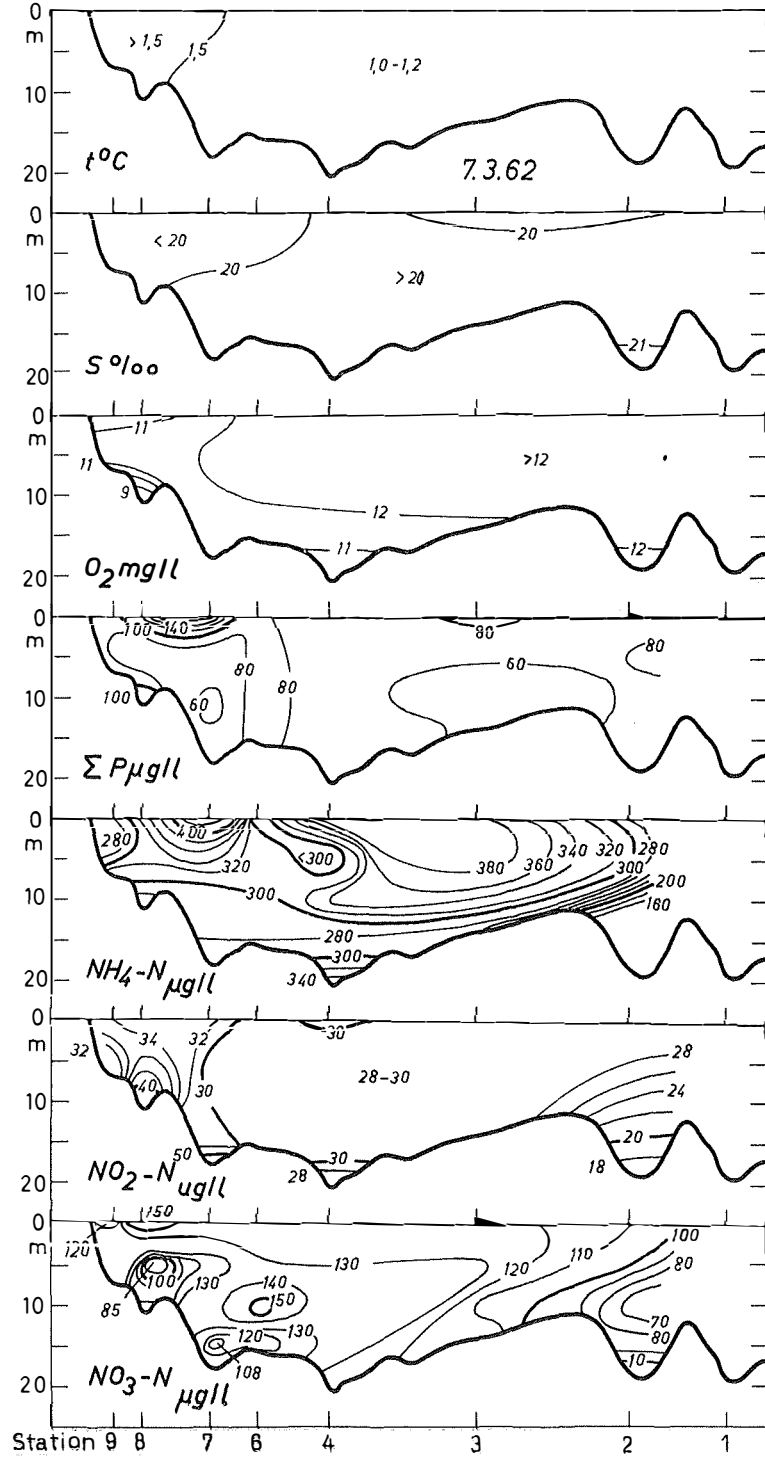
Die schweren Weststürme um Mitte Februar verursachten an der Ostküste Schleswig-Holsteins einen extrem niedrigen Wasserstand. Beim Nachlassen des Windes hatte sich die Flensburger Förde mit einer sehr einheitlichen Wassermasse von 1,1—1,2 $^{\circ}$  und 20—21 $^{\circ}/_{00}$  gefüllt, wie unsere Untersuchungen zeigen. Der Landeinfluß macht sich im Hafenbereich (Stat. VII—IX) nur in einer geringfügigen Erhöhung der Wassertemperatur auf 1,7 $^{\circ}$  und einer Salzgehaltsabnahme auf 19 $^{\circ}/_{00}$  bemerkbar. Die Homogenität der Wassermassen ist auch aus dem S-t-Diagramm (Tafel 1, Abb. 2) ersichtlich und vermutlich das Ergebnis einer tiefgreifenden Turbulenz in der Kieler Bucht während der Sturmperiode. Sie steht in starkem Gegensatz zu der ausgeprägten thermohalinen Schichtung im März 1961, die sich unter ganz andersartigen Wetterbedingungen eingestellt hatte.

Der vor kurzem erfolgte Einstrom von gut durchlüftetem Ostseewasser ist auch an den hohen Sauerstoffwerten kenntlich. Mit 11,8—12,5 mg/l (= 98—104%) ist das Wasser bis in 15 m Tiefe praktisch mit Sauerstoff gesättigt. Zwar beginnt sich die Sauerstoffzehrung im Hafenwasser und der bodennahen Wasserschicht bereits bemerkbar zu machen, doch meist bleibt der Sauerstoffgehalt über 10 mg/l (= 92%), nur im Bodennasser der Stat. IV und VII sinkt er auf 87 bzw. 69% ab.

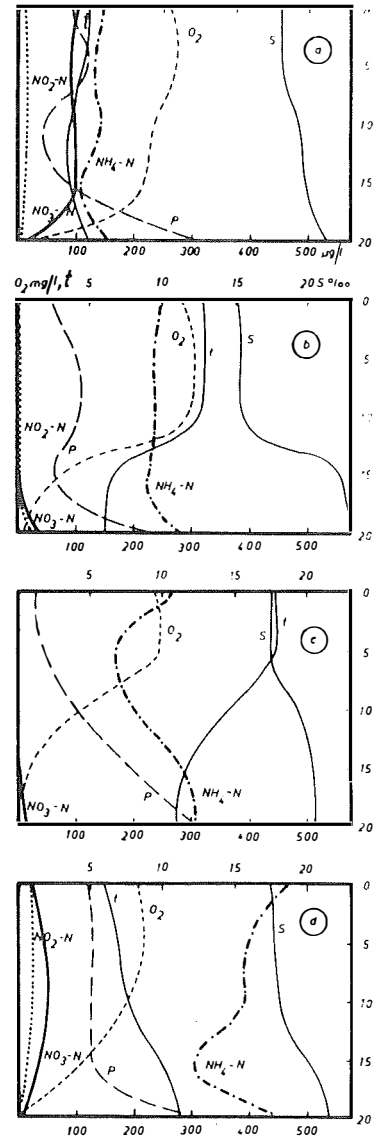
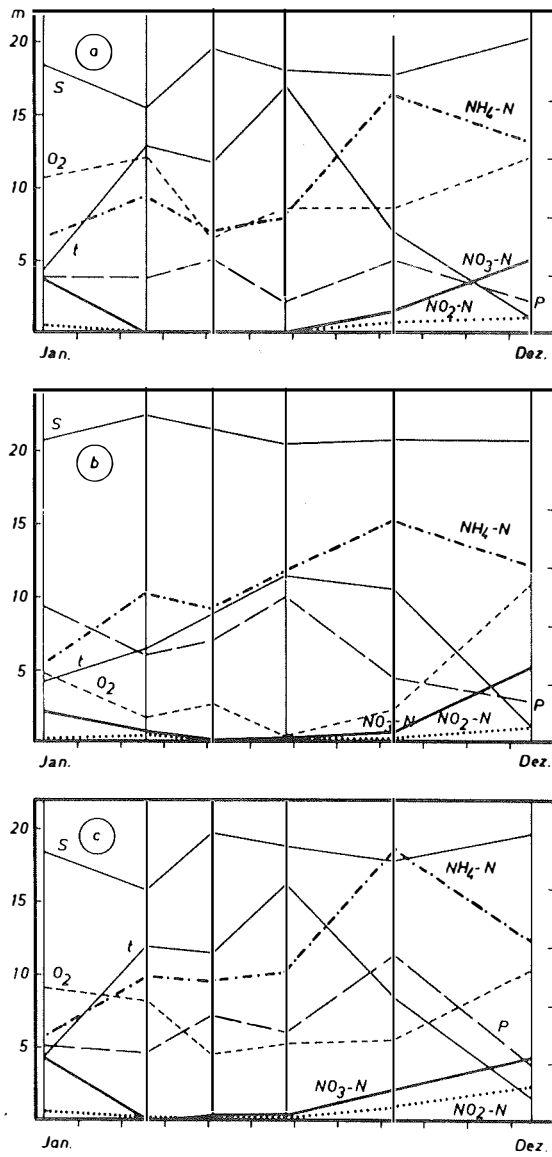
Legende zu der nebenstehenden Abbildung (Tafel 7)

Abb. 8: Längsschnitt durch die Flensburger Innenförde am 7. März 1962.

Abb. 8



Tafel 7 (zu R. Kändler)



Tafel 8 (zu R. Kändler)

Auch hinsichtlich der Nährstoffe herrscht eine bemerkenswerte Homogenität, wenn man vom näheren Einflußbereich der Abwassereinleitungen absieht. Die Werte des Gesamt-P liegen meist bei 60—70  $\mu\text{g/l}$ , im Hafenbereich steigen sie auf 100—175. Die Konzentration des Ammoniak-N nehmen, wie bereits bei früheren Aufnahmen zu beobachten war, mit der Tiefe ab. In 0—5 m sind im Mittel 323, in 10—20 m 259  $\mu\text{g/l}$  vorhanden, erheblich weniger als im November.

Die Werte des Nitrit-N variieren in engen Grenzen, vorwiegend zwischen 27 und 34  $\mu\text{g/l}$ ; höhere Werte (40—50) ergeben sich im Bodenwasser der Stat. VII und VIII. Die Konzentrationen des Nitrat-N liegen mit wenigen Ausnahmen über 100  $\mu\text{g/l}$  und erreichen im Bereich der Abwassereinleitung vereinzelt 135—150  $\mu\text{g/l}$ . Sie sind wesentlich höher als im November.

#### Jahresgang und Beziehungen zwischen den Komponenten

Bei der Besprechung der einzelnen Aufnahmen wurde bereits zuweilen auf die seit der vorhergehenden Untersuchungsfahrt eingetretenen Veränderungen und auf Beziehungen zwischen den Komponenten hingewiesen. Wenn jetzt noch versucht wird, an Hand der 6 sich über ein Jahr erstreckenden Aufnahmen der Flensburger Innenförde einen Einblick in den Jahresgang der einzelnen Faktoren zu gewinnen, so soll damit keineswegs unterstellt werden, daß die sich dabei ergebenden Veränderungen kontinuierlich erfolgt seien. Mangels gegenteiliger Erfahrungen dürfen wir jedoch annehmen, daß die Untersuchungsergebnisse jeweils für die angetroffene Jahreszeit typisch sind, wenn man die Einflüsse der Wetterlage in Rechnung stellt.

Um das umfangreiche Beobachtungsmaterial für diesen Zweck zu ordnen, wurden einmal für die an besonders geeigneter Stelle gelegene Stat. IV (Solitude) die Mittelwerte der wichtigsten Faktoren und Komponenten (Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Gesamtphosphor, Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff) für die Oberschicht (0—10 m) und die Unterschicht (15—20 m) berechnet und in Diagrammen dargestellt (Abb. 10<sup>a</sup>, <sup>b</sup>). Das gleiche erfolgte zur Charakterisierung des Hafenwassers für die bei Stat. VIII (Werft) in 0—10 m erhaltenen Daten (Abb. 10<sup>c</sup>). Die jahreszeitlichen Veränderungen und die Beziehungen zwischen den einzelnen Komponenten erweisen sich dabei, abgesehen von quantitativen Unterschieden, als gleichartig. Deshalb wurden die gesamten Beobachtungsdaten in der Weise zusammengefaßt, daß für jede Untersuchungsfahrt aus allen Beobachtungen eines Faktors das arithmetische Mittel berechnet wurde. Diese Stationsmittel sind in der nachstehenden Tabelle zusammengefaßt und stellen die Ergebnisse der Untersuchungen in konzentrierter Form dar. Jeder dieser Werte basiert auf meist 35 Einzelwerten, so daß ihm eine recht große Zuverlässigkeit zukommt. Allerdings können diese Stationsmittel nicht den Anspruch darauf erheben, jeweils den mittleren Zustand der Innenförde wiederzugeben, da die Stationen unregelmäßig verteilt sind und im innersten Teil dicht gedrängt liegen. Untereinander, sowohl hinsichtlich der jahreszeitlichen Veränderungen wie in den gegenseitigen Relationen, sind die errechneten Mittelwerte jedoch durchaus vergleichbar, und hierauf kommt es ja in erster

---

#### Legende zu den nebenstehenden Abbildungen (Tafel 8)

Abb. 9: Jahresgang von Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Gesamt-P, Ammoniak-N, Nitrit-N und Nitrat-N bei

a) Stat. IV, 0—10 m, b) Stat. IV, 15—20 m, c) Stat. VIII, 0—10 m.

Abb. 10: Vertikale Verteilung von Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Gesamt-P, Ammoniak-N, Nitrit-N und Nitrat-N bei Stat. IV am

a) 7. März 1961, b) 24. Mai 1961, c) 6. September 1961, d) 28. November 1961.

Linie an. Die Stat. IX wurde in die Mittelbildung nicht einbezogen, da sie erst vom Juli ab bearbeitet wurde. Daß im März 1962 die Stat. I ausgelassen und stattdessen zusätzlich eine Stat. Va beim „Ostseebad“ eingefügt wurde, ist in Anbetracht der damaligen Homogenität der Wassermassen kaum von Belang.

Tabelle 1. Mittelwerte aus allen Proben der Stat. I—VIII (für jeden Untersuchungstermin)

	7. März 1961	24. Mai 1961	11. Juli 1961	6. Sept. 1961	28. Nov. 1961	7. März 1962
t° . . . . .	4,1	10,8	11,0	15,8	8,1	1,2
S ‰ . . . . .	19,0	17,4	20,2	18,5	18,6	20,2
O <sub>2</sub> mg/l . . . . .	9,86	8,35	5,30	5,94	6,54	11,78
Σ P µg/l . . . . .	108,6	91,2	124,5	123,6	135,8	78,1
NH <sub>4</sub> -N µg/l . . . . .	130,9	242,7	179,3	226,5	378,9	295,4
NO <sub>2</sub> -N µg/l . . . . .	12,9	3,0	3,1	2,3	19,5	30,5
NO <sub>3</sub> -N µg/l . . . . .	88,6	4,1	2,3	6,1	37,8	118,7
Σ N (gelöst) . . . . .	232,4	249,8	184,7	234,9	436,2	444,6
NH <sub>4</sub> % . . . . .	56,3	97,2	97,1	96,4	86,8	66,4
NO <sub>2</sub> % . . . . .	5,5	1,2	1,7	1,0	4,5	6,9
NO <sub>3</sub> % . . . . .	38,2	1,6	1,2	2,6	8,7	26,7

Die angetroffenen Wassertemperaturen entsprechen im allgemeinen dem für die Kieler Bucht seit langem bekannten Jahresgang; auf einige witterungsbedingte Abweichungen, insbesondere auf die niedrigen Temperaturen im Juli und die hohen im September, wurde bereits hingewiesen. Aus den Beobachtungen des Deutschen Hydrographischen Instituts auf dem Feuerschiff „Flensburg“ ergeben sich für die in Betracht kommenden Monate 1961 gegenüber dem Durchschnitt der Jahre 1950—59 die folgenden Anomalien: März +2,2°, Mai +2,0°, Juli -2,5°, September +1,8°, November -1,8°. Die entgegengesetzt gerichteten Abweichungen im Mai und Juli lassen die Wassertemperatur in der Oberschicht der Flensburger Förde (0—10 m; Tafel 8, Abb. 9<sup>a</sup>, <sup>c</sup>) im Juli um ein geringes absinken. Die Temperaturänderungen der Unterschicht (15—20 m) verlaufen stetiger, da diese dem direkten Einfluß der Witterung weitgehend entzogen ist. An- und Abstieg sind weniger steil, und der verzögerte Temperaturrückgang im Herbst, der zu einer Umkehrung des vertikalen Temperaturgradienten im November führt, ist besonders deutlich. In den Stationsmitteln der Wassertemperaturen über alle Tiefen (Tab. 1) wird das Zurückbleiben des Juli besonders auffällig; die für den 11. Juli berechnete Durchschnittstemperatur liegt nur um 0,2° höher als die für den 24. Mai.

Die an den Untersuchungstagen angetroffenen Salzgehaltsverhältnisse sind kaum geeignet, den Jahresgang zu charakterisieren, der nach den Oberflächenbeobachtungen am Feuerschiff „Flensburg“ vom Maximum im Dezember/Januar zum Minimum im Mai/Juni und nachfolgendem Wiederanstieg zum winterlichen Maximum führt. Dieser regelmäßige Gang wird in unseren Beobachtungen durch die hohen Salzgehaltswerte der Oberschicht im Juli und die relativ niedrigen im November verfälscht (Abb. 9<sup>a</sup>, <sup>c</sup>). In der Unterschicht (15—20 m) herrschen erstaunlich gleichmäßige Salzgehaltsverhältnisse, wofür wohl die das Becken der Innenförde abriegelnden Schwellen verantwortlich sind. Höhere Mittelwerte wurden im Mai und Juli festgestellt, die aus dem Jahresgang des Salzgehaltes in der Unterschicht der Kieler Bucht (KÄNDLER 1951) erklärt werden könnten, vielleicht jedoch nur durch ungewöhnliche Salzgehaltsverhältnisse verursacht sind. In den Stationsmitteln des Salzgehaltes über alle Tiefen (Tab. 1) deutet sich ein

Jahresgang an mit einem Minimum im Frühsommer und einem Maximum im Winter; die Ab- und Zunahme wird jedoch gestört durch den hohen Wert im Juli (vgl. H. WIRTIG 1953).

In den Veränderungen des Sauerstoffgehaltes wird ein deutlicher Jahresgang sichtbar, der invers zur Temperatur verläuft, wie besonders aus den Verhältnissen in der Unterschicht (Tafel 8, Abb. 9<sup>b</sup>) klar hervorgeht, in der sich der Sauerstoffschwund im Mai verstärkt bemerkbar macht und im September zu niedrigsten Sauerstoffwerten führt. Der Juli fällt wieder durch einen vorübergehenden Anstieg heraus. In der Oberschicht macht sich außerhalb des verschmutzten Hafengebiete (Tafel 8, Abb. 9<sup>a</sup>) im Mai ein beträchtlicher Anstieg des Sauerstoffgehaltes infolge der Assimilationstätigkeit des Planktons geltend. Die Stationsmittel über alle Tiefen lassen den Jahresgang im Wasser der Innenförde klar erkennen (Tab. 1). Wenn man den Temperatureinfluß durch Berechnung der prozentualen Sauerstoffsättigung ausschaltet, ergibt sich, daß das aus den Stationsmitteln errechnete Sauerstoffdefizit von 12% im März auf 44% im Juli ansteigt, sich in der Folge nur langsam vermindert, im November noch 36% beträgt und erst im März 1962 praktisch beseitigt ist.

Die Werte für den Gesamtphosphor schwanken im allgemeinen invers zum Sauerstoffgehalt, und damit bis zu einem gewissen Grade parallel zur Temperatur, was am deutlichsten im Tiefenwasser (Tafel 8, Abb. 9<sup>b</sup>) in Erscheinung tritt. Auch ein inverser Gang zum Salzgehalt ist angedeutet. Im Hafengebiet (Abb. 9<sup>c</sup>) überwiegt ein ständiger Anstieg der Werte von Mai bis November, was als eine Anreicherung während des Sommers und Herbstes angesehen werden kann. Im Bodenwasser tritt der Höchstwert im September auf. Diese angesammelten Mengen wurden dann spätestens mit dem Einstrom von frischem Ostseewasser im Februar 1962 zu einem großen Teil ausgespült. Die Stationsmittel (Tab. 1) zeigen, daß zweimal im Verlauf der Untersuchungen (im Mai 1961 und März 1962) ein Rückgang des Gesamtphosphors eingetreten ist. Leider wurde nicht auch die Menge des gelösten Phosphats bestimmt. Aus Untersuchungen beider Komponenten in anderen ebenfalls mit Abwasser belasteten Gewässern darf jedoch geschlossen werden, daß der größere Teil des Gesamtphosphors in gelöster anorganischer Bindung vorliegt.

Die zum ersten Male im Küstengebiet der Ostsee nebeneinander durchgeführten Bestimmungen der gelösten Stickstoffverbindungen dürfen besonderes Interesse beanspruchen. Die sich an allen Stationen und Tiefen ergebenden Stationsmittel des Ammoniak-Stickstoffs schwanken zwischen 131 und 379  $\mu\text{g/l}$ . Das sind beträchtliche Mengen, die jedoch von der gleichen Größenordnung sind, wie sie M. GILLBRICHT (1961) im Bereich der Deutschen Bucht zwischen der Eidermündung und Helgoland feststellte (70—250  $\mu\text{g/l}$ ). Sehr viel größere Konzentrationen fanden E. BURSCHE, H. KÜHL und H. MANN (1958) im Elbwasser bei Cuxhaven (400—1800  $\mu\text{g/l}$ ). Der Gehalt des Wassers in der Flensburger Innenförde an Ammoniak-N ist also relativ gering. Er stammt vor allem aus der bakteriellen Zersetzung von stickstoffhaltigen organischen Substanzen, besonders von Eiweiß, die zu einem wesentlichen Teil mit den Abwässern zugeführt werden. Die Stationsmittel (Tab. 1) lassen, wenn man den hohen Wert im Mai außer acht läßt, einen ständigen Anstieg von März bis November erkennen. Der März 1962 bringt nur eine mäßige Abnahme, das Stationsmittel ist trotz der inzwischen erfolgten Wassererneuerung immer noch mehr als doppelt so hoch wie im Jahr zuvor. Die Zunahme im Verlauf des Jahres hat der Ammoniak-N mit dem Gesamt-P gemeinsam, was besonders klar bei der graphischen Darstellung der Werte von Stat. VIII (Tafel 8, Abb. 9<sup>c</sup>) hervortritt. In den Frühjahrs- und Sommermonaten ist der Gang beider Komponenten oft gegenläufig.

Ganz augenfällig sind die Beziehungen zwischen den nachgewiesenen Mengen der beiden Oxydationsstufen des Stickstoffs einerseits und der Wassertemperatur sowie dem Sauerstoffgehalt andererseits. Sehr niedrige Mittelwerte für Nitrit- und Nitrat-N ( $2-6 \mu\text{g/l}$ ), finden wir in den Monaten Mai, Juli und September, bei mittleren Wassertemperaturen von  $10-16^\circ$  und Sauerstoffwerten von im Mittel  $5,3-8,4 \text{ mg/l}$  ( $= 56-87\%$ , vgl. Tab. 1). In der kalten Jahreszeit sind die Werte um ein Vielfaches höher, für November und März ergeben sich über alle Wassertiefen Durchschnittswerte von  $13-30 \mu\text{g/l}$  Nitrit-N und  $38-119 \mu\text{g/l}$  Nitrat-N bei Wassertemperaturen von im Mittel  $8-1^\circ$  und Sauerstoffwerten von  $6,5-11,8 \text{ mg/l}$  ( $= 64-92\%$ ). Damit zeichnet sich ein auffälliger Jahresgang ab mit Höchstwerten im Winter und Tiefstwerten im Frühjahr und Sommer.

Diese Befunde in der Flensburger Innenförde stehen im Gegensatz zu den Untersuchungsergebnissen von G. REINHEIMER (1959), der in der Elbe unterhalb Hamburgs in den Sommermonaten bei Wassertemperaturen über  $15^\circ$  regelmäßig ein starkes Ansteigen des Nitritgehaltes beobachtete. Durch Kulturversuche stellte er fest, daß im Flußwasser Zahl und Aktivität der nitrifizierenden Bakterien im Sommer wesentlich höher sind als im Winter. Offensichtlich liegen die Verhältnisse im marinen Bereich anders, und eine genaue Betrachtung der Befunde in der Flensburger Förde lehrt, daß die Beziehungen der einzelnen Komponenten zueinander je nach der Jahreszeit und der Wassertiefe recht unterschiedlich sind. In der Freiwasserzone bestehen im Frühjahr und Sommer (Mai, Juli, September) zwischen dem starken vertikalen Abfall der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes und den Nitrit- und Nitratkonzentrationen, die durchweg höchstens wenige  $\mu\text{g/l}$  betragen, keine Beziehungen. Im bodennahen Wasser ist dagegen trotz hochgradiger Sauerstoffarmut ( $8-0\%$ ) eine beträchtliche Anreicherung zu verzeichnen; das gleiche ist im Oberflächenwasser des Hafens bei  $13-17^\circ$  und  $38-56\%$  Sauerstoffsättigung zu beobachten. Im Spätherbst und Winter (Ende November, März) steigen mit abnehmender Temperatur die Nitrit- und Nitratkonzentrationen stark an. In Bodennähe tritt jetzt, falls hier große Sauerstoffarmut herrscht (März und November 1961 mit  $7$  bzw.  $0\%$  bei Stat. IV in  $20 \text{ m}$ ), bei  $5-11^\circ$  ein starker Schwund an Nitrit und Nitrat ein, der wahrscheinlich durch die Tätigkeit denitrifizierender Bakterien hervorgerufen wird. Zur Klärung dieser interessanten Verhältnisse sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Wenn die Werte für Ammoniak-N, Nitrit-N und Nitrat-N addiert werden, erhält man die Gesamtmenge der wasserlöslichen Stickstoffverbindungen (Tab. 1). Ihre Menge wechselt, wobei sich für Juli der niedrigste, für November und März (1962) die höchsten Werte ergeben. Hierbei ist der Anteil der einzelnen Stickstoffverbindungen an dem so ermittelten Gesamt-N von Interesse. Der Anteil des Nitrats, das nur eine Durchgangsstufe bei der bakteriellen Oxydation des Stickstoff darstellt, ist mit  $1-7\%$  am geringsten, derjenige des Nitrats mit  $1-38\%$  sehr viel größer; die höchsten Prozentsätze werden im März, am Ausgang des Winters erreicht. Der Anteil des Ammoniaks hingegen ist im März mit  $56-66\%$  am niedrigsten, wenn es auch mehr als die Hälfte des löslichen Gesamt-N stellt. Im Frühjahr und Sommer steigt sein Anteil auf rd.  $97\%$  an.

Die Korrelationen zwischen den einzelnen Faktoren werden auch in den Diagrammen deutlich, die ihre vertikale Verteilung an Stat. IV (Solitude) am 7. März, 24. Mai, 6. September und 28. November 1961 aufzeigen (Tafel 8, Abb. 10<sup>a-d</sup>). Diese Beispiele wurden gewählt, da sie eine ausgeprägte Sprungschicht aufweisen, wobei die Änderungen von Salzgehalt und Temperatur im November gleichsinnig, in den anderen Monaten in entgegengesetztem Sinne erfolgen.

Abschließend können die Ergebnisse der Untersuchungen dahin zusammengefaßt werden, daß die Folgen der Abwassereinleitung und der Verschmutzung des Hafengewässers sich deutlich in Sauerstoffschwund und Anreicherung von Nährstoffen in der



Flensburger Innenförde auswirken. In der Untersuchungszeit erreichte der Sauerstoffmangel in den tieferen Wasserschichten keine lebensbedrohenden Ausmaße, da die Witterung im Sommer 1961 unbeständig und kühl war. Es besteht jedoch auch für die Flensburger Innenförde, wie für ähnlich geartete Küstengewässer mit starker Abwasserbelastung, die Gefahr völligen Sauerstoffschwundes in einem weiten Bereich bis wenige Meter unter der Oberfläche mit allen nachteiligen Folgen für die Organismenwelt, falls es in einem heißen Sommer bei länger anhaltender Hochdruckwetterlage zu langdauernder Stagnation des Tiefenwassers kommt, wie es die Untersuchungsergebnisse im Mai und September 1961 in den Anfängen erkennen lassen. Es ist jedoch zu erwarten, daß die im Juni 1962 in Betrieb genommenen biologischen Kläranlagen der Stadt Flensburg diese Gefahren bereits erheblich gemindert haben.

#### Literaturverzeichnis

- Bock, J. K. (1960): Biologische Untersuchungen, insbesondere der Ciliatenfauna, in der durch Abwässer belasteten Schlei (westliche Ostsee). *Kieler Meeresf.* 16, 57—68. — BURSICHE, E., KÜHL, H. und MANN, H. (1958): Hydrochemische Faktoren und Phytoplankton während einer Tide in der Elbmündung bei Cuxhaven. *Gewässer und Abwässer* 20. — GILLBRICHT, M. (1952): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht. *Kieler Meeresf.* 8, 173—191; 9, 51—61. — GILLBRICHT, M. (1961): Eine Methode zum direkten Nachweis von Ammoniak im Seewasser. *Helg. Wiss. Meeresunters.* 8, 58—67. — KÄNDLER, R. (1951): Der Einfluß der Wetterlage auf die Salzgehaltsschichtung im Übergangsgebiet zwischen Nord- und Ostsee. *Dtsch. Hydr. Zeitschr.* 4, 150—160. — KÄNDLER, R. (1953): Hydrographische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. *Kieler Meeresf.* 9, 176—200. — KÄNDLER, R. (1956): Die hydrologischen Verhältnisse in den Buchten und Förden der Ostküste Schleswig-Holsteins im Hinblick auf die Abwasserbelastung. *Arbeiten des Dtsch. Fischerei-Verbandes* 7. — KÄNDLER, R. (1959): Hydrographische Beobachtungen in der Kieler Förde 1952—57. *Kieler Meeresf.* 15, 145—156. — KÄNDLER, R. (1960): Typen der Salzgehaltsschichtung in der Kieler Förde. *Kieler Meeresf.* 16, 164—179. — KREY, J. (1959): Über den Gehalt an gelöstem anorganischen Phosphor in der Kieler Förde 1952—1957. *Kieler Meeresf.* 15, 17—28. — KOROLEFF, F. (1959): Colorimetric determination of ammonia in sea water. Vortrag zur Hydrol. Baltischen Konferenz in Kiel 1959 (Manuskript). — MULLIN, J. B. and RILEY, J. P. (1955): The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters, with particular reference to sea water. *Analyt. Chim. Acta*, vol. 12 (1955), p. 464—480. — OHL, H. (1959): Temperatur- und Salzgehaltsmessungen an der Oberfläche des Kieler Hafens in den Jahren 1952—1957. *Kieler Meeresf.* 15, 157—160. — RHEINHEIMER, G. (1959): Mikrobiologische Untersuchungen über den Stickstoffhaushalt der Elbe. *Archiv für Mikrobiol.* 34, 358—373. — WITTING, H. (1953): Der mittlere jährliche Gang des Salzgehaltes in der Kieler und Mecklenburger Bucht. *Kieler Meeresf.* 9, 171—175. — DEUTSCHES HYDROGRAPHISCHES INSTITUT: Beobachtungen auf den Deutschen Feuerschiffen der Nord- und Ostsee. — DEUTSCHER WETTERDIENST: Täglicher Wetterbericht.