

# FID Biodiversitätsforschung

## Decheniana

Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und  
Westfalens

Hydrographische und hydrobiologische Vergleiche im Gebiet des linken  
Niederrheins

**Weimann, Reinhold**

**1939**

---

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im  
Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

---

### **Weitere Informationen**

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

*Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.*

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten  
Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-197722](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-197722)

## Hydrographische und hydrobiologische Vergleiche im Gebiet des linken Niederrheins.

Von **Reinhold Weimann.**

(Aus der Limnologischen Station Niederrhein der Kaiser-Wilhelm-  
Gesellschaft, Krefeld.)

(Eingegangen am 16. VIII. 1938.)

### 1. Einleitung.

Um eine hydrographische Übersicht unseres engeren Arbeitsgebietes am linken Niederrhein zu bekommen, wurde zunächst einmal als Vergleichsgrundlage ein zwar sehr dichtes aber nicht willkürliches Beobachtungsnetz gelegt: Die geologischen Karten vom linken Niederrhein (Steege 1925, Wunstorff und Fliegel 1910) fordern ganz bestimmte Vergleiche. Es wäre danach z. B. nicht lohnend, etwa Längsschnitte parallel zum Rhein zu legen. Viel wichtiger ist zunächst ein breiter Querschnitt etwa von Rheinberg-Duisburg nach Brügggen-Wegberg (also durch das Gebiet zwischen den beiden punktierten Linien in Fig. 1), weil dieser am besten durch verschiedene geologische Landschaften führt und gleichzeitig die wichtigsten linksniederrheinischen fließenden Gewässer erfaßt. So kamen wir ganz zwanglos auf den Vergleich der beiden Hauptterrassen-Gewässer Nette und Schwalm einerseits mit Kendel und Mörse in der Niederterrassenlandschaft andererseits (Fig. 1). Das vorwiegend in die Mittelterrasse eingebettete Nierstal, das selbst zwar auch eine kleine Niederterrasse darstellt, wurde zunächst einmal aus dem Vergleich ausgeschieden, weil die Gegenüberstellung von Haupt- und Niederterrasse des Rheintales wohl am ehesten große Verschiedenheiten erwarten ließ. Mittel- und Niederterrasse, die auch in der Karte von Wunstorff und Fliegel einheitlich gefaßt sind, zeigen untereinander, z. B. im Kalkgehalt auch des Grundwassers, nicht die großen Unterschiede. Sie rücken ja auch nach ihrer Entstehungsgeschichte zeitlich näher zusammen, und Breddein faßt die Krefeld-Kempener Mittel-

terrasse sogar nur als Oberstufe der Niederterrasse auf (vgl. Steeger 1931).

Mehr war von einer Erft-Untersuchung zu erwarten, weil diese in ein ganz anderes Gebiet, nämlich in die nieder-rheinische Lößlandschaft hineinführt, mit ihren äußersten Zuflüssen sogar in die kalkreiche Triasbucht von Mechernich am Nordrand der Eifel.

So deutliche Ergebnisse der geologisch-hydrologische Vergleich auch gezeigt hat, ihre produktionsbiologische Auswertung ist deshalb sehr erschwert, weil die terrassenbedingten Härte- und pH-Unterschiede völlig durchkreuzt werden von einer nahezu entgegengesetzten Verteilung der Phosphate, des Ammoniaks und der Nitrate. Vor allem entscheiden darüber die Abwässer; die Verschmutzungs- bzw. Eutrophierungszonen werden deshalb in einem besonderen Kapitel behandelt.

Für die regionalen Vergleiche werden ganz besonders die Querschnittsuntersuchungen aus der Zeit vom 8. 2. bis zum 10. 3. 1938 ausgewertet, in der das Wasser bis auf zwei Ausnahmen noch überall sehr klar war; denn nichts verschleiert den ursprünglichen Gehalt an Nährstoffen (schon methodisch) so sehr wie gerade das pflanzliche Plankton, wenn dieses die ersten Vegetationsfärbungen hervorruft. Die Analysenreihen aus späteren Monaten werden vor allem dort ausgewertet, wo sie die Wirkungen der inzwischen aufgetretenen Massenentfaltungen des pflanzlichen Planktons so deutlich werden ließen, daß wenigstens die methodischen Fehler darin ganz untergehen.

Für die Überlassung von Analysenmaterial bin ich den Leitern der Städtischen Untersuchungsämter, insbesondere den Herren Dr. Rößler-Krefeld, Dr. Hübner-Mörs und Dr. Regenstein-München-Gladbach sowie Herrn Dr. Kehren von der Textilforschungsanstalt München-Gladbach zu Dank verpflichtet.

## 2. Methoden.

In jedem der vier erstgenannten Gewässersysteme wurde an 15 bis 20 Stellen und zwar an den fließenden Teilen, besonders an allen Zu- und Abflüssen der aneinandergereihten Teiche Proben von etwa 300 ccm Wasser entnommen. Da der Gashaushalt des Wassers nicht geprüft wurde, konnten diese Proben einfach geschöpft werden. — Rasches Arbeiten mit kleinen Wassermengen war notwendigste Voraussetzung

zur Gewinnung einer guten Übersicht der Gegensätze. Nur so war es möglich, alle am Vormittag gesammelten 15—20 Proben von etwa 12 Uhr ab in folgender Reihe auf  $\text{NH}_4^-$ ,  $\text{PO}_4^{'''-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $(\text{NO}_2^-)$ , Fe-Jonen, Gesamthärte, Karbonathärte und Chloride zu prüfen. PH wurde sofort nach der Entnahme mit dem Merckschen Universal-Indikator nach Czerny gemessen.

Eine Filtration durch Blauband 589<sup>3</sup> brachte nur in Ausnahmefällen Vorteile. Selbst das übelste Abwasser des Flöthgrabens und des Breyeller Sees z. B. zeigte nach der Filtration dieselben hohen Phosphormengen und für  $\text{NH}_4^-$  bringt das Filter ohnehin nur Nachteile, nämlich durchweg zu hohe Werte, selbst wenn man das Filter nicht im Laboratorium aufbewahrt. Im übrigen war im Februar und März das Wasser immer klar und die einzige Grünfärbung der untersten Kriekenbecker Seen war am 19. 2. noch so schwach, daß sie nach dem Prinzip der Lunzer Methode (Ruttner 1951) ausgeschaltet werden konnte. Andererseits mag ein guter Teil z. B. des Phosphates bei diffusen Vegetationsfärbungen nicht nur aufgezehrt, sondern auch adsorbiert werden, und das zeigt wieder die Notwendigkeit eines hydrographischen Vergleiches, der sich auf Untersuchungen in den Wintermonaten gründet. Fast sämtliche Juni- und August-Analysen wurden wegen der Vegetationsfärbungen mit und ohne Filtration (589<sup>3</sup>) durchgeführt.

Glücklicherweise reichten die kleinen Wassermengen von je 20 ccm (nur zur Karbonat- und Gesamthärte-Bestimmung wurden 50 bzw. 100 ccm gebraucht) völlig aus, um die großen Gegensätze herauszuarbeiten. Alle 15—20 Proben wurden nebeneinander in Dralle-Fläschchen (2780) verteilt und rasch hintereinander mit den Reagenzien versetzt, ganz genau so und sofort auch die Standardreihe; es gibt keine bessere Kontrolle als die jedesmal frisch hergestellte Standardreihe, die bei ohnehin 20 Wasserproben keine bedeutende Mehrarbeit macht. Die Dralle-Fläschchen bieten eine große Zahl von Vorteilen. Abgesehen davon, daß sie fast unzerstörbar sind, braucht man nicht genau 20 ccm Probe-wasser auf dem Umweg über die Pipette einzugießen, sondern es genügt ein Auffüllen bis zur 20 ccm-Marke, da nicht die Schichthöhe, sondern die größere Schichtbreite der Fläschchen zur Durchsicht benutzt wird. Bei der Standard-Reihe muß dagegen genau auf 20 ccm aufgefüllt werden, da sich hier anderenfalls die Konzentration der Vergleichslösung ändern würde. Ein optischer Fehler könnte an

sich durch kleine Abweichungen in der Breite der Fläschchen entstehen. Es wurden deshalb alle 52 Fläschchen mit derselben Kupfervitriollösung bis zur Marke gefüllt (dasselbe auch mit anderen Farblösungen). Kein einziges der Fläschchen brauchte ausgeschieden zu werden, denn alle waren völlig farbgleich. Dasselbe wurde auch mit Zusatz der Reagenzien für Lösungen gleichen Gehaltes an Eisen und Ammoniak ausprobiert. — Bei Herstellung der Standardreihe läßt sich rasch und vorteilhaft nach Müllers Tropfmethode mit Hartgummifläschchen arbeiten (Müller 1935). Die Tropfengröße wurde jedesmal bestimmt, was außerordentlich rasch gemacht werden kann, weil es in den meisten Fällen ohne weiteres zu vernachlässigen ist, ob z. B. 37 oder 38 Tropfen Standardlösung auf 1 ccm gehen; das würde z. B. bei Verbrauch von 10 Tropfen 44 statt 43 mg/cbm  $\text{PO}_4$  ergeben. Auch die Reagenzien können vorteilhafter und schneller aus Glastropffläschchen zugegeben werden, weil im Gegensatz zur üblichen 100 ccm-Probe auf 20 ccm Probewasser nur wenige Tropfen (der 5. Teil) zugefügt werden brauchen. Wichtig ist, daß man Standard- und Probenreihe immer rasch hintereinander mit genau derselben Tropfenzahl der Reagenzien versetzt.

Ammoniak wurde mit Nessler's Reagenz und Seignettesalz (Maucha 1932), Nitrat mit Bruzin-Schwefelsäure (Maucha 1932), Nitrit mit Indol und Schwefelsäure (Splittgerber 1931), Phosphat mit Ammoniummolybdat und Stanochlorid (Wattenberg 1931), Chlorid mit Silbernitrat und Kaliumchromat (Maucha 1932), Karbonathärte mit n/10 Salzsäure und Methylorange (Maucha 1932), Gesamthärte mit Kaliumpalmitat nach Maucha (1932) bestimmt.

Es werden im folgenden immer nur die großen Unterschiede ausgewertet, die zweifellos nicht auf methodischen Fehlerquellen beruhen können; aus Gründen der zeichnerischen Übersicht sind in den Figuren 1 und 4 die Werte für Härte und Nitrat sogar nach oben und unten auf ganze Zahlen abgerundet worden.

### 3. Geologisch-hydrologische Vergleiche.

Trotzdem kommen die terrassenbedingten Unterschiede außerordentlich deutlich heraus (Fig. 1). Das gilt sowohl für die Oberflächengewässer, als auch für das Grundwasser. Der Kalkhaushalt, bzw. die Werte für den Härtegrad der

fließenden Gewässer fordern den Vergleich mit den Terrassenlandschaften heraus: Nette und Schwalm zeigen Gesamthärten von 5 bis höchstens 7 (genauer 2,7—7,4), Karbonathärten zwischen 1 und 4 (genauer 0,9 und 4,3) ganz im Gegensatz zu Kendel und Mörse, deren Gesamthärten zwischen 12 und 18, deren Karbonathärten an den untersuchten Stellen zwischen 6 und 11 liegen. Die äußerst hohen Werte der Fossa Eugeniana sind durch künstliche Zechenabwässer bedingt. Auf den geringen Kalkgehalt der Nette und den hohen Kalkgehalt der Kendel haben auch Schmidt (1931) und Baier (1935) schon hingewiesen.

Die Gewässer der Hauptterrasse, auch deren kleine Nebenbäche (Dycker Nette, Mühlenbach z. B.) fallen also durch eine verhältnismäßig geringe Gesamt- und Karbonathärte auf, die besonders tief liegt in der obersten Schwalm.

Daß die Unterschiede terrassenbedingt sind, wird vor allem nahegelegt durch einen Vergleich mit dem Grundwasser, das gerade am Niederrhein in den offenen Gewässern eigentlich nur zutage tritt. Beispielsweise nahm die Kendel im trockenen Juni 1937 auf einer Strecke von 8 km mehr als 1000 ltr/min Grundwasser auf, während sämtliche Zuflüsse von links und rechts weniger als 40 ltr/min brachten. Ein eigentliches Quellgebiet ist also gar nicht vorhanden. In der Hauptterrasse liegen die Verhältnisse nicht wesentlich anders. Die „Nette-Quelle“ ist z. B. ein offener Grundwassertümpel, und im weiteren Verlauf tritt allenthalben Grundwasser auf der Talsohle aus, um den Bach zu verstärken (n. Steeger 1928). Es müßte also eine annähernde Übereinstimmung in den Härtewerten des Grund- und fließenden Wassers zu erwarten sein.

Diese Härtewerte des Grundwassers wurden uns von den verschiedenen Untersuchungsämtern freundlichst überlassen, und wir haben sie in die Terrassenkarte (Fig. 1) eingezeichnet. Es kam auch hier wieder besonders auf die Gegensätze Hauptterrasse einerseits — (Mittel-) und Niederterrasse andererseits an. Zumindest bei einem zusammenfassenden Überblick über die Tafel zeigen die Zahlen wieder große Armut besonders an Karbonaten, aber auch an den übrigen Härtebildnern im Grundwasser der Hauptterrasse; dagegen ist es kalkreich und auch von hoher bleibender Härte in den beiden jüngeren Aufschüttungen, zumal in der Niederterrasse, aus der die meisten Werte stammen (vgl. die Zahlen in den schraffierten und

nichtschraffierten Gebieten). Ausnahmen einer geringen Karbonathärte zeigten hier bisher nur das Grundwasser des Hülser Bruchs und einiger Krefelder Brunnen, die im Gebiet zweier Grundwasserhorizonte liegen, wahrscheinlich dort, wo fossilführende undurchlässigere Schichten die sonst ungestörten Krefelder Mittelterrassenschichten in zwei Grundwasserträger trennen (s. Bertsch, Steeger und Steussloff 1951).

Besonders auffallend sind die Gegensätze zwischen hartem und weichem Grundwasser in der Gegend von M.-Gladbach und Rheydt. Die Härtewerte sind hier zum großen Teil einer Arbeit von Kehren und Stommel (1929) entnommen (vgl. die Zahlen rechts und links von der Hauptterrassengrenze in dem Gebiet links unter der Kartenmitte, Fig. 1). Das M.-Gladbacher Stadtgebiet liegt gerade auf der Grenze von Hauptterrasse und Mittel- bzw. Niers-Niederterrasse; es ist ganz auffallend, wie tief die Härtewerte links von dieser Grenze (im schraffierten Hauptterrassengebiet) liegen, wie hoch dagegen rechts davon. Besonders tief sind die Zahlen der Karbonathärte im Grundwasser der Hochfläche, teilweise noch tiefer als in den dort fließenden Bächen.

Schon die Karte (Fig. 1) drängt sofort den Schluß auf, daß die Härteverteilung des Grund- und fließenden Wassers wirklich terrassenbedingt ist, wobei das Erftgebiet zunächst einmal außer Acht gelassen sei. Das geologische Profil von Steeger (1928) hilft ebenfalls zum Verständnis weiter (Fig. 2): Mehr oder weniger undurchlässige Grundwasser-sole ist am linken Niederrhein durchweg die mächtige Schicht des meist oberoligozänen Tertiärs mit seinen Feinsanden und Tonen (Abb. 2 schwarz). Selbst wenn diese Feinsande wasserdurchtränkt sind, so wird auch dann der eigentliche niederrheinische Grundwasserstrom über sie hinweggehen. Das gilt auch für die stellenweise auf dem Tertiär ruhenden tonigen Feinsandschichten der älteren bzw. für die vertreten Tonbänke der jüngeren Tegelenstufe (Abb. 2). Auch in der Niederterrasse sind häufig Tonschichten zerstreut, die hier und dort sogar einen oberen Grundwasserhorizont erzeugen mit abweichendem Kalkgehalt, und auch in den zum Teil trockenen Rinnen alluvialer Flußläufe bewegen sich wahrscheinlich gesonderte kleinere Grundwasserströme.

Doch der eigentliche gewaltige niederrheinische Grundwasserstrom, aus dem die meisten Wasserwerke und Brunnen

schöpfen, bewegt sich mehr oder weniger unbekümmert um diese lokalen Bildungen durch die mächtigen Schichten der groben Rhein- bzw. Maß-Schotter, aus denen die drei Terrassen des Diluviums wesentlich aufgebaut sind. Dieser aus den durchlässigen Kiesen und Sanden zusammengesetzte Grundwasserträger muß vor allem über den Härtegrad entscheiden, je nach seinem Gehalt an Kalkgeröllen. Dafür spricht schon seine große Mächtigkeit, der gegenüber die weiter unten besprochenen Deckbildungen (Abb. 4) fast verschwinden.

a) Im Gebiet der Hauptterrasse sind diese Kiese und Sande älteste Diluvialschotter über dem Tertiär und in noch größerer Mächtigkeit die eigentlichen Hauptterrassenschotter, beide nur stellenweise getrennt durch die jüngeren Tegelschichten. Nach allen Angaben aus der Literatur (Wunstorff und Fliegel, Steeger, Rein, Kehren und Stommel, Erläuterung der geologischen Blätter) sind nun diese beiden ältesten Terrassen zumindest kalkarm. Die ältesten Diluvialschotter werden meist beschrieben als grobe Sand- und Kiesaufschüttungen. Dubois (zit. n. Fliegel und Wunstorff 1910) hebt hervor „Gerölle von Milchquarz, grauer und rötlicher Quarzit, Grauwacke, Feuerstein und Lydit mit Geröllen von mehr als 10 cm Länge“. Fliegel fand am Wyler Berg fast nur wasserhelle milchige Quarze sowie andere Kieselgesteine. Für die eigentliche Hauptterrasse hebt er als besonders bezeichnend u. a. das „Fehlen von Kalksteingeröllen gegenüber den jüngeren Flußaufschüttungen“ hervor. — Im Industriegebiet von M.-Gladbach sind die ältesten Diluvialschotter vorwiegend weiches Quarzmaterial, diejenigen der Hauptterrasse „durch Mangan und Eisenabscheidung gefärbte kalkfreie Kiese und Sande“ (Kehren und Stommel 1929). Es ist danach nicht verwunderlich, daß das Grund- und Oberflächenwasser der Hauptterrasse kalk- und karbonatarm ist und wegen des Vorwiegens von groben Kiesen und Sanden auch arm an Chloriden und Sulfaten, daher durchweg von geringer Gesamthärte.

Als Kalkspender kommen hier vielleicht sogar ausschließlich die dünnen Deckbildungen in Frage, die infolge ihrer (wenn auch geringeren) Durchlässigkeit von den Niederschlägen durchsickert werden und damit dem Grundwasserstrom der Schotter geringe Kalkmengen zuführen. Zum Teil können diese Sickerwässer auch unmittelbar in kleinsten Gräben der Nette und Schwalm zugeführt

werden und dort eine geringe Härte verursachen. Diese Deckbildungen sind im Schwalm-Nette-Gebiet der Hauptterrasse vor allem Flugsande oder Schotterlehm (Steeger 1928, Wunstorff 1915). Das gilt auch für die obersten Schwalmgewässer, deren Einzugsgebiet nicht an die nördliche Lößgrenze heranreicht (Fig. 1), was für den Kalkgehalt der Hauptterrassengewässer entscheidend sein muß. — Nördlich von dieser Lößgrenze folgt nach Wunstorff (1915) in einem Streifen von 5—8 km Breite eine ausgesprochene Schotterlehmzone, also bis in den Bereich der obersten Schwalmbäche. Dieser Schotterlehm ist aber vollständig frei von kohlen-saurem Kalk (Wunstorff 1915) und daher die besonders niedrigen Karbonatwerte (1,2—1,9) der obersten Schwalm wieder verständlich. — Im Gebiet der Netze und wahrscheinlich auch der unteren Schwalm sind die Hauptterrasse-Schotter dagegen durchweg von Flugsanden bedeckt, die nach unten in sandige und sandstreifige Lehme übergehen (Steeger 1928). Vielleicht sind diese Lehme hier und dort kalkhaltig und bedingen die geringe Karbonathärte (1,8—4,5) der Netze-Seen und ihrer Zuflüsse.

b) Die Mittelterrasse sei als Übergangsbereich, das mit den untersuchten Gewässern kaum etwas zu tun hat, übergegangen. Sie unterscheidet sich nach geologischem Alter und Kalkgehalt auch längst nicht so von der Niederterrasse, wie diese beiden jüngeren Landschaftsformen zusammengenommen von der Hauptterrasse. Beispielsweise im Industriegebiet von M.-Gladbach zeigt die Niederterrasse „stark kalkhaltige graue Kiese und Sande mit alluvialer Deckschicht (Lehm, Torf, Raseneisenerz)“ (Kehren 1929). „Alle Aufschüttungen der Niederterrasse sind ursprünglich kalkhaltig<sup>1)</sup> nur oberflächlich sind sie bis zu geringer Tiefe entkalkt und verlehmt“ ... „Die Hauptmasse wird von Kies und damit wechselndem groben Sand gebildet; darüber legt sich eine im allgemeinen noch nicht 2 m mächtige Decke von feinerem Sand, lößähnlichem Mergelsand und Lehm“<sup>1)</sup> (Wunstorff und Fliegel 1910, S. 141). Also hier sind auch die Deckbildungen z. T. kalkhaltig. Die lehmigen Hochflutbildungen, welche die Grundlage für die mittelalterliche Besiedlung der Niederterrasse bildeten, finden sich besonders in der Nähe des Stromes, aber auch neben all den alluvialen Stromrinnen z. B. auf den Niederterrasseplatten, den Donken der frucht-

1) Von mir gesperrt.

baren Mörser Landschaft (Rosenberg 1952). — Zu berücksichtigen ist auch die Mächtigkeit der jungen Rheinaufschüttungen, die noch bei Krefeld (Königs 1908) mit 32 m und in den Tiefbohrungen der geologischen Karte Blatt Mörz mit 25—40 m angegeben wird.

Durch diese gewaltigen kalkhaltigen Schottermassen bewegt sich ein einheitlicher Grundwasserstrom in nordöstlicher Richtung zum Rhein hin. Er muß dabei Kalk aufnehmen und auch an Kendel und Mörse weitergeben. Stellenweise scheint nun aber das Wasser dieser beiden alluvialen Stromrinnen des Rheines nicht mit dem allgemeinen Grundwasserstrom in Zusammenhang zu stehen, denn z. B. die Sohle der Mörse liegt im Stadtgraben zeitweise über dem Grundwasserstrom. Doch hängt dies hier mit der größeren Nähe des Rheines zusammen, der bei Niedrigwasser den Grundwasserspiegel bis zu mehreren Kilometern landeinwärts absenkt. Die Kendelsohle liegt aber immer in ungefähr gleicher Höhe mit dem Grundwasserspiegel, eher noch tiefer. Es ist auch undenkbar, daß die Kendel, die sogar in der Trockenzeit des Juni-Juli 1937 mehr als 1000 ltr/min in unsere Stationskühle brachte, diese verhältnismäßig großen Wassermengen nur aus dem schmalen Streifen der alluvialen Stromrinne bezieht, die 8 km aufwärts noch fast eine Trockenrinne darstellt. Zumindest die Kendel muß daher von dem großen unterirdischen Strom in der Niederterrasse gespeist werden. Wahrscheinlich gilt dies auch für die obere, bei einigermaßen hohem Grundwasserstand auch für die ganze Mörse. Bis hierhin sind also die großen Gegensätze in der Härte des Oberflächen- bzw. Grundwassers in Haupt- und Niederterrasse geologisch verständlich.

Das Einzugsgebiet der Erft liegt nun zum großen Teil auch in der an sich kalkfreien Hauptterrassenlandschaft; hier wurden aber überall von Neuß bis zum Rand der Eifel an 9 Stationen (davon nur die drei untersten in Fig. 1) sehr hohe Karbonat- und Gesamthärten gefunden, auch in den Bächen des oberen Einzugsgebietes. Diese reichen mit ihrem Quellgebiet bis in die Triasbucht von Mechernich, also in Schichten von Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper. So fließt z. B. der Rothbach (Härte 16,4) auf der Strecke Eicks — Geisberg abwechselnd durch Zonen von Trochitenkalk und oberstem Muschelkalk (Karte von Blankenhorn 1885) und von den Hängen fließt ihm sicherlich auch Grundwasser aus diesen Schichten zu. In der Sötenicher Mulde, in der z. B. auch der besonders kalkreiche Vey-Bach fließt (Härte 24), ist

nach Semmler (1930) wichtigster wasserführender Horizont mitteldevonischer Dolomit. Der hohe Kalkgehalt dieser Bäche kann also nicht verwundern.

Nun ist es aber zumindest sehr fraglich, ob diese Bäche, die namentlich im Quellgebiet noch sehr klein sind, für die Wasserführung der Erft allein maßgebend sind. Vielmehr ist anzunehmen, daß auch auf der weiten Strecke durch die niederrheinische kalkarme Hauptterrasse noch sehr viel Wasser aus zahlreichen kleinen Bächen zufließt, daß ferner aus diesem Gebiet auch noch sehr viel Grundwasser aufgenommen wird. Dann wäre die hohe Härte der unteren 5 Erftstationen aber unverständlich. Hier muß die gerade an den Hängen oft viele Meter mächtige lückenlose Deckschicht des niederrheinischen Lößes eine große Rolle spielen: während Schwalm und Nette nicht an die Nordgrenze dieser Lößlandschaft heranreichen (s. Fig. 1), ist der größte Teil der Erft mit zahlreichen Seitenbächen darin eingebettet. Der Löß ist ja geologisch noch sehr jung, wahrscheinlich erst vor Bildung der Niederterrasse, auf der er fehlt, angeweht worden, muß also verhältnismäßig wenig ausgewaschen sein und ist daher noch sehr kalkhaltig, wenigstens in den unteren Lagen. Die Niederschläge müßten durch den infolge seiner „Röhrchenstruktur“ durchlässigen Löß hindurchsickern und dabei Kalk aufnehmen. Dieses nun kalkreiche Grundwasser fließt infolge der stark geneigten tertiären Sohle zum Erfttal ab. Zum Teil werden auch die in den Löß eingeschnittenen Bäche kalkreiches Wasser unmittelbar zuführen. — Sogar in der kleinen Lößinsel bei Rheindahlen (rechts vom obersten Schwalmgebiet in Fig. 1) finden sich schon höhere Härtewerte des Grundwassers. Darüber berichten auch Kehren und Stommel (1929): während das in den Gräben einer moorigen Oberschicht sich sammelnde Wasser eine Gesamthärte von nur 2,4 und eine Karbonathärte von 1,1 zeigte, stiegen die Werte des in 8 m Tiefe erreichten Grundwassers unter der Lößschicht sehr stark an, nämlich auf 8,9 Gesamthärte und 6,1 Karbonathärte.

Zusammengefaßt ist bei künftigen regionallimnologischen Untersuchungen im linken Niederrheingebiet also ganz besonders zu achten auf seine drei wichtigsten geologischen Landschaftsformen, auf Vergleiche zwischen den Gewässern der Hauptterrasse, der (Mittel-)Niederterrasse und des Lößgebietes.

#### 4. Ist der geologisch-hydrologische Vergleich auch für eine produktionsbiologische Gewässereinteilung brauchbar?

Wenn wir uns jetzt aber fragen, ob diese Unterschiede im Kalkgehalt auch so groß sind, daß sie Bedeutung haben für Fischerei, Plankton, Muscheln, Wasserpflanzen usw. oder irgendwie für eine produktionsbiologische Einteilung in verschiedene Teichtypen, dann gerät man in Schwierigkeiten. Z. B. kann man selbstverständlich die starken Wasserblüten, bzw. Vegetationsfärbungen der Nette-Seen nicht auf deren im Vergleich zur Kendel geringeren Kalkgehalt zurückführen; die Netteseen und z. T. auch die Schwalmseen sind limnologisch überhaupt nicht kalkarm. Nach der Kalksystematik Ohle's (1937), die sich allerdings an norddeutschen Seen orientiert, beginnt Armut an Hydrokarbonat-Ionen erst bei einer Alkalinität von 0,5, bzw. einer Karbonathärte von 1,4, in Calcium umgerechnet ist das ein Gehalt von weniger als 10 ltr/mg. Unter dieser Grenze, also im Gebiet eigentlicher Kalkarmut, lagen nur die in den oberen Schwalmgewässern, z. B. bei „Liplaken“ und Tüschbroicher Mühle gefundenen Werte (vgl. Fig. 1, oberhalb Wegberg, Wg).

Der Alkalinitätswert 0,5, also die Karbonathärte von 1,4, ist auch in der Fischerei der kritische Punkt. Erst unterhalb dieser Grenze sind Fischsterben zu befürchten, weil bei solch niedrigen Karbonatwerten das pH zu tief sinken kann; aber erst bei pH 5 gehen die Karpfen ein, viele andere Fische vertragen noch mehr (Schiemens 1937) und selbst „Liplaken“ wie Tüschbroicher Mülteich hatten sogar im März noch ein pH von 6,2. Diese fischereilichen Beurteilungen zeigen aber schon, daß die Bedeutung des Kalkgehaltes vor allem in der mehr oder weniger guten Pufferung und Neutralisierung des Wassers liegt. Jede künstliche oder natürliche Erhöhung des Kalkgehaltes ist verbunden mit einer Verminderung der Wasserstoffjonzahl und dafür kann es schon nicht mehr gleichgültig sein, ob die Schwalmseen mit einem Wasser von der Karbonathärte  $\pm 3$ , die Teiche der Kendel dagegen mit einem solchen von der Karbonathärte  $\pm 10$  dauernd durchspült werden. Tatsächlich findet man in der Kendel (außer im obersten Zuflußgebiet) überall und immer, selbst in den Wintermonaten pH-Werte von mindestens 7,2 und mehr, in der Schwalm da-

gegen schwankten sie noch im März zwischen 6,2 und 6,9 (vgl. die grünen Zahlen in Fig. 1). Die wenigen höheren Werte des Netzegebietes, z. B. des Windmühlenbruches, sind auf künstliche alkalische (Färberei-) Abwässer von Lobberich (pH 8,5), diejenigen des Hinsbecker Bruchs auf eine geringe Algenbildung zurückzuführen, die das pH um so leichter erhöhen kann, je niedriger die Alkalinität ist (Schäperclaus 1926). Geringe Vegetationsfärbung kann daher in den Schwalmteichen das pH leicht auf 7 und mehr treiben (3. 8. 1958). Für die Fischerei sind solche Unterschiede von 6,2 bis 7,4, wie sie sich zwischen Schwalm und Kendel im Winter zeigen, zwar noch ungefährlich, es ist allerdings noch nicht ausgemacht, wie stark das pH in der oberen Schwalm im Lauf des Jahres und des Tages schwanken kann, auch dies wieder wegen der geringeren Pufferung dieser karbonatärmsten Teiche. Hier mag eine Fischerei daher zeitweise auch schon aus Gründen der Kalkarmut schlechter gestellt sein.

Sind Unterschiede in der Muschel-Schneckenfauna zwischen Kendel und Schwalm zu erwarten? Frömmig (1958) hat kürzlich die Muschelfunde verschiedenster Forscher für Gewässer von verschiedenen pH-Werten in einer Tabelle zusammengestellt und schreibt, daß Muscheln bei allen pH-Werten von mehr als 5 leben können. Aber die Tabelle legt den Schluß doch sehr nahe, daß das nicht viele Arten sind. Nur *Segmentina nitida* wurde z. B. bei pH 5 gefunden. Die ganze Frage müßte vielmehr produktionsbiologisch nach den Mengen der Muscheln und Schnecken behandelt werden, wie es von Brandt (1956) angefangen hat; denn auch die Kalkfrage wird heute mehr und mehr eine produktionsbiologische deshalb, weil der Kalk über die Aufnahme wichtiger Nährstoffe ( $PO_4$ ,  $NH_4!$ ) beim Pflanzenwachstum entscheiden kann. Man kann nun die Tabelle Frömmigs auch schon nach der quantitativen Seite hin betrachten und findet dann, daß bei pH-Werten 7—8 die Fundorte einer ganzen Anzahl von Arten tatsächlich viel häufiger waren als in dem sauren Bereich von etwa 6—7, einfach deshalb, weil die einzelnen Arten in dem alkalischen Bereich in größerer Menge vorkommen. Hierbei nehme ich an, daß die Schneckenforscher hauptsächlich in diesem pH-Bereich zwischen 6—8 gesammelt haben. Der saure Bereich von 6—7 ist nun ursprünglich (bei Fehlen der Grünfärbungen) derjenige der Schwalm, der alkalische von 7—8 derjenige der Kendel und Mörse. Danach wären also die terrassenbedingten Kalk- und pH-



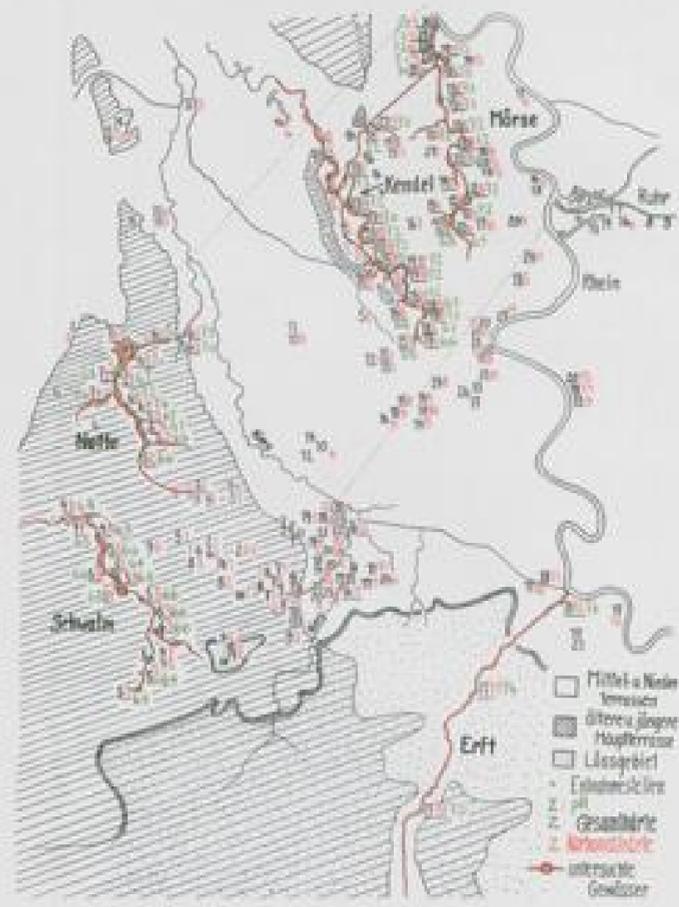


Fig. 1. Kartographische Gesamtlinie und jll in den Gebieten der vorüberwiegend geologischen Landschaften des Mittelrheins. (Weiß aus dem 1:100 000 Karte im geologischen Maßstab, Netze, Kendel und Mörse verzeichnet, außer der jll-Zählung, alle übrigen Werte basieren auf den geologischen Karten.)

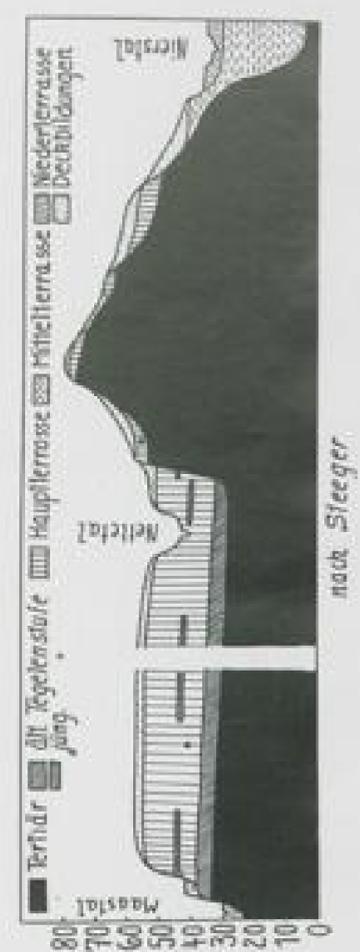


Fig. 2. Nach Steeger: Querschnitt durch die Moseltal mit den Terrassen. (Nach dem Moseltal-Atlas von Steeger, 1954, S. 100.)



Fig. 3. NO<sub>3</sub>-N und PO<sub>4</sub>-P-Verteilung in den Moseltalgebieten an 19 Stellen. (Multiplikation mit 10 ergibt mg/l.)



Fig. 4. Nitrat-, Eisen- und Chloridverteilung in Kendel, Mörse, Schwalm und Netze.

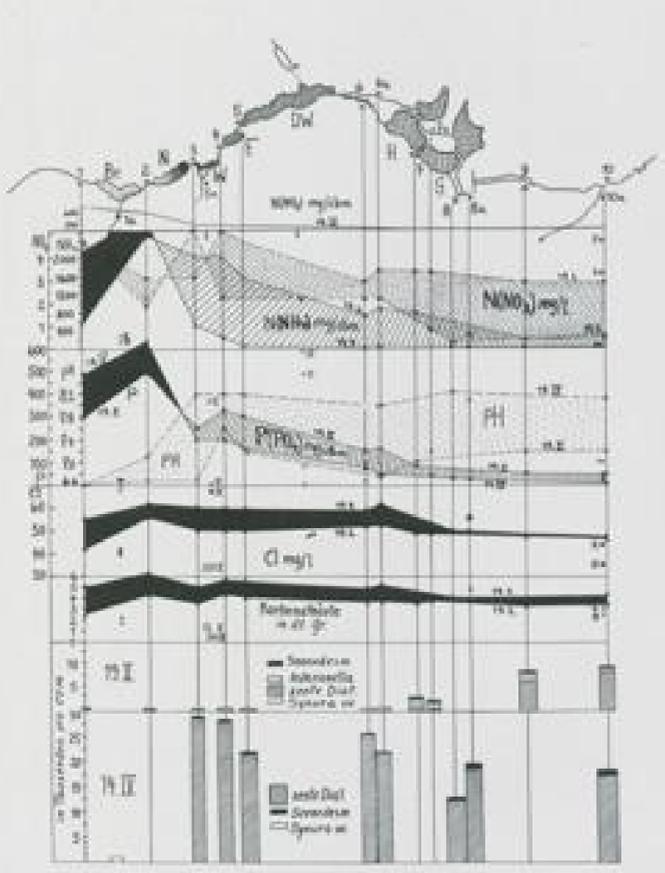


Fig. 5. Verteilung der chemischen Faktoren und des Phytoplanktons am 19. Februar und 14. April 1958 im Verlauf der Strecke der Moseltal.

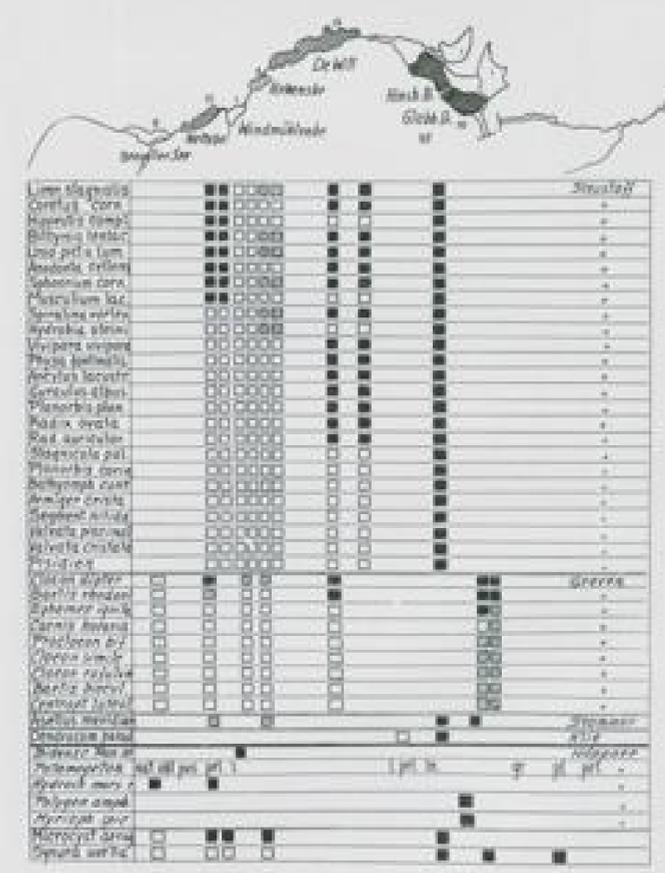


Fig. 6. Zusammensetzung der Verteilung von Nitratstickstoff, Gesamteisen und Chlorid am 19. Februar 1958 und 14. April 1958.





Unterschiede möglicherweise sehr wohl von Bedeutung für die quantitative Verteilung der Muscheln und Schnecken, wenn nicht Phosphat-Ammoniak- und Nitrateinschwemmungen teilweise dies ursprüngliche Bild stören würden (s. weiter unten).

Besonders starke Korrosionen an Muschelschalen (*Unio tumidus*, *Anodonta piscinalis* u. a.) fand Steusloff (1926) bei der Leuther Mühle (Fig. 5) und er führt sie auf das kalkärmere (und daher an freier Kohlensäure meist reichere) Wasser der Nette zurück. Danach wäre hier also wenigstens eine biologische Wirkung der geologisch bedingten Härteunterschiede zwischen den Wässern der Haupt- und Niederterrasse festgestellt: „Während in tonigem und kalkigem Schlamm Muschelschalen wohl erhalten bleiben und noch nach Jahrtausenden in festgewordenem Gestein über die Geschichte eines Gebietes berichten können, verschwinden im ganzen Nettegebiet all diese Tierreste in kürzester Zeit“ (Steusloff 1926).

Es müßten aber noch viel mehr quantitative Unterlagen für die verschiedenen biologischen Gruppen geschaffen werden, und man fragt sich, wo überhaupt noch Möglichkeiten einer produktionsbiologischen Wirkung der Härteunterschiede zwischen 3 und 10 Grad (Schwalm gegen Kendel) bestehen. Selbst die durchschnittlichen Werte der (unteren) Schwalm bewegen sich nach der Plöner Kalksystematik schon viel näher denen der kalkreichen Gewässer. Sie liegen etwa bei 20 mg/ltr Calcium, und 26 mg rechnet man schon zum Kalkreichtum. Es ist fraglich, ob diese Kalkkonzentration von 20 mg/ltr noch andere unmittelbare biologische Wirkungen hat als diejenige der kalkreichen Gewässer von 26 mg/ltr aufwärts. Wir müssen deshalb nach den mittelbaren Wirkungen suchen.

Alle niederschlesischen Teiche mit ihren sämtlichen untersuchten Zuflüssen waren kalkreich (vgl. Ohle 1935). Auch in den fischereilich wertlosen Teichen fand man massenhaft dickschalige Schnecken, z. B. *Limnaea stagnalis*, und trotzdem erwies sich außerdem eine Kalkung der Teiche als notwendige Voraussetzung für jede andere Düngerwirkung. Ein pH von 7, wie wir es in der Kendel immer finden, in der Schwalm aber nicht, war erforderlich. Man ist vor allem durch Arbeiten von Breest, Lantzsch und Ohle mehr als früher zu der Erkenntnis gekommen, daß der Schlamm das eigentliche Laboratorium des Teiches darstellt, und zwar sind vor allem die dicht über dem Grund im

sogenannten bodennahen Wasser schwebenden feinsten Schlammteilchen einer ausgefaulten Gytia von besonderer Bedeutung. Reichlich vorhanden sind auch organische Kolloide, hier finden die wichtigsten bakteriellen Umsetzungen statt, und hier lassen sich deshalb die größten Mengen von Endprodukten des bakteriellen Stoffwechsels wie Ammoniak und Phosphate nachweisen. — Für diese bakteriellen Umsetzungen in eine Pflanzen- und Algen zugängliche Form der Nährstoffe ist eine wenigstens nahezu neutrale Reaktion des Schlammes die günstigste. Das gilt auch für verschiedenste andere Umsetzungen, z. B. Nitrifikation, Stickstoffaufnahme aus der Luft u. a. Es ist also nicht verwunderlich, daß eine solche wenigstens ungefähr neutrale Reaktion des Schlammes heute in der Teichwirtschaft gefordert wird (Ohle 1935). Sie war aber selbst in den von Natur kalkreichen schlesischen Teichen in den Sedimenten längst nicht immer vorhanden (Tab. 4, bei Ohle 1935). Sie wird am ehesten erreicht durch gründliche Kalkung: Höchstwahrscheinlich haben nun deshalb die Sedimente der Schwalmseen auch im Sommer niedrigere pH-Werte als der Schlamm von Kendel und Mörse. Es sind hier noch größere pH-Differenzen zu erwarten wie die schon im algenfreien Wasser festgestellten und zwar auch wieder als Folge des verschiedenen natürlichen Kalk- bzw. Karbonatgehaltes der Zuflüsse.

Die produktionsbiologische Bedeutung von Kalkgehaltsdifferenzen auch oberhalb der Grenze 26 mg/ltr Calcium- bzw. Karbonathärte 1,4 liegt außerdem auf dem Gebiet der Adsorptionserscheinungen (Ohle 1935, 1937). Hier ist auch die Erklärung für die Ertragsteigerungen bei Kalkung an sich doch schon kalkreicher Gewässer zu suchen, und hier ist die Verkettung der Faktoren: Kalkung — neutrale Reaktion des Schlammes besonders wirksam:

Die für das Algenwachstum notwendigen und oft reichlich vorhandenen Ionen  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$  u. a. können dadurch dem Pflanzen- und Algenwachstum vollständig unzugänglich gemacht werden, daß sie an organische und anorganische Kolloide (Gessner 1934) absorptiv gebunden werden. Die  $\text{NH}_4$ - und  $\text{PO}_4$ -Ionen vereinigen sich mit den großen organischen Molekülen und Molekülverbänden zu großen Mizellen und gehen dann nicht mehr durch die halb durchlässige Membran der Algen- und Pflanzen-Zellen hindurch. Man spricht dann von physiologischer Phosphorarmut der Gewässer (Gessner (1934)). Hier liegt nun die große Bedeu-

tung des Kalkes, daß er die Adsorptionskraft der organischen Kolloide des Schlammes absättigen kann und daß er damit bei der von ihm bewirkten neutralen Reaktion des Schlammes die Phosphatjonen 100 %ig aus ihren „Adsorptionshüllen befreien“ (Ohle 1935 b) und somit der Vegetation wieder zugänglich machen kann (Ohle 1937), also auch hier wieder die Bedeutung der neutralen Reaktion des Schlammes.

Wir müssen zumindest versuchen, darüber klarzuwerden, ob diese Adsorptionsvorgänge auch für unsere niederrheinischen Gewässer von Bedeutung sind, denn an sich ist die Gefahr der allzu intensiven Adsorptionen besonders groß in flachen Gewässern; hier können die feinsten, adsorptionskräftigsten organischen Partikelchen und die Kolloide der Schlammzone durch jede Windbewegung, die Kolloide auch schon durch nächtliche Konvektionsströmung in die Nährlösung des freien Wassers hinaufgetragen werden. Außerdem ist hier das Verhältnis von Schlammoberfläche zu Wassermenge ohnehin viel größer als im tiefen See.

Bei einem Vergleich mit niederschlesischen Verhältnissen kommt man aber zu einem fast negativen Ergebnis. Hier fand ich bei laufenden Bestimmungen in 26 verschiedensten Teichen eine sehr große Phosphatabnahme von  $\pm 800$  auf  $\pm 50$  mg/cbm P zur Zeit des noch algenfreien klarsten Wassers im April und Mai (vgl. Tafel 5, 8, 10, 11, 13, 16, 18, Weimann 1938). Sie setzte bald nach der Superphosphatdüngung ein und man kann sie am ehesten auf Adsorption an den zu dieser Zeit häufig aufgewirbelten Schlamm zurückführen. Wesentlich ist, daß nach der Bespannung und Düngung kein neues Phosphat aus den Bächen zufließen konnte. Dies ist in den unteren Schwalmteichen und in fast allen Nette-Gewässern völlig anders: Hier werden täglich und das ganze Jahr hindurch derartig große Mengen von Nährstoffjonen ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) über die Sedimente hinweggespült, daß diese trotz der relativen Kalkarmut wahrscheinlich längst abgesättigt sind. Verluste durch Adsorptionen an den Schlamm müssen hier überhaupt ausgeglichen werden, durch die allochthone Zufuhr. Anders kann es mit den eisenbedingten Fällungen oder Adsorptionen sein, die aber nicht mehr hierhergehören (s. S. 81).

In den kalkärmsten Gewässern oberhalb Wegberg (Tüschbroicher Mühle, Teiche des Mühlenbachs) können dagegen beide Prozesse eine größere Bedeutung haben, denn hier fließt nicht nur ein kalk- sondern auch ammoniak- und

phosphatarmes Wasser zu (Fig. 1 und 5). Trotzdem wird ein produktionsbiologischer Vergleich zwischen diesen Gewässern der Hauptterrasse und der kalkreichen Niederterrassen-Kendel auch wieder erschwert durch die fast entgegengesetzte Verteilung der Nitrate, die in Schwalm und Nette besonders reichlich zufließen.

### 5. Die durch Abwässer eutrophierten Zonen der linksniederrheinischen Gewässer.

Als bester Indikator für die Zonen der Eutrophierung durch Abwässer erwiesen sich Phosphat, Ammoniak und Nitrit, die als End- oder Zwischenprodukte des bakteriellen Zerfalls organischer Substanzen meist noch auf weite Strecken von Teich zu Teich verschleppt und oft noch einige Kilometer weit abwärts in großer Menge nachzuweisen sind, viel weiter als die Zonen der Sauerstoffverluste! In einigen besonders kennzeichnenden Fällen (Nette s. w. unten) kann dies außer mit dem Zerfall organischer Substanz auch mit dem an Nitrat oft sehr reichen niederrheinischen Grundwasser zusammenhängen, welches erst die Bäche speist und nun in die Abwasserwelle gerät, wo es rasch und stark denitrifiziert wird. Wohl schon deshalb findet die Zunahme an Ammoniak und Nitrit meist gleichzeitig statt. Die Regeneration des Nitrates aus diesem Ammoniak oder Nitrit wird häufig nur vorgetäuscht durch zufließendes neues Grundwasser. Es kann aber auch der Stickstoff als Ammoniak, Nitrit oder Nitrat vor oder gleich nach der Regeneration von dem pflanzlichen Plankton verbraucht werden, sodaß die Nitrate im Verlauf der biologischen Selbstreinigung gar nicht erst in ursprünglicher Menge wiedererscheinen müssen.

Zunächst seien die wichtigsten Verschmutzungs-, bzw. Eutrophierungs-Zonen am linken Niederrheingebiet besprochen, wobei allerdings der vom Niersverband betreute größte Abwasserkanal des Gebietes unberücksichtigt bleibt. Diese Zonen der Eutrophierung sind in Fig. 3 nach der Ammoniak- und Phosphat-Verteilung durch die rote Farbe von den unverschmutzten grünezeichneten Strecken sofort zu unterscheiden.

#### a) Der Landwehrkanal zwischen Flöth und Kendel.

Hierüber wurde schon in einer besonderen Arbeit berichtet, zumal auch über die produktionsbiologisch außerordentlich klar in Erscheinung getretenen Wirkungen dieses

Grabens auf die abwärts gelegenen Kühlen der Kendel (Weimann 1938). Es trat dort eine starke Grünfärbung auf, hervorgerufen durch *Chlamydomonas pomiformis*, die bis zu 120 000 Individuen im ccm enthalten konnte. Diese Grünfärbung war sehr deutlich nachzuweisen bis Blömersheim (Bl.), d. h. bis zum Kendelabschnitt 3 einschließlich. Ganz entsprechende Verteilungsbilder zeigte auch die chemische Frühjahrsuntersuchung. Während im Kendelabschnitt 2 (s. Fig. 3), also oberhalb der von der Landwehr durchflossenen Kuhle, die Phosphorwerte um 10 mg/cbm schwanken, steigen sie am Ausfluß derselben Kuhle auf 50 mg/cbm an. Und noch kurz vor Bloemersheim sind es am Ausfluß des Parsick 20 mg/cbm; ohne Zweifel ist dies eine Folge des phosphatreichen Wassers der Landwehr, die auch im trockenen Sommer 1937 noch 0,9 cbm mit  $\pm 150$  mg Phosphor pro Minute in die Kendelteiche brachte. Weiter abwärts (Kendel 4) gleichen sich die Werte wieder denen der von dem Graben unbeeinflussten oberen Niepkühlen (K 2) an.

Die gleiche Eutrophierungszone zumindest bis Bloemersheim, also über den Parsickeich hinaus, zeigt noch deutlicher die Ammoniakverteilung (vgl. Fig. 3). In diesem besonderen Fall der Landwehr lassen sich auch aus der Eisen- und annähernd sogar aus der Nitratverteilung Schlüsse ziehen auf die Einmischung des Landwehrwassers in die Kendel. Ungefähr die zehnfache Gesamteisenmenge floß durch den Landwehrgraben ein (verglichen mit dem Kendeleinfluß). In den beiden Teichen muß aber ein großer Teil als Hydroxyd ausgefallen und zu Boden gesunken sein, denn unterhalb des ersten durchflossenen Teiches sind es schon nur noch 15, unterhalb des Parsick nur noch 5 mg/10 Ltr. Der Wert 3 der mittleren Kendel (K 2) wird aber erst sehr viel weiter unten erreicht. All diese Unterschiede in der Verteilung sind am besten zu erkennen, wenn man die Farbreihe der 15—20 mit Reagenzien versetzten Wasserproben in den nebeneinanderstehenden Drallefläschchen vergleicht. — So konnte man auch die Nitratvermehrung durch den Landwehrezufluß an der Farbstärke noch deutlich erkennen, obwohl ich dafür keine genauen Werte einsetzen kann, weil die Standardreihe in diesem Fall zu grob eingeteilt war.

Wohl wird auf der Strecke des Landwehrgrabens zwischen Flöth und Kendel im Verlauf der biologischen Selbstreinigung viel Ammoniak zu Nitrat regeneriert, aber erstens

gleichet sich die Menge  $\text{NH}_4'$  des Grabens längst nicht derjenigen der Kuhle an, sodaß noch ungefähr das 20 fache von dem einfließt, was die Kendel 2 bringt, zweitens muß auch noch ein Nitratüberschuß aus dem Grundwasser hinzukommen, der nicht durch Oxydation von Ammoniak zu erklären ist (Fig. 3, Weimann 1958). So floß auch im Februar 1958 ungefähr das Doppelte bis Dreifache an Nitrat durch den Landwehrgraben zu. Aus diesem Grunde war die nitratbedingte Farbreaktion in allen Proben unterhalb der Kuhle intensiver als in den Teichen der Kendel 2.

Die Chloridwerte waren in diesem Fall kaum auszuwerten, weil sie sich in Landwehr und Kendel auch vor der Vermischung infolge Grundwasserzuflusses in die Landwehr schon zu sehr angleichen. Dasselbe gilt sonderbarerweise nach einer Untersuchung vom Juni 1958 auch für die Leitfähigkeit, also den Gesamtelektrolytgehalt.

Daß diese auf verschiedenste Weise festgestellte Eutrophierungszone durch Abwässer aus Hüls (H in Fig. 3) bedingt ist, konnte auch an Hand der von Dr. Schneider durchgeführten biologischen Untersuchung deutlich gezeigt werden (s. Weimann 1958, S. 267).

#### b) Der oberste Kendelabschnitt.

Auch die obersten 3—4 Kendelteiche zeigen eine deutliche, wenn auch schwächere Eutrophierung. Diese wird nicht durch Krefelder Abwässer hervorgerufen, die mit  $\pm 60\,000$  cbm täglich zum Rhein abfließen. Vielmehr muß sie aus den der Kendel dicht anliegenden Einzelsiedlungen stammen, und solche können in den obersten Kendelteichen deshalb einen deutlichen Anstieg der Ammoniak-, Phosphat- und Chlorid-Werte hervorrufen, weil hier die Wasserführung noch außerordentlich gering ist. Nach Messungen, die zwar im Sommer 1937 durchgeführt wurden, flossen vor dem Teich nur 7 ltr/min, beim dritten allerdings schon 400 ltr/min. Diese Menge ist im Vergleich zu den 2500 ltr/min, die damals in den Parsick einströmten, jedenfalls sehr gering. Infolgedessen wird der oberste Kendelabschnitt 1 mindestens 5 mal so leicht in seinem Chemismus verändert, als etwa in der Gegend des großen Parsick. Im Kendelabschnitt 2 fließt schon bedeutend mehr Wasser, und außerdem ist hier Teich an Teich perlschnurartig aneinandergereiht, sodaß nicht nur Verdünnung, sondern auch Verbrauch, Adsorption und andere Faktoren den Reinheitsgrad dieser mittleren Kendel-

Teiche und ihre relative Armut an Nährstoffen bedingen. Man vergleiche z. B. Kendel 2 und 4 einerseits mit Kendel 1 und 3, Neukirchener Kanal, unterer Schwalm und der ganzen Nette andererseits. Deshalb spielen auch kleinste Zuflüsse mit hohen Ammoniakwerten, wie beispielsweise der zweite Bach, der von links in die Kendel mündet, trotz seiner 1500 mg/cbm keine Rolle. Die Werte aus solchen kleinen Bächen mit geringster Wasserführung wurden deshalb überall in der Karte eingeklammert.

### c) Goorley und Fossa Eugeniana.

Der größte der untersuchten Verschmutzungsherde ist das Zechengebiet Lintfort (L. in Fig. 5), das seine Abwässer durch die Goorley dort in die Kendel führt, wo diese in die von den Spaniern angelegte Fossa Eugeniana übergeht. Nur ein kleiner Teil der Kendel fließt kurz vorher zur Niers und Maas ab, der größte aber durch die Fossa zum Rhein. Die Goorley brachte 7000 mg/cbm Ammoniakstickstoff, 520 mg/cbm Phosphor! Beide Werte fielen zum Rhein hin stark ab, auch schon vor Einmündung der Mörse; deshalb ist anzunehmen, daß (außer der Kendel selbst) eine starke Druckrohrleitung der Linksrheinischen Entwässerungsgenossenschaft, die in den mittleren Teil der Fossa viel Grundwasser einführt, verdünnend wirkt. Immerhin ist aber die Verschmutzung so stark, daß auch der ganze Altrhein bei Rheinberg ein dunkelgraues übelriechendes Abwasser führt, obwohl die Wasserführung durch Zusammenfluß von Kendel, Fossa, Druckrohrleitung und Mörse außerordentlich verstärkt wird. Trotzdem sind die Werte für  $\text{NH}_4$  und Chlorid auch im Altrhein noch so hoch wie sonst nirgendwo im ganzen Gebiet. — Nitrat ändert sich hier aber kaum (Fig. 4) und man kann deshalb annehmen, daß die Nitratreduktion und vielleicht auch die meisten anderen biologischen Vorgänge durch Giftstoffe unterdrückt sind. Der außerordentlich hohe Chloridgehalt deutet ja schon auf das Überwiegen nicht häuslicher Abwässer. Es handelt sich vor allem um Grubenabwässer aus dem „Sumpf“ der Schächte, die meist viel Chlorid enthalten. Man braucht aber nicht erst die Zechsteininformation, deren südliche Grenze allerdings gerade durch das Lintforter Zechengebiet geht, zur Erklärung heranzuziehen.

Besonders auffallend ist der hohe Chloridgehalt am Ausfluß von Jennekes Gatt (Fig. 4). Das deutet mit den hohen

Ammoniak- und Phosphatwerten auf periodische Zusammenhänge der Wasserführung mit der Fossa, die auch ohnehin gefolgt werden müssen: Sobald der Rhein Hochwasser führt, kann die Fossa schlecht abfließen und muß ihr  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{PO}_4^{3-}$ -reiches Wasser in Jennekes Gatt rückstauen. Die  $\text{Cl}^-$ -Werte wären gewiß noch höher gewesen, wenn nicht eine Schleuse diesen Rückstau z. T. verhindern würde; doch der Rhein wechselt seinen Wasserstand häufig innerhalb weniger Tage um viele Meter! Dieses Ansteigen macht sich sogar in den Brunnen von Rheinberg deutlich bemerkbar.

#### d) Neukirchener Kanal.

780 mg/cbm N ( $\text{NH}_4$ ) und 200 mg/cbm P ( $\text{PO}_4$ ) brachte der Neukirchener Kanal unterhalb Bettenkamper Meer in die Mörse. Das macht sich auch noch unterhalb des Stadtgrabens Mörs deutlich bemerkbar mit 390 mg/cbm N ( $\text{NH}_4$ ) und 90 mg/cbm P. Dann aber erreichen die  $\text{NH}_4$ -Werte wieder rasch die Größenordnung, in der sie sich auch oberhalb des Kanals (Bettenkamper- und Schwafheimer Meer) bewegen. Was die kleinen Seitenbäche zwischen Mörs und Rheinberg an sauberem Wasser bringen, ist ganz geringfügig. Es sind hier vielmehr die Pumpwerke der Linksrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft, die vor allem auf der Strecke zwischen Mörs und Repelner Meer reines Grundwasser in die Mörse führen und diese damit in einen sauberen Bach zurückverwandeln. Auf den Grundwasser-Spiegelplänen ist der Absenkungstrichter südöstlich vom Repeler Meer deutlich zu erkennen. Stellenweise wird auch die Wasserführung der Mörse von den Pumpwerken völlig verändert. Z. B. floß die Mörse bei Repelen rückwärts, um dann ihr Wasser wieder abwärts befördern zu lassen und zwar durch Druckrohrleitungen, die weit unterhalb des Repelener Meeres wieder in die Mörse münden. Von Repelen bis zum Einfluß in die Fossa bei Rheinberg ist die Mörse daher verhältnismäßig arm an Ammoniak und Phosphat. Geringe Mengen von  $\text{PO}_4^{3-}$  zeigte auch das gepumpte Wasser der Druckrohrleitung (30–40 mg/cbm P).

#### e) Die Schwalmgewässer.

Diese lassen sich nach ihren Ammoniak- und Phosphorwerten ebenfalls in scharf voneinander abweichende Gebiete gliedern, eine P- und  $\text{NH}_4^+$ -arme obere Schwalm von Tüschbroicher Mühle bis Wegberg und eine ammoniak- bzw. phos-

phatreichere untere Schwalm von Wegberg bis Brüggem (bis hierhin untersucht). Arm an diesen Nährstoffen waren vor allem auch der Mühlenbach und der Ausfluß des ehemaligen Liplakenteiches. Hier fand sich sogar der einzige Nullwert für  $\text{NH}_4'$ . — Unterhalb Wegberg führt die Schwalm zunächst dunkelgraues Abwasser, daher die hohen  $\text{NH}_4'$ - $\text{PO}_4'$ -Werte von Neumühle abwärts.

#### f) Die Nette-Teiche.

Viel klarer sind die Ammoniak- und Phosphatverhältnisse im Nettegebiet. Hier ist ohne weiteres der Einfluß des Dülkener Abwassers (DI in Fig. 3 u. 4) meist bis zum Hinsbecker Bruch zu erkennen (vgl. die rote Farbe und die hohen Ammoniak-Phosphatwerte in Fig. 5). Selbst in der unteren Nette bei Nettmühle waren diese Werte höher als z. B. in der Kendel 2 (50 mg/cbm P, 190 mg/cbm N ( $\text{NH}_4'$ )); sie gleichen sich hier allerdings schon denen des kleinen sauberen Baches an, der von Funkenend kommt (s. Fig. 5). Dagegen sind die trotz schwacher Diatomeenentfaltung hohen Februarwerte für  $\text{NH}_4'$  im Hinsbecker Bruch zweifellos auf die Abwassereinschwemmung aus Richtung Dülken zurückzuführen. Auch die Phosphor-Werte sind hier ja schon wesentlich höher als in der unteren Nette (150—180 gegen 50 mg/cbm P).

Es muß hier besonders betont werden, daß Hinsbecker- und Glabbacher Bruch in offener Verbindung mit der höher gelegten Nette stehen und zwar dicht unterhalb De-Witt-See: Das im Sommer sehr grüne Wasser der Nette stürzt in großer Menge zunächst in die kleinen naheliegenden Teiche (s. Fig. 5) und dann in ungefähr gleicher Menge und Farbe in Hinsbecker- und Glabbacher Bruch.

Die Abwässer von Kaldenkirchen, die in der Kälberweide geklärt werden und dort zwar sehr viel Ammoniak und Phosphat erzeugen, scheinen nur von Zeit zu Zeit in den De-Witt-See abgelassen zu werden. Die Kälberweide war oft gestaut, und es ist bisher keine größere Abwasserwelle unterhalb dieser Stelle in den Analysen-Reihen beobachtet worden.

Auch die Färberei-Abwässer von Lobberich verunreinigen heute die Nette-Seen nicht mehr wie früher, da die Industrie dort in den letzten 10 Jahren sehr stark zurückgegangen ist. Dementsprechend zeigten alle Nette-Untersuchungen dieses Jahres, daß die chemische Beschaffenheit des Wassers zwischen Ein- und Ausfluß des Windmühlenbruches keine große Änderung erfährt trotz der enormen  $\text{Cl}'$ -,  $\text{CO}_3'$ -,  $\text{NH}_4'$ -

$\text{NO}_3$ '- und Leitfähigkeitswerte des kleinen langsamfließenden Lobbericher Abwasserkanals. Die Werte waren z. B. am 50. 6. 1958 in der Reihenfolge Einfluß — Abwassergraben — Ausfluß folgende:

Chlorid . . . . .	63	—	107	—	63
Karbonathärte . . . . .	7,1	—	291	—	7,7
el. Widerstand in Ohm . . . . .	0,87	—	0,27	—	0,85
Nitratstickstoff . . . . .	0,7	—	12	—	0,7

Auch die rote Farbe des Abwassers war am Ausfluß des Windmühlenbruchs jedesmal kaum wiederzuerkennen.

Ähnliches muß von den Breyeller Abwässern gelten, die bisher bei keiner einzigen Untersuchung im Chemismus von Ferkenbruch oder De-Witt-See wiederzuerkennen waren.

Die größten Abwassermengen kommen dagegen aus Richtung Dülken (DI) und dementsprechend finden sich die höchsten Ammoniak-, Nitrit- und Phosphatwerte immer am Ausfluß des Breyeller Sees.

Die weiter oberhalb einfließende Dülkener Nette zeigte regelmäßig im Vergleich zum Ausfluß geringere Mengen Ammoniak und Phosphat, obwohl hier an einem hohen Prozentsatz des Abwasseranteils wegen Massenvorkommen von Abwasserpilzen nicht gezweifelt werden kann. Am Ausfluß des Sees nahm Ammoniak aber jedesmal gewaltig zu, Nitrat sehr stark ab, obwohl umgekehrt die zwar kleine Dycker Nette nur etwa 50 mg/cbm N ( $\text{NH}_4$ ') aber 7000 mg/cbm N ( $\text{NO}_3$ ') zufügt. Genaue Berechnungen anzustellen ist zwecklos, solange man nicht die Wasserführung und vor allem die Periodizität der Abwasserwellen beurteilen kann. Immerhin wurde am 19. Februar und 14. April die Abnahme an Nitrat- und Nitrit-Stickstoff durch die Zunahme an Ammoniak-Stickstoff ungefähr wieder ausgeglichen:

19. 2.	5580 mg/cbm ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ )-Stickstoff am Einfluß
	5500 mg/cbm ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ )-Stickstoff am Ausfluß
14. 4.	7600 mg/cbm ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$ )-Stickstoff am Einfluß
	6600 mg/cbm ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$ )-Stickstoff am Ausfluß

Man könnte deshalb vermuten, daß die Prozesse der biologischen Selbstreinigung vor allem in diesem ersten Klärbecken der Nette stattfinden und daher die Gesamtwerte an Ammoniak-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff ungefähr auf gleicher Höhe bleiben. Auch könnte die Phosphat-Zunahme so erklärt werden, daß in diesem Klärbecken die  $\text{PO}_4$ -Jonen

aus den organischen Substanzen stärker regeneriert werden als in dem fließenden Abschnitt der Dülkener Nette.

Daß aber am 30. Juni 1958 die Gesamtwerte des anorganischen Stickstoffs von 9500 auf 5200 abnahmen, kann sehr gut zurückgeführt werden auf die nun zum erstenmal im Breyeller See aufgetretene Massenfaltung von *Richteriella botryoides* und *Cryptomonas erosa*. Das Wasser war jetzt sehr stark grün gefärbt (mehr als 2000 *Richteriella*-Kolonien, mehr als 1500 *Cryptomonas*-Zellen im ccm), während die Dülkener Nette keine einzige Planktonform aufwies. Diese planktonbedingten Veränderungen im Chemismus wären danach besonders intensive Vorgänge.

Das Nitrat stieg am 30. Juni im weiteren Verlauf der Seen erst jenseits aller Teiche in Nettmühle zum erstenmal wieder an, dann aber auch gleich auf 7000 mg/cbm, nachdem der Bach aus Funkenend wieder 8400 mg/cbm zufügte. Auch danach wäre der größte Teil des im Februar noch überall reichlich vorhandenen Nitrates (vgl. obere Nitratkurve vom 19. Febr. in Fig. 5) im Plankton fixiert; denn auch schon am 14. 4. bei der ersten deutlichen Vegetationsfärbung verlief die Nitratkurve bereits wesentlich tiefer als am 19. 2. zur Zeit des klaren Wassers (vgl. Fig. 5 obere und untere Nitratkurve). — Eine bakterielle Regeneration des Nitrates ist auf der ganzen Strecke nicht zu erwarten, es sei denn unterhalb des Glabbacher Bruches, denn nach den Anschauungen von Minder (1920) und Maucha (1952) entfalten die Nitratbildner ihre Tätigkeit erst dann, wenn Ammoniak bis auf Spuren in Nitrit verwandelt ist. Selbst am 30. Juni waren aber sogar im Glabbacher Bruch immer noch mehr als 100 mg/cbm N ( $\text{NH}_4'$ ) vorhanden und diese Menge mag eine Nitrifikation wohl verhindern können.

Die schraffierten Zonen in Fig. 4 zeigen vor allem sehr deutlich die gewaltige Abnahme an Phosphat und Ammoniak, die zwischen dem 19. 2. und 14. 4. erfolgt ist, nachdem eine Massenfaltung zentrischer Diatomeen (s. unten in Fig. 5) schon längst eingesetzt hatte, während am 19. 2. nur die ersten Ansätze hierzu erkennbar waren in der unteren Nette. Die Abnahme von Phosphat ist auf der ganzen Seenkette ab Station 3 (Nettebruch) sehr groß, obwohl bis zu dieser Station viel größere Abwassermengen zufließen als am 19. 2. Die Zonen der Zunahme sind in den Kurven der Fig. 5 schwarz ausgefüllt,

Dieses stärkere Zufließen der Abwässer im April ist auch zu erkennen an der viel stärkeren Einschwemmung der Chloride und der  $\text{CO}_3$ -Ionen. Während diese beiden Abwasser-Indikatoren auf der ganzen Strecke zumindest keine Abnahme erfahren haben gegenüber dem 19. 2. (daher schwarz ausgefüllte Kurven bis zur Netzmühle) zeigen die Nährstoffe Phosphat, (Nitrat) und Ammoniak alle den Kurven-Umkehrpunkt von starker Zunahme (schwarz) zu starker Abnahme (schraffiert) ungefähr vor Station 3, d. h. im Nettebruch, in welchem der eigentliche Entfaltungsherd der zentrischen Diatomeen im April gewesen ist (vgl. die Planktensäulen vor und hinter Station 3). Von dieser Planktonentfaltung blieben aber die Cl-jonen unbeeinflusst, daher ist die stärkere Cl-Überflutung bis zu den Hinsbecker Teichen nachzuweisen. Der zuletzt doch noch stattfindende Ausgleich im Sinn eines allmählichen Sinkens der Chloridkurve kann erklärt werden durch zufließendes chlorärmeres Grundwasser.

Warum zeigt die Karbonathärte keine Abnahme, obwohl anzunehmen ist, daß starke biogene Entkalkung durch die Assimilationstätigkeit der zentrischen Diatomeen stattfindet? Es ist dies schon bei der oben erwähnten Massenentfaltung von *Chlamydomonas pomiformis* in unserer Stationskuhle aufgefallen: Die Alkalinitätswerte wurden nicht einmal verändert durch stärkste Grünfärbung mit mehr als 100 000 Zellen/ccm! Es ist anzunehmen, daß die feinsten ausfallenden Kristalle von  $\text{CaCO}_3$  in der dichten Massenentfaltung der Algen hängen bleiben und genau wie die Plankter selbst aus den Teichen förmlich ausgeschüttet und so auch durch den größten Teil der Nette von See zu See verschleppt werden. Auch die ausfallenden Karbonate werden bei der Alkalinitätsbestimmung mit erfaßt. Hinzukommt, daß der zu Boden sinkende Restkalk dort wieder aufgelöst und durch Konvektions- und Windströmung in die trophogenen Schichten übertragen werden kann. Daher sind nach Ohle (1937) in flachen Gewässern ganz allgemein höhere Alkalinitätswerte zu erwarten wie in tiefen Gewässern.

Die pH-Werte steigen zumal in den schwach gepufferten Nette-Seen außerordentlich an, sobald eine starke Algenentfaltung einsetzt, so schon am 19. 2. 1938 in den Hinsbecker Teichen (Fig. 5) ,am 14. 4. aber schon auf der ganzen Linie (Fig. 5, punktierte Fläche!) ab Station 3 (Nettebruch mit Entfaltungsherd der zentrischen Diatomeen) und am 30. 6. er-

staunlicherweise auch im Klärbecken des Breyeller See's! (Ausfluß 7,6 gegen 6,6 im Einfluß). *Richteriella* und *Cryptomonas* haben hier das pH also um eine ganze Einheit heraufgeschraubt.

### 6. Folgerungen.

Die im Vergleich zu den abwasserfreien Teilen der Kendel und Mörse außerordentlich starken Wasserblüten der Nette-Seen sind uns nun kein Rätsel mehr. Es hat sich bei der Untersuchung aber auch gezeigt, daß die noch so exakte chemische Analyse z. B. des Hinsbecker Bruches allein keinen Aufschluß geben würde, denn hier sind wenigstens im Sommer während der Planktonentfaltungen nicht viel mehr Phosphor, Ammoniak und Nitrit nachzuweisen als z. B. auch in der Kendel. Nur die Vergleichsserie, die keineswegs auf Dezimalen ausgerichtet zu sein braucht, führte zur Quelle des Phosphors und Stickstoffs im Nettegebiet. Hier sind diese Nährstoffe auch noch bei stärkster Algenentfaltung mit größten Methoden nachzuweisen, und daher liegt hier oben höchstwahrscheinlich auch der eigentliche Entfaltungsherd der Planktonmassen, welche am 30. Juni sogar vom Nettebruch in das Klärbecken des Breyeller Sees heraufgerückt war. Es ist noch festzustellen, ob diese Entfaltungsherde überhaupt außerdem noch einer großen Algenvermehrung bedürfen, um auch noch in den Hinsbecker Seen Wasserblüten und Vegetationsfärbungen zu erzeugen oder ob nicht die großen Algenmengen der oberen 2—4 Seen von Teich zu Teich bis hin nach Kriekenbeck nur verschleppt werden. Daß sie verschleppt und förmlich aus den Teichen ausgeschüttet werden, ließ sich hundertfach in den niederrheinischen Teichen durch Zählen feststellen und auch schon an der Vegetationsfarbe ohne Schwierigkeit immer wieder erkennen. Das gilt z. B. auch im Bereich der Kendel (s. Tafel 2 Weimann 1938). Für die Nette werden noch mehrere besonders aufschlußreiche Probenserien dieses Sommers genauer durchgezählt. Wenn aber die *Richteriella* des Breyeller Sees im De-Witt-See kaum noch gefunden wird, kann man umgekehrt schließen, daß sie in den oberen Teichen massenweise stirbt und zu Boden sinkt. Nach der Planktonverteilung vom 14. 4. und 30. 6. 1958 entfaltet sich *Scenedesmus quadricauda* dagegen vorwiegend im mittleren Netteabschnitt, doch kann es sich auch dabei wieder sehr wohl nur um eine hierhergetriebene Planktonwelle aus den oberen Seen handeln. Diese Fragen der Planktonverteilung in den

Netteseen sind im einzelnen wieder so schwer zu lösen, wie viele von den chemischen, weil die biologischen und chemischen Prozesse zumal in durchflossenen Teichen in verschiedenster Richtung sehr viel dynamischer verlaufen als im ruhigen und tiefen See.

Verständlich ist jetzt aber jedenfalls der bekannte Gegensatz zwischen Nette- und Kendelgewässer: Die Kuhlen der Kendel sind höchstens schwach eutroph, soweit sie nicht ebenfalls durch Abwässer streckenweise eutrophiert werden (s. Abschn. 5, a und b). Sie zeigen sehr oft klares Wasser, allenfalls tritt *Synura uvella*, *Uroglena volvox* und *Cryptomonas erosa-ovata* zeitweise vegetationsfärbend auf, sodaß das Wasser wenigstens über der Sichtscheibe bräunlichgelb erscheint (Gesamturteil nach Dauerbeobachtungen an zahlreichen Stellen im Jahre 1957). Dieses Fehlen der beinahe polytrophischen Kennzeichen, wie sie in den Nette-Seen oft so deutlich sind, ist verständlich, wenn man den Chemismus vergleicht: Die Phosphat-, Ammoniak- und auch die Nitratmengen (Nitrit fehlt fast ganz) sind in den genannten Kuhlen wesentlich geringer als in der Nette und unteren Schwalm (Fig. 5). Danach kommt der höhere Kalkgehalt in der Kendel gar nicht zur Auswirkung. Nach der Verteilung der Nährstoffe ( $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ) in Fig. 5 und 4 kommen wir überhaupt zu einer Gewässereinteilung am linken Niederrhein, die derjenigen nach dem Kalkgehalt völlig entgegengesetzt ist. Vergleiche nach den terrassenbedingten Härteunterschieden sind deshalb nur noch bedingt möglich. Für einen Vergleich von Nette und Kendel ist die Härte z. B. gar nicht mehr brauchbar, da die Abwässer in entgegengesetzter Richtung wirken und das meiste Plankton vor allem gerade dort produzieren, wo der geringere Kalkgehalt gefunden wurde.

Es wurde schon gesagt, daß für die terrassenbedingten produktionsbiologischen Wirkungen nur noch ein Vergleich zwischen den obersten Schwalmgewässern (Tüschbroicher Mühle, Teiche des Mühlenbaches) und der Kendel, bzw. Mörse möglich ist. Dabei muß aber wieder auf die entgegengesetzte Nitratverteilung geachtet werden. Sollten in den oberen Schwalmteichen trotz der geringen  $PO_4$  ( $NH_4$ )-Werte Vegetationsfärbungen auftreten, so wäre zu untersuchen, ob das Nitrat hierbei ausschlaggebend ist, denn der höhere Kalkgehalt der Kendel mag auch durch den relativ geringsten

Nitratgehalt in seiner Wirkung ausgeschaltet werden. Es kommt außerdem nicht auf die absolute Menge des Nitrates, sondern auf das Verhältnis N : P an (Wirkungsfaktor, Mitscherlich 1932). — Daß die im Winter um 1000 mg/cbm N liegenden Nitratwerte der mittleren Kendel ins Minimum gedrängt werden können, ist durchaus möglich, denn z. B. in einer Analysenreihe vom 27. 6. 1958 zeigte sich, daß die von der Landwehr eingeführten 2000 mg/cbm N ( $\text{NO}_3$ ) schon bis zum Ausfluß der Kuhle ungefähr um das 20 fache, auf  $\pm 100$  mg/cbm zurückgegangen waren (Proben mit und ohne Filtration durch 589<sup>a</sup>). Es war gerade eine starke Algenfaltung von *Oscillatoria limnetica* im Gange, und der Nitratverlust kann damit wieder am zwanglosesten in Zusammenhang gebracht werden, denn im Winter nahmen die Nitratwerte auf dieser Strecke eher zu (Fig. 4). Schon deshalb ist Nitratreduktion in dem übrigens sauerstoffreichen Wasser (mehr als 8 mg/ltr) nicht anzunehmen, es sei denn, daß das nitratreiche Landwehrwasser durch nächtliche Konvektionen in die tropholytischen Tiefenzonen des Teiches gerät.

Es wird also außerordentlich schwer sein, die terrassenbedingten Unterschiede im Kalkhaushalt noch in produktionsbiologischen Vergleichen wiederzuerkennen, um so aufschlußreicher müssen diejenigen Vergleiche sein, zu denen die Phosphat- und Ammoniakverteilung selbst auffordert: Auf den großen Gegensatz Nette—Kendel wurde schon hingewiesen. Noch besser sind Vergleiche innerhalb eines der Gewässer, weil die Faktoren sich hier nicht so überkreuzen, also z. B. zwischen den Teichen der mittleren und oberen Schwalm, die sich nur nach dem Ammoniak-Phosphatgehalt unterscheiden, kaum aber in der Nitrat- und fast gar nicht in der Kalkverteilung!

Besonders gute Vergleichsmöglichkeiten gibt uns der an unserer Station gelegene Kendel-Teich, der die Landwehr mit ihren großen Nitrat-, Phosphat-, Ammoniak- und Nitritmengen aufnimmt und daher außerordentlich scharfe Verteilungsbilder des Planktons erhält. — Sehr aufschlußreich müssen Gegenüberstellungen von einzelnen Abschnitten der Mörse sein, z. B. von Bettenkamper Meer und Stadtgraben Mörs, weil zwischen beiden der dem Landwehrgraben sehr ähnliche Neukirchener Kanal einfließt. Gegenüber diesem dauernden Zufluß anorganischer Nährstoffe kann der Badebetrieb im Bettenkamper Meer fast gar keine Bedeutung haben. Nach der Wasserführung zu urteilen, kann nur der

westliche Teil des Stadtgrabens eutrophiert werden. — Ein Teil der Nährstoffe ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ ) der Fossa gelangt zeitweise — bei Hochwasser des Rheines — in Jenneckes Gatt, was auch die Schleuse nicht ganz verhindern kann. Dieser Teich muß daher periodisch eutrophiert werden, zumal im Frühjahr: Ich habe im April 1951 dort eine starke Braunfärbung des Wassers gesehen, die durch Massenentfaltung zentrischer Diatomeen bedingt war. Besonders ein Vergleich zwischen Jenneckes Gatt und Strommörs müßte Aufschluß geben über die periodischen Wirkungen des verdünnten Wassers aus der Fossa. Im Altrhein hinter Rheinberg sind solche kaum zu erwarten, da der Wasserwechsel hier zu stark und die Konzentration der schädlichen Stoffe zu hoch bzw. der Sauerstoffgehalt zu gering ist. Selbst heterotrophe Vorgänge scheinen hier unterdrückt zu sein.

Eine Auswertung und Trennung der chemischen Faktoren, die in ihrer Gesamtheit in den beiden Fällen Nette und Landwehr klarer wie zu wünschen auf das pflanzliche Plankton fördernd wirken (120 000 *Chlamydomonas pomiformis*, Wasserblüten von *Anabaena* und *Microcystis*, Vegetationsfärbungen durch verschiedenste Arten von *Scenedesmus*, *Pediastrum* und *Richteriella*) ist im einzelnen außerordentlich schwer. So schön die  $\text{NH}_4$ - und  $\text{PO}_4$ -Kurven beispielsweise im Verlauf der Nette-Seen und der Kuhlen im Kendelabschnitt 3 an- und absteigen, so schwer ist es, zu erkennen, wie weit biologische Faktoren — insbesondere der Verbrauch der Nährstoffe durch das pflanzliche Plankton — hierbei eine Rolle spielen. Vor allem ist an die Adsorptionen, an Fällungen von Ferriphosphat und an das Grundwasser zu denken.

a) Die Adsorptionen an den Schlamm werden in den Nette-Seen wahrscheinlich ganz unbedeutend sein, vor allem deshalb, weil Tag für Tag und Jahr für Jahr eine ungeheure Menge von  $\text{PO}_4$ - und  $\text{NH}_4$ -jonen den Schlamm überspült. Auch der neue Schlamm der letzten Vegetationsperiode hatte im Winter Zeit, abgesättigt zu werden: Die tägliche Zufuhr an  $\text{PO}_4$ -jonen z. B. entspricht in den oberen Nette-Seen etwa der einmaligen künstlichen Zufuhr durch Superphosphat in den niederschlesischen Teichen. Auch hier kommt es dann zu Konzentrationen von  $\pm 800$ — $1000$  mg/cbm P. Die erste große Abnahme auf  $\pm 50$  mg/cbm im klaren algenfreien Wasser dauert hier etwa 3—5 Wochen, wobei aber zu berücksichtigen ist, daß die Teiche keine neue Zufuhr erhalten, denn sie werden einmal bespannt und er-

halten nach der Düngung überhaupt kaum noch Wasser, erst recht keine Phosphate. Ferner werden diese Teiche im Winter trocken gelegt und die Adsorptionskraft des Schlammes dadurch sicherlich regeneriert. Dies alles läßt vermuten, daß der Schlamm der meisten niederrhein. Teiche dagegen überhaupt längst abgesättigt ist, vor allem durch die stündliche Zufuhr. — Der Schlamm scheint sogar in solchen Teichen abgesättigt zu sein, denen verhältnismäßig wenig Phosphate zufließen: Bei einer dreimaligen Auswaschung feinsten Niepkühlengyttja mit aqua dest. nahm der  $PO_4$ -gehalt des durch 589<sup>3</sup> filtrierten Waschwassers überhaupt nicht ab, trotzdem der Schlamm jedesmal mit der fünffachen Menge aqua dest. übergossen und durchgeschüttelt wurde (1. Wert 80, 2. Wert 190, 3. Wert 170 mg/cbm P). Also allein durch Schütteln lassen sich ungeahnte Mengen von  $PO_4$  aus dem Schlamm immer wieder herausholen. Trotzdem scheint, daß die stündliche allochthone Zufuhr größer ist als die vertikale aus dem Schlamm, da die Vollzirkulationen längst nicht täglich erfolgen (vgl. Weimann 1935), zumal nicht in den Niepkühlen, die ähnlich dem Poppelsdorfer Teich schmale windgeschützte, größtenteils auch mit Nymphaeablättern dicht bedeckte Rinnen darstellen. Bedeutend geringer waren die  $PO_4$ -mengen, die aus dem nur  $\pm 50$  cm tief liegenden Schlamm der Equisetum-Insel ausgeschüttelt werden konnten (1. Wert 4, 2. Wert 15, 3. Wert 15). Hier müssen die viel häufiger stattfindenden Zirkulations- und Konvektionsströmungen weit mehr Phosphat aus dem Schlamm herausholen.

b) Wenn aber neben dem Phosphat des Abwassers durch die Bäche und das Grundwasser dauernd Eisen zugeführt wird, so kann ein Teil des Phosphates auch immer wieder als Ferriphosphat niedergeschlagen oder an ausfallendes Eisenhydroxyd adsorbiert werden (Einseler 1936, 1938). Ob dagegen Konvektions- und Windströmungen der Abwasserwelle Phosphat entziehen auf dem Wege über die Eisenfällungen, erscheint sehr fraglich, denn mit dem emporsteigenden Tiefenwasser wird sicher so viel Phosphat aus der Tiefe dem freien Teichwasser zugeführt, daß die Abwasserwelle verschont bleibt von den Wirkungen dieser Hydroxyd- und Phosphatfällungen.

c) Das einfließende Grundwasser selbst, das nach den untersuchten Seitenbächen der Nette (Stat. 1 a und 10 a in Fig. 5) sehr arm an  $PO_4$  und  $NH_4$  ist, kann viel eher zu dem starken Abfall auch der Februarkurven beigetragen haben (Fig. 5). Die Nette ist ähnlich wie die Kendel

nichts anderes als ein offenes fließendes Grundwasser, das nach abwärts immer mehr verstärkt wird, und damit ist eine Verdünnung der Nährstoffe des Abwassers von vornherein gegeben. Anders läßt sich auch der deutliche Abfall der pflanzlich unverwertbaren Chloride besonders im Gebiet der Hinsbecker Teiche nicht verstehen. Die große Menge der Chloride des Breyeller Sees müßte sonst auf dem ganzen Wege die gleiche bleiben. Daß diese Abnahme aber viel geringer ist als diejenige der Phosphate und des Ammoniaks (auch im Februar) liegt außer an der Unverwertbarkeit der Chloride auch schon daran, daß — wie die kleinen unverschmutzten Bäche zeigen — das Grundwasser selbst etwas chloridhaltig ist.

d) Trotz all dieser Möglichkeiten muß das pflanzliche Plankton ganz besonders an dem starken Abfall der Kurven beteiligt sein. Dies geht daraus hervor, daß die Nährstoffkurven zur Zeit der ersten Frühjahrseinfaltung einen völlig anderen Verlauf zeigen wie in den Wintermonaten. Das Zufließen des Grundwassers und die Adsorptionskraft des Schlammes können sich in den dazwischenliegenden 2 Monaten kaum so grundsätzlich geändert haben. Vor allem der Umkehrpunkt der beiden Vergleichskurven vom Februar und April vor dem ersten grünen Teich (Station 5) zeigt, daß trotz größerer Abwasserwelle die Algenentfaltungen am stärksten auf die Nährstoffe  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  einwirken. Allerdings kann man hier wieder sowohl an Verbrauch als auch an Adsorption durch die großen Oberflächen einer diffusen Vegetationsfärbung denken. Die durch 589<sup>3</sup> (Blauband) filtrierte Proben der Serien vom 30. 6. und 1. 8. 1958 zeigten um  $\pm 10\%$  geringere Phosphorwerte als die nichtfiltrierte Wasserproben. Dies steht wohl im Zusammenhang mit der starken Vegetationsfärbung.

## 7. Über die Verteilung der Muscheln, Schnecken, Ephemeriden u. a. Tiergruppen sowie einiger Wasserpflanzen in der Kette der Nette-Teiche.

(Zusammenstellung früherer Untersuchungen.)

Die eigentlichen Giftwirkungen des Abwassers würden am besten aus genauen Verteilungsbildern der biologischen Abwasserindikatoren zu erkennen sein. Das pflanzliche

Plankton ist hierzu aber nach den bisherigen Beobachtungen denkbar ungeeignet, denn vor allem werden auch die unempfindlichen Formen aus den verschmutzten oberen Seen häufig weit abwärts verschleppt, auch war außer *Synura uvella* bisher keine Form festzustellen, die in den oberen Seen einwandfrei fehlt. Auf die Möglichkeit von Planktonwellen, die sich nicht nur zeitlich sondern auch örtlich verschieben, wurde schon hingewiesen.

Viel besser sind die höheren Pflanzen, Muscheln und solche Tierarten auszuwerten, die sich nicht von jeder Strömung fortreißen lassen. Deshalb habe ich in Fig. 6 einmal alles zusammengestellt, was ich an systematischen Untersuchungen des Nettegebietes aus früheren Jahren fand (Steusloff 1928 briefl., Greven 1955, Höppner 1927, Stammer 1952, Klie 1950). Allerdings hatte zur Zeit der Untersuchungen von Steusloff (1928) und Höppner (1927) die Lobbericher Industrie sicher noch ganz andere Wirkungen erzeugt wie heute. So war damals das Windmühlenbruch von Muscheln ganz unbesiedelt. Heute ist der Breyeller See das am meisten verunreinigte Abwasserbecken, in dem selbst *Cloeon dipterum* fehlt (Greven 1955) wahrscheinlich auch die meisten Muscheln und Schnecken. Vielleicht macht *Sphaerium corneum* eine Ausnahme, da diese Form sich im Hamburger Hafen als besonders abwasserfest erwiesen hat (Thiel 1950). — Eine ganze Anzahl von Schnecken und Muscheln fand Steusloff aber schon im Nettebruch! (*Limnaea stagnalis*, *Unio pictorum*, *U. tumidus*, *Anodonta cellensis*, *Sphaerium corneum*, u. a. s. Fig. 6). Weiter abwärts treten immer mehr Arten auf. „Am stärksten leidet die Bodenfauna: *Valvata* und *Pisidien*-Association“ (Steusloff briefl., gemeint ist das Abwasser), während z. B. *Vivipara*, *Physa*- und *Ancylus*-arten wenigstens schon im De-Witt-See auftreten. — Die ganze Zusammenstellung zeigt jedenfalls, daß in den Hinsbecker Teichen, also am Ende der abwasserdurchflossenen Seenkette sämtliche angeführten Arten gefunden wurden, während netteaufwärts mehr und mehr Formen ausfallen, bis schließlich nur noch *Cloeon dipterum*, *Asellus aquaticus* und einige Muscheln übrig bleiben. Auch diese fehlen im Windmühlenbruch und höchstwahrscheinlich (auch heute) im Breyeller See. Von *Asellus meridianus* gibt Stammer (1952) die ungefähre Verbreitung an: Diese Form ist an den Hinsbecker Seen häufig, an den verschmutzten oberen Nette-Becken dagegen selten.

Der beste Indikator für Abwässer ist nach Thienemann *Dendrocometes paradoxus* in den Kiemen des *Gammarus* (Thienemann 1925). In der Tat fehlte dieses Infusor nach den Untersuchungen von Klie (1950) schon bei der Leuther Mühle, während es in dem unteren Nette-Abschnitt ab Hinsbecker Bruch massenhaft in den Kiemen auftrat. —

Die in Fig. 6 zur Anschauung gebrachten biologischen Abstufungen im Verlauf der Seenkette sollen hier keineswegs alle auf Verschmutzung, Giftwirkung oder Sauerstoffmangel zurückgeführt werden, denn z. B. Strömungsgeschwindigkeit und Bodenart spielen bei der Verbreitung der Ephemeriden auch eine Rolle (vgl. Greven 1955). Doch werden diese Faktoren zumal in den fließenden Teilen der Seenkette keineswegs so scharf abgestuft sein wie gerade die Abwasserfaktoren zwischen Station 1 und 10, also zwischen Breyeler und Hinsbecker Seen. Deshalb wird Fig. 6 doch in der Hauptsache eine Anschauung von den biologischen Wirkungen des Abwassers im Nettegebiet geben.

Dies gilt mit ähnlichen Vorbehalten auch für die Vegetation, deren Verteilung ich nur in einzelnen groben Umrissen aus einer Arbeit von Höppner (1927) zusammengestellt habe. *Bidens cernum*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Potamogeton natans*, *P. praelongus*, *P. lucens* und *P. pusillus* fanden sich damals schon in, bzw. am Breyeller See! Dagegen tritt *Polygonum amphibium* (wenigstens in großer Menge) erst in den Hinsbecker Teichen auf, vor allem fehlt auch *Myriophyllum spicatum* überall Nette-aufwärts. Einige *Potamogeton*-Arten wie *P. pectinatus* findet man sogar erst in der untersten Nette, was dann aber schon mit den Strömungsverhältnissen zusammenhängen kann. Im übrigen sei auf die Tafel selbst verwiesen. — Die Kette dieser Seen bietet eine denkbar günstige Gelegenheit zum Ausbau der Saprobien-systeme von Kolkwitz.

### Zusammenfassung.

1. Das niederrheinische Grund- und Oberflächenwasser der Hauptterrasse hat durchweg eine geringe, das der Mittel-Niederterrasse eine hohe Gesamt- und Karbonathärte (Fig. 1). Die hohen Werte der Erft werden für den Oberlauf zurückgeführt auf die kalkreiche Triasbucht am Nordrand der Eifel, im Unterlauf dagegen auf die Lößbedeckung, die im Gebiet aller anderen untersuchten Gewässer fehlt. Diese Befunde sind geologisch verständlich (S. 4 ff., Fig. 2).

2. Die produktionsbiologische Bedeutung dieser terrassenbedingten Unterschiede steht aber nur in wenigen Fällen außer Frage, obwohl die Pufferung der Schwalm und Nette in der Hauptterrasse deutlich geringer ist als die der Kendel und Mörse in der Niederterrasse. Die pH-Werte liegen hier immer über 7 (7–8), dort ursprünglich (bei Fehlen von Algenentfaltungen) unter 7 (6–7) (Fig. 1). Nur im Gebiet der oberen Schwalm kommt ausgesprochene Kalkarmut im Sinne der Plöner Kalksystematik vor.

3. Im übrigen wären terrassenbedingte produktionsbiologische Unterschiede nur noch auf dem Umweg über die Adsorptionswirkungen der Ca-Jonen zu erwarten. Diese Wirkungen werden aber teils völlig übertönt von den gerade im kalkarmen Gebiet besonders reichlich eingeschwemmten  $\text{NO}_3^-$ ,  $(\text{NO}_2)^-$ ,  $\text{PO}_4^-$  und  $\text{NH}_4^-$ -Jonen.

4. Die Nitrate stammen vor allem aus dem Grundwasser des Gebietes, die  $\text{NH}_4^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  und  $\text{PO}_4^-$ -Jonen aus dem Abwasser einiger niederrheinischer Industriezentren.

5. Die wichtigsten Zonen der Verschmutzung, besser der Eutrophierung durch Abwässer werden S. 68 bis S. 77 besprochen.  $\text{NH}_4$  und  $\text{PO}_4$  erwiesen sich als beste Indikatoren für diese Zonen (Fig. 5, rot: Reichtum an  $\text{NH}_4'$  und  $\text{PO}_4'$ , grün: Armut an  $\text{NH}_4'$  und  $\text{PO}_4'$ ).

6. Die Chloridkurven sind dagegen nur im Gebiet der Fossa Eugeniana (Fig. 4) als Abwasserindikatoren zu verwenden, sie deuten aber in einigen Fällen auf das Zufließen von Grundwasser hin (Fig. 5).

7. Eine Reinigung des Abwassers erfolgt nicht nur durch die herotrophen Prozesse (vgl. besonders Breyeller See) sondern auch durch natürlich zufließendes (Beispiel Nette und Landwehr) oder sogar gepumptes Grundwasser (Beispiel Mörse).

8. Trotzdem werden die  $\text{PO}_4'''$ - und  $\text{NH}_4'-\text{NO}_2'-\text{NO}_3'$ -Kurven in ihrem ganzen Verlauf besonders stark herabgesetzt, wenn starke Algenentfaltungen das Wasser grün färben (Breyeller See S. 75, vgl. auch die Kurven vom 19. 2. und 14. 4. in Fig. 5). Allerdings mag auch hierbei nicht nur der Verbrauch, sondern auch die Adsorption an die große Oberfläche einer solchen diffusen Vegetationsfärbung eine Rolle spielen.

9. Fig. 6 soll eine ungefähre Anschauung geben von den biologischen Wirkungen des Abwassers im Nettegebiet.

## Literaturverzeichnis.

- Baier 1933, Hydrobiologische Untersuchungen niederrheinischer Gewässer. Arch. f. Hydrobiologie Bd. 25.
- Baier 1933, Zur Physiographie der Niepkuhlen. Arch. f. Hydrob. 1933 Bd. 26.
- Benecke 1924, Pflanzenphysiologie I. Fischer, Jena.
- Bertsch, Steeger und Steusloff 1931, Fossilführende Schichten in der sog. Krefelder Mittelterrasse. Verh. Nat. Ver. Bonn.
- Blankenhorn 1885, Die Trias am Nordrand der Eifel. Abh. z. geol. Spezialkarte von Preuß. Bd. 6.
- v. Brandt, Andres 1936, Kohlensäureschäden an Mollusken in kleinen sauren Waldgewässern. Arch. f. Molluskenkunde Bd. 68.
- Burre 1928, Älteste Diluvialterrassen des Rheins bei Hönningen. Jahrb. d. geol. Landesanstalt Bd. 49.
- Credner 1887, Elemente der Geologie. Leipzig.
- Einsele 1936, Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. Arch. f. Hydrob. Bd. 29.
- Einsele 1938, Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisen-Phosphat-Systemen unter limnochemischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. Arch. Hydrobiol. 33, 3.
- Fliegel 1909, Rheindiluvium und Inlandeis. Verh. Nat. Ver. Bonn, Bd. 66.
- Fliegel 1926, Die Fließrichtung des Grundwassers in Tälern. Jahrb. geol. Land.
- Fliegel 1910, s. Wunstorff 1910.
- Frömmig 1938, Untersuchungen über den Einfluß der Härte des Wohnwassers auf das Vorkommen unserer Süßwassermollusken. Int. Revue Bd. 36.
- Gessner 1934, Nitrat und Phosphat im dystrophen See. Arch. für Hydrob.
- Gessner 1935, Phosphat und Nitrat als Produktionsfaktoren der Gewässer. Verh. Int. Ver. theor. u. angew. Limnologie Bd. 7.
- Greven 1935, Ephemeropteren im Gebiet von Schwalm und Nette. Arch. f. Hydrob. 28.
- Hentschel 1925, Abwasserbiologie. Abderhalden, Handb. d. biol. Arbeitsmethod. Teil 2.
- Höppner 1926, Das Schwalmthal als Naturdenkmal. Natur am Niederrhein, Bd. 2.
- Höppner 1927, Botanische Skizzen aus dem Nettegebiet. Natur am Niederrhein, Bd. 3.

- Kehren und Stommel 1929, Die Wasserverhältnisse des Industriebezirks München-Gladbach. Deutsches Forschungsinstitut f. Textilindustrie München-Gladbach.
- Klie 1930, Kleinkrebse am Nettetstau bei der Leuther Mühle. Nat. am Niederrh. Bd. 6.
- Koehne 1928, Lehrbuch der Grundwasserkunde. Stuttgart.
- Königs 1908, Die Crefelder Gegend zur Tertiär- und Quartärzeit. Festschrift Nat. Ver. Krefeld.
- Krause 1909, Über einen fossilführenden Horizont im Hauptterrassendiluvium des Niederrheins. Jahrb. Pr. Geol. Landesanst. Bd. 49.
- Krause 1917, Weitere Beobachtungen im Tertiär und Diluvium des Niederrheins. Jahrb. Geol. Landesanst. 38.
- Kurtz 1913, Die Verbreitung der diluvialen Hauptterrassenschotter von Rhein und Maas. Verh. Nat. Ver. Bonn.
- Lauterborn 1912, Die biologische Selbstreinigung unserer Gewässer. Verh. Nat. Ver. Bonn Bd. 68.
- Maucha 1931, Limnologische Feldmethoden. Die Binnengewässer Mitteleuropas Bd. 12.
- Müller 1933, Limnologische Feldmethoden. Int. Revue.
- Mitscherlich 1932, Die Steigerung unserer Pflanzenerträge. Zeitschrift „Der Biologe“, H. 1.
- Ohle 1934, Chem. und physikalische Untersuchungen an norddeutschen Seen. Arch. f. Hydr.
- Ohle 1935 a, Chemische und physikalische Charakteristik einiger Teiche des Militzsch-Trachenberger Grenzkreises. Ztschr. f. Fischerei Bd. 33.
- Ohle 1935 b, Organische Kolloide in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt der Gewässer. „Naturwissenschaften“ Bd. 23.
- Ohle 1937 a, Kolloidgelee als Nährstoffregulatoren der Gewässer. „Naturwissenschaften“ Bd. 25.
- Ohle 1937 b, Kalksystematik unserer Binnengewässer. Geol. d. Meeres und der Binnengewässer Bd. 1.
- Rein 1925, Geologischer Führer durch das Niederrheingebiet. Wesel.
- Ruttner 1931, Hydrographische und hydrochemische Untersuchungen auf Java, Sumatra und Bali. Arch. f. Hydr. Supp. VIII.
- Schmidt 1931, Die Limnologische Station Niederrhein und ihr Arbeitsgebiet. Verh. Int. Ver. Theor. u. angew. Limnologie Bd. 5.
- Schäperclaus 1926, Neue Anschauungen über die Gasstoffwechselanalyse natürlicher Gewässer und ihre fischereiliche Bedeutung. Arch. Hydr. 17.
- Schiemenz 1937, Saures Wasser in säuregefährdeten Teichwirtschaften. Fischerei-Zeitung 17 u. 21. Bd 40.
- Semmler 1930, Quellen und Grundwasser in der nordöstlichen Eifel. Decheniana Bonn Bd. 87.
- Spittgerber 1931, Untersuchungen des Wassers. Abderhalden, Handb. Biol. Arb.-Meth. Abtlg. IV.
- Stammer 1932, Eine für Deutschland neue Wasserassel am Niederrhein. Nat. am Niederrh. Jg. 8.
- Steeger 1925, Die Seen und Teiche des unteren Niederrheingebiets. Arch. f. Hydr. XV.

- Steeger 1925, Das glaciale Diluvium des niederrheinischen Tieflands. Niederrh. Geol. Ver. Bonn.
- Steeger 1928, Das Nettetal am Niederrhein und der „Viersener Horst“. Nat. am Niederrh. Jg. 4.
- Steeger 1929 u. 1931, Die Flußterrassen- und Endmoränenlandschaft zwischen Krefeld, Mörs und Geldern. Nat. am Niederrh. Jg. 5 u. 7.
- Steusloff 1926, Muscheln der Nette bei der Leuther Mühle. Nat. am Niederrh. Jg. 2.
- Steusloff 1929, Tierleben in der Kendel. Nat. am Niederrh. Jg. 5.
- Thienemann 1925, Ein empfindlicher Indikator für Veränderungen im Chemismus der Binnengewässer. Die Naturwissenschaften Jg. 13.
- Thiel 1930, Untersuchungen über den Einfluß der Abwässer von Hamburg-Altona auf die Verbreitung der Arten der Gattung Sphaerium in der Elbe bei Hamburg. Int. Revue Bd. 24.
- Wundsch 1936, Die Arbeitsmethoden der Fischereibiologie. Handb. d. biol. Arbeitsmeth. Abtl. IX, 2. Hälfte.
- Wunstorff und Fliegel 1910, Die Geologie des Niederrheinischen Tieflandes. Abh. d. kgl. pr. geol. Landesanstalt. NF H. 67
- Wunstorff 1913, Über Löß und Schotterlehm am Niederrhein. Verh. Nat. Ver. Bonn.
- Weimann 1935, Chemisch-biologische Untersuchungen an einem Teich. Arch. Hydr. Bd. 28.
- Weimann 1938, Über die Bedeutung von Abwasser und Grundwasser bei Massenfaltungen von Plankton, insbesondere von Chlamydomonas pomiformis, in den Niepkuhlen. Arch. f. Hydr. Bd. 23.
- Weimann 1938, Planktonuntersuchungen im niederschlesischen Karpfenzuchtgebiet. Zeitschr. f. Fischerei (im Druck).

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1939

Band/Volume: [98B](#)

Autor(en)/Author(s): Weimann Reinhold

Artikel/Article: [Hydrographische und hydrobiologische Vergleiche im Gebiet des linken Niederrheins 53-88](#)