PHILIPPIA V/3: 236—264 1985

WERNER MEINEL, UWE MATTHIAS und WILFRIED MÜLLER *)

Entwicklungstendenzen der Phytoplanktonbiozönose in einem juvenilen Staugewässer (Twistetalsperre, Nordhessen)

Abstract

Lake Twistetal is a newly built reservoir, which has been investigated for four years just after it was filled up. In the last year of investigations a significant decreaese of phytoplancton biomass was found out. The composition of phytoplancton biocoenosis has changed, too. During the first two years Cyanophyceae and Diatomophyceae were dominating. At the moment Cyanophyceae are nearly trifling, while Cryptophyceae and Chlorophyceae ar increasing. The cause of this alteration can be found in climatic differences during the last year, in the change of nutrient concentration and in the increasing age of the reservoir

Einleitung

Der Anstau eines kleineren Fließgewässers hat auf die dort lebenden Organismen eine gravierende Beeinflussung der gesamten Lebensbedingungen zur Folge. Aufgrund der Veränderung von Strömung, Temperatur, Sauerstoffgehalt, Nährstoffhaushalt und zahlreicher anderer Faktoren werden die früher rheophilen, überwiegend benthischen Fließwasserbesiedler durch andere taxonomische Gruppen verdrängt, von denen planktische Algen in der Twistetalsperre den größten Anteil an der Biomasse haben. Damit bildet das Phytoplankton als wichtigster Träger der Primärproduktion die Basis des biogenen Stoff- und Energietransportes innerhalb des gestauten Wasserkörpers. Die Entwicklung der Phytoplanktonbiozönose in Abhängigkiet von den hydrologischen, klimatischen und chemisch-physikalischen Faktoren soll im folgenden für den nun mehrere Jahre alten Staukörper aufgezeigt werden. Dabei ist insbesondere zu diskutieren, inwieweit Veränderungen im Nährstoffhaushalt und eine zunehmende Alterung der Talsperre Einfluß auf die Produktion und auf die Artenzusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose haben.

Diese Arbeit wurde im Rahmen eines auf zehn Jahre festgelegten Projektes der Arbeitsgruppe Limnologie der Universität Kassel durchgeführt, dessen Ziel die Erforschung der tierischen und pflanzlichen Besiedlung eines Stausees von Anbeginn seines Bestehens über einen längeren aussagekräftigen Zeitraum ist. Vom Tag des Anstaus der Talsperre im Jahre 1977 bis zum Jahr 1980 wurden von SCHÖCKE (1980a) verschiedene biotische und abiotische Faktoren erfaßt, wobei die Erstbesiedlung durch das Zoo- und Phytoplankton aufgezeigt wurde. Weitere Arbeiten zur Erstbesiedlung der Talsperre wurden von SCHÖCKE (1980b) MEINEL, SCHÖCKE und RIEMENSCHNEIDER (1981), MEINEL, SCHÖCKE und MATTHIAS (1981) und MEINEL, MATTHIAS und SCHADE (1983) vorgelegt. Anknüpfend an die bisher vorliegenden Arbeiten werden hiermit nun die Ergebnisse limnologischer Untersuchungen an der Twistetalsperre für das vierte Jahr nach Staubeginn dargelegt.

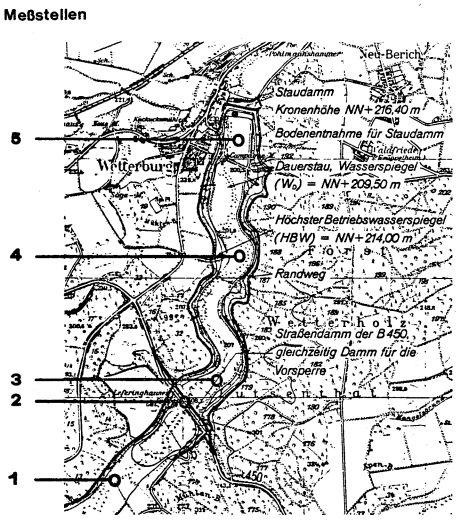
*) Institut für Zoologie / Limnologie Universität Kassel, D—3500 Kassel

Methoden

In der Hauptproduktionsperiode von März bis November 1981 wurden am Einlauf der Twistetalsperre, am Vorsperrenüberlauf sowie am oberen, mittleren und unteren Talsperrenabschnitt jeweils in der Mediane des Sees (s. Meßstellenverzeichnis in Abb. 1) Oberflächenproben entnommen. An der tiefsten Stelle der Talsperre (Dammnähe) wurden täglich Proben aus verschiedenen Wassertiefen gezogen (bei Sommerdauerstau: 0,1 m, 2 m, 4 m, 7 m, 13,5 m). Die Entnahme der Vertikalproben erfolgte im Ruttner-Fallschöpfer (2 Liter). Die Wasserproben für die Phytoplanktonuntersuchungen, die Sauerstoffbestimmung und alle weiteren chemischen Analysen wurden jeweils aus demselben Schöpfgang entnommen.

Die Probeentnahmen wurden in der Regel in 14-tägigem Abstand durchgeführt. Die Entnahme erfolgte stets zur gleichen Tageszeit, zwischen 11.00 und 14.00 Uhr.

Abb. 1: Die Twistetalsperre — Lageplan und Meßstellen



Zur Bestimmung des molekular gelösten Sauerstoffs wurde das Winkler-Verfahren (DEV) angewandt, wobei die O_2-Fixierung als Mn(IV)-Oxihydrat unmittelbar nach Probeentnahme und die jodometrische O_2-Bestimmung anschließend im Labor erfolgte.

Von den im Gewässer vorliegenden Phosphatfraktionen besitzt Orthophosphat als Nährstoff für die Primärproduzenten überragende Bedeutung. Die Phosphatanalyse wurde daher auf die Bestimmung der Orthophosphatfraktion beschränkt. Die o-Phosphationen wurden in saurer Lösung zu Phosphormolybdänsäure umgesetzt und diese mit Zinnchloridlösung zum Phosphormolybdänblau reduziert. Der o-Phosphatgehalt wurde photometrisch ermittelt. Silikat als Baustoff der Diatomeenschalen wurde in die chemische Analyse einbezogen. Unter Anwendung der Molybdat-Reaktion und Reduktion mit Metol-Sulfit wurde der Gehalt an gelöster Kieselsäure photometrisch ermittelt.

Die Wasserstoffionenkonzentration wurde mit elektronischen Geräten (WTW 510 und 550) unter Verwendung von Einstabglaselektroden sofort nach Ankunft im Labor gemessen.

Neben den chemischen Wasseruntersuchungen wurde bei jeder Probennahme die Wassertemperatur mit einem Quecksilberthermometer gemessen. Zur Messung vertikaler Temperaturschichtungen diente ein im Ruttner-Schöpfer eingebautes Thermometer.

Probeentnahmen zur Untersuchung des Phytoplanktons wurden regelmäßig im Oberflächenwasser des oberen und mittleren sowie in verschiedenen Tiefen des unteren Talsperrenbereichs durchgeführt. Um Aussagen über die horizontale und vertikale Verteilung des Planktons machen zu können, kamen alle Proben als Punktproben zur Auswertung.

Die Proben wurden in 100 ml PE-Flaschen mit einem Jod-Jodkalium-Acetat-Gemisch nach UTTERMÖHL (1958) fixiert und im Labor nach gründlicher Durchmischung als Teilproben in 2 ml-Röhrenkammern abgefüllt. Nach vollständiger Sedimentation der Phytoplankter erfolgte die qualitative und quantitative Erfassung unter Verwendung eines Umkehrmikroskops (Leitz Diavert).

Die biologischen Untersuchungen wurden vor allem unter den Gesichtspunkten der Populationsdynamik und der Bioproduktion durchgeführt. Die qualitative Bestimmung des Phytoplanktons blieb daher auf die häufigeren Arten begrenzt. Die Individuendichte der Gesamtpopulation sowie produktionsbiologisch relevanter Einzelpopulationen wurden auf der Basis von Diametralzählungen nach UTTERMÖHL (1958) ermittelt.

Die Auszählungen wurden bei 500-facher Vergrößerung mit einem Wasserimmersionsobjektiv 50/N. A. 1,00 in Verbindung mit einem Zählstreifenokular vorgenommen. Die Zahl der Plankter pro Zählstreifen wurde auf die Zellenzahl pro Volumeneinheit umgerechnet. Je nach Art der Phytoplankter kamen Zellen und Coenobien zur Auszählung, wobei immer auch die Individuenzahl der Coenobien ermittelt wurde.

Sowohl innerhalb einzelner als auch zwischen den verschiedenen Planktonarten existieren zum Teil erhebliche Unterschiede in der Zellgröße. Um die einzelnen Populationen vergleichen zu können, wurde als quantitatives Maß für das Phytoplankton nicht die Zellenzahl, sondern die Biomasse, ausgedrückt in g Frischgewicht pro Volumeneinheit, gewählt. Die Biomasse wurde über das Zellvolumen berechnet.

Getrennt für jede zu zählende Spezies wurde für jeden Entnahmetag das mittlere Zellvolumen ermittelt. Hierfür wurden einige Zellen unter Verwendung eines Okularmikrometers vermessen, näherungsweise geometrischen Körpern zugeordnet und deren Volumina berechnet. Durch Multiplikation der gezählten Plankter mit dem durchschnittlichen Zellvolumen konnten die Verdrängungsvolumina der verschiedenen Arten bestimmt werden. Bei Umrechnung auf die Biomasse wurden für 1 cm^3 Verdrängungsvolumen 1 g Algenfrischgewicht angenommen. Die Größenvarianz der Zellen innerhalb einer Art war bei einigen Formen so groß, daß hier für die Berechnung der Biomasse mehrere Zählgruppen zugrundegelegt werden mußten. Wegen taxonomischer Unsicherheiten wurden einige Planktonformen ebenfalls in Zählgruppen zusammengefaßt.

Die physikalischen und chemischen Verhältnisse

Die physikalisch-chemische Analyse aller Probenserien umfaßte Temperatur, pH-Wert und Sauerstoff sowie gelöste Kieselsäure und Phosphat als wichtige Algennährstoffe. Die Ergebnisse werden im folgenden diskutiert und graphisch dargestellt.

Temperatur

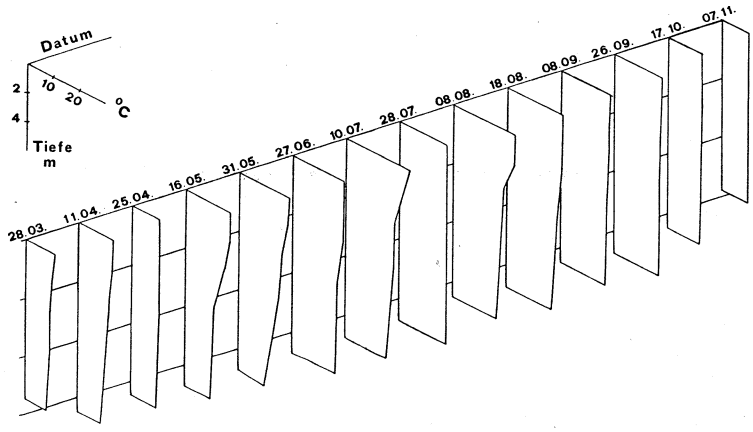
Die Wassertemperatur am Einlauf der Twiste schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 6.5° C und 15° C; sie betrug im Mittel 11,2° C. Die durchschnittliche Wassertemperatur der Vorsperre lag bei 14,4° C. Hier wurde in den Sommermonaten das Zuflußwasser um bis zu 8° C erwärmt. Die Frühjahrserwärmung und Herbstabkühlung des Talsperrenwassers war gegenüber der Vorsperre nicht verzögert, da die Talsperre durch Überlauf aus der Vorsperre gespeist wird.

Die Wassertemperatur der Talsperre weist keinen nennenswerten Gradienten entlang der Stauachse auf. Die Werte lagen hier im Mittel zwischen 16,0° C im oberen und 16,7° C im unteren Talsperrenbereich. Die Änderungen der vertikalen Temperaturverteilung im Jahresverlauf wurden im unteren Talsperrenabschnitt ermittelt und sind in Abb. 2 dargestellt.

Aufgrund seines Wärmehaushalts kann der Twistesee dem dimiktischen Zirkulationstyp zugerechnet werden. Nach Ende der Frühjahrsvollzirkulation zeigten sich Ansätze einer thermoklinen Schichtung bereits im Mai; diese kam aber im weiteren Jahresverlauf nicht zur Ausprägung. Die Sommerstagnation zeichnete sich durch einen nur schwach ausgeprägten Temperaturgradienten aus; ein abgegrenztes Metalimnion wurde zu keiner Zeit festgestellt. Erklärungen hierfür liefern zum einen die geringe Tiefe der Talsperre und der ständige Grundablaß des kälteren hypolimnischen Wassers (vgl. HOFFMANN 1966). Zum anderen wurde nach Ablaß des Talsperrenwassers gegen Ende 1980/81 erst im März wieder annähernd Vollstau erreicht, so daß im Hypolimnion kein kühleres Winterwasser vorhanden sein konnte. Das bis nahe an das Temperaturniveau der Talsperre aufgewärmte Vorsperrenwasser konnte sich aufgrund der dargestellten thermischen Verhältnisse in der Talsperre in nahezu allen Tiefen einschichten und wirkte somit ebenfalls der Entfaltung eines größeren Temperaturgradienten entgegen.

Die Sommerstagnation wurde infolge des genannten Hochwassereinbruchs in die Talsperre im Monat Juli kurzzeitig durch Homothermie abgelöst. Auch hierin kommt die Instabilität der thermischen Schichtung zum Ausdruck. Durch die Herbstvollzirkulation wurde im November wieder Homothermie erreicht.

Abb. 2: Der vertikale Temperaturverlauf an der Meßstelle 5



pH-Wert

Die Wasserstoffionenkonzentration des Zulaufs lag meist im alkalischen Bereich und wies in der Regel nur eine geringe Schwankungsbreite auf. Der Durchschnittswert lag bei pH 8,2. In der Talsperre lagen die pH-Werte etwa in der gleichen Größenordnung. Lediglich in Zeiten erhöhter Primärproduktion stieg der Wert über pH 9.

Sauerstoff

Das Schichtungsbild der vertikalen Verteilung des Sauerstoffs kann Aufschlüsse über den Stoffwechselcharakter von Seen geben. Für Talsperren müssen hierbei jedoch einige Einschränkungen gemacht werden. Nach HEDLICH (1966) ist die Verwendung von O_2-Kurven als Indikator für die Intensität und den Umfang biologischer Vorgänge in Talsperren infolge des Wasserentzugs aus den Tiefenschichten immer problematisch.

Für unberäumte neuentstandene Talsperren kommt hinzu, daß der O_2-Haushalt durch die Zersetzung der überstauten organischen Substanz beeinflußt wird (BEUSCHOLD 1961, SCHÖCKE 1980a). Für die Twistetalsperre wurde allerdings von SCHÖCKE (1980a) schon im zweiten Jahr nach Anstau ein weit fortgeschrittener Abbau der überstauten Makrophyten nachgewiesen; dieser dürfte inzwischen abgeschlossen sein, so daß die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser vor allem auf die Biomasse des Phytoplanktons zurückgeführt werden kann. Die Remineralisierung der aus der trophogenen Zone in die tieferen Wasserschichten sedimentierten organischen Substanz verläuft als oxidativer Prozeß. Die hiermit verbundene hypolimnische O_2-Zehrung wird umso größer, je weniger Sauerstoff und je mehr organische Substanz in die tropholytische Zone gelangt. Während der Sommerstagnation führt die O_2-Zehrung in eutrophen Gewässern zu einem hypolimnischen O_2-Defizit, wobei Temperatur, Lichtverhältnisse, Sinkgeschwindigkeit des Detritus, Hydrographie und Morphometrie des Sees sowie das Verhältnis von autochthoner zu allochthoner organischer Substanz von Bedeutung sind (GÄCHTER 1968).

Zur Beurteilung des Trophiegrades bildet das hypolimnische O_2-Defizit allerdings kein absolutes Maß, da der im kurzgeschlossenen Kreislauf (OHLE 1952) remineralisierte Anteil organischer Substanzen nicht erfaßt wird.

Bei gänzlicher O_2-Verarmung treten an die Stelle des aeroben mikrobiellen Abbaus anaerobe Verhältnisse mit all ihren negativen Folgen für die Wasserqualität. Der kritische Wert liegt in Abhängigkeit von der Temperatur zwischen 3 und 5 mg O_2/l. Bei weniger als 50% Sauerstoffsättigung am Sperrengrund gehen Eisen- und Manganverbindungen in Lösung. Damit unterliegen auch die an Fe-Verbindungen adsorbierten Phosphate einer ständigen Mobilisation (OHLE 1953, 1955, 1964; EINSELE 1936; SCHÖCKE 1980a). OHLE nennt diese Phosphatfreisetzung unter reduktiven Bedingungen interne Düngung eines Sees.

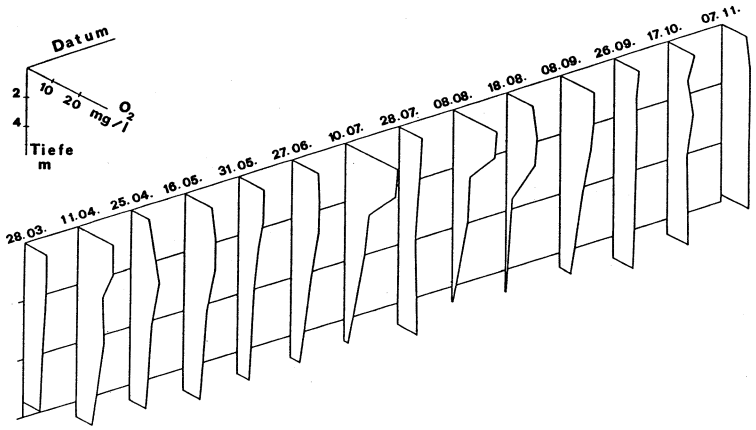
Die Änderungen der vertikalen Sauerstoffverteilung werden in Abb. 3 gezeigt. Der Sauerstoffhaushalt der Twistetalsperre ist in allen Wasserschichten starken jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Im Epilimnion schwankte die Sauerstoffsättigung zwischen 64% und 242%. Über weite Strecken des Untersuchungszeitraumes lag eine Übersättigung der oberen Wasserschichten vor – ein Ausdruck für die Produktivität des Gewässers.

Kennzeichnend für eutrophe Seen ist der klinograde Kurvenverlauf der vertikalen Sauerstoffverteilung. Bezeichnenderweise ist dabei eine O_2-Übersättigung an der Oberfläche stets mit einem O_2-Mangel in der Tiefe verbunden.

Im Hypolimnion der Twistetalsperre sank der O_2-Gehalt bereits Ende Mai mit 5,0 mg/l unter die 50%-Sättigungsgrenze. Bis Mitte Juli vergrößerte sich das O_2-Defizit auf 1,5 mg/l (= 16% Sättigung). Infolge des Schlechtwettereinbruchs in der zweiten Julihälfte trat eine kurzzeitige Vollzirkulation auf. Die hierdurch erzielte Sauerstoffabsättigung des Tiefenwassers wurde sehr schnell wieder aufgezehrt: Im August betrug der O_2-Gehalt am Sperrengrund durchgehend weniger als 1 mg/l.

Insgesamt schuf der defizitäre Sauerstoffhaushalt während der Sommermonate günstige Bedingungen für eine interne Düngung und damit für eine sekundäre Verunreinigung der Twistetalsperre. Der O_2-Schwund wie auch der Phosphatverlust durch hypolimnischen Wasserentzug dürfte bei der festgestellten erhöhten Tiefentemperatur durch ständigen Zufluß ins Hypolimnion kompensiert worden sein (vgl. BERNHARD et al. 1973 und ELSTER 1958).

Abb. 3: Vertikale Verteilung des Sauerstoffgehaltes an der Meßstelle 5



Kieselsäure

Die im Wasser gelöste Kieselsäure als Baustoff für die Kieselschalen der Diatomeen ist ein wichtiger limnologischer Parameter. In stehenden Gewässern besteht eine enge Korrelation zwischen der Entwicklungsperiodizität der Diatomeenpopulationen und dem Gehalt an gelöster Kieselsäure. Dieser wird durch die Frühjahrs- und Herbstmaxima der Diatomeen reduziert und kann bei völliger Aufzehrung zum Minimumfaktor für das Diatomeenwachstum werden (ELSTER und EINSELE 1937; SCHÖCKE 1980a).

In der Vorsperre war die Si-Konzentration bei durchschnittlich 3,5 mg/l durchgehend niedriger als am Einlauf. Größere Eliminationsraten wurden am 16. 5., 27. 6., 10. 7. und 8. 9. festgestellt, ohne daß es jedoch zu einem völligen Kieselsäureschwund gekommen wäre

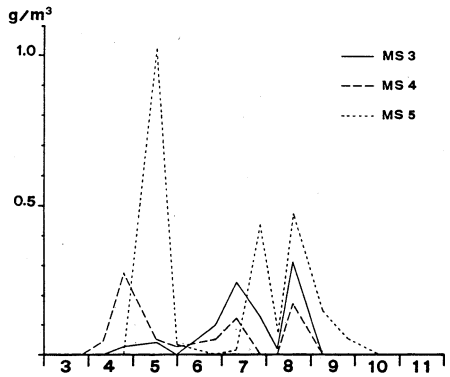
waren 10,2 µm lang und 5,8 µm breit; Heterocysten waren erheblich größer. Endzellen und Dauerzellen konnten nicht nachgewiesen werden.

Microcystis flos-aquae (WITTR.) KIRCHN.

M. flos-aquae und *M. aeruginosa* sind Varianten derselben Art. *M. aeruginosa* bildet netzartig durchbrochene, *M. flos-aquae* ausschließlich kugelige Coenobien. In der Twistetalsperre wurden ausschließlich kugelige Gallerten beobachtet. Allerdings waren die Coenobien mit durchschnittlich 30 Zellen relativ klein. Die Zellen hatten einen Durchmesser von 4,8 µm.

Die Produktivität war auch bei *M. flos-aquae* gering. Die größte Individuendichte wurde am 16. 5. mit 17 625 Zellen/ml gemessen (MS 5, Oberfläche); dies entspricht 1,02 g/m³ Biomasse (Abb. 9). Die Spezies war von März bis Oktober durchgehend in der Talsperre vertreten. Die gefundenen Differenzen bei der Besiedlung der verschiedenen Sperrenbereiche waren gering; wegen der schwachen Entfaltung von *Microcystis* bieten sie ohnehin keine ausreichende Diskussionsgrundlage. Die Alge war in allen Wasserschichten vorzufinden; unterhalb 4 m Tiefe trat sie jedoch nur sehr sporadisch und in geringen Zellkonzentrationen auf.

Abb. 9: *Microcystis flos-aquae* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Cryptomonas spp.

Im Twistestaubecken konnten nach der Größe drei verschiedene Cryptomonadenformen unterschieden werden, eine eindeutige Zuordnung zu bestimmten Arten war jedoch nicht möglich. Bei der Bestimmung verschiedener Arten innerhalb der Gattung *Cryptomonas* bestehen in der Literatur erhebliche Differenzen (vgl. KIENERT 1978). Zusätzliche taxonomische Unsicherheiten entstanden durch die Wirkung der Jodfixierung, von der Details oft überdeckt wurden. Bei der quantitativen Bestimmung war die Zusammenfassung verschiedener Spezies zu einer Zählgruppe daher unumgänglich.

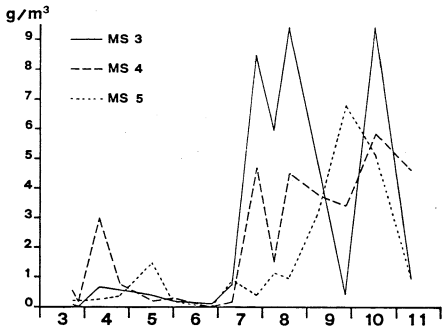
Bei der Biomassenberechnung wurde zwischen großen, mittelgroßen und kleinen Formen unterschieden. Die großen Formen waren im Schnitt 47,5 µm lang, 21,2 µm breit und 20,8 µm dick; mittelgroße Formen: Länge 22,9 µm, Breite 9,1 µm, Dicke 8,9 µm; kleine Formen: 16,1 µm Länge, 7,2 µm Breite und 6,9 µm Dicke.

Die Cryptomonaden waren über den untersuchten Zeitraum hinweg durchgängig in der Talsperre vertreten (Abb. 10). Dabei wurden vor allem in der zweiten Jahreshälfte beachtliche

Biomassen erzielt; im Oktober und November waren Cryptomonaden neben *Rhodomonas lacustris* die dominierenden Plankter. Die Frühjahrsentwicklung war relativ gering.

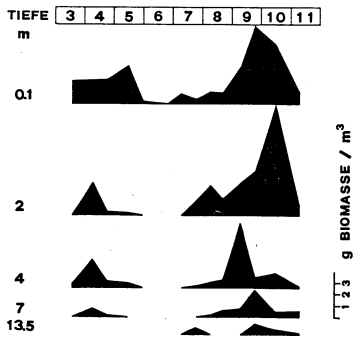
Der Populationsgang zeigt für die verschiedenen Meßstellen recht deutliche Unterschiede. Das Entwicklungsmaximum im Frühjahr konzentrierte sich auf den mittleren Talsperrenbereich (3 g/m³ am 11. 4., MS 4). In der zweiten Jahreshälfte war es der obere Sperrenabschnitt, an dem die mit Abstand höchsten Zellkonzentrationen gemessen wurden (9,4 g/m³ Biomasse am 18. 8. und 17. 10., MS 3). Im September brach eine Massenentwicklung an MS 3 völlig zusammen, während die Population an MS 4 nur wenig abnahm und an MS 5 sogar erheblich anstieg.

Abb. 10: *Cryptomonas* spp. — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Cryptomonas zeigt in allen Wassertiefen einen gleichsinnigen Jahresverlauf seiner Biomasse (Abb. 11). Unterhalb 4 m Tiefe nehmen die Werte jedoch stark ab. Am Sperrengrund konnten nur in der zweiten Jahreshälfte Zellen nachgewiesen werden. Für MS 5 wurde die größte Biomasse in 2 m Tiefe gemessen (9,4 g/m³ am 17. 10.).

Abb. 11: *Cryptomonas* spp. — Vertikale Verteilung an der Meßstelle 5

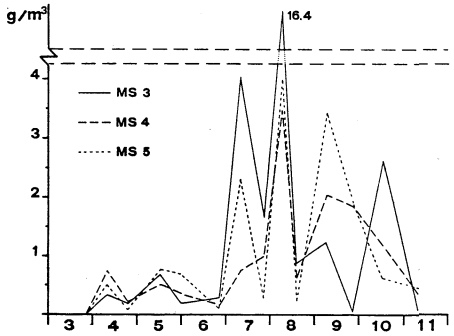


Rhodomonas lacustris PASCHER et RUTTNER

R. lacustris war im Durchschnitt 11,2 µm lang, 6,3 µm breit und 6,1 µm dick. Die Alge trat in zwei Formen auf, die sich vor allem in der Zellgröße unterscheiden; besonders im Oktober und November überwog die größere Form. Auf eine Differenzierung nach Varietäten wurde aber verzichtet.

Rhodomonas trat stets gemeinsam mit *Cryptomonas* auf; dementsprechend weisen die Jahresgänge beider Cryptophyceen einige Gemeinsamkeiten auf. Die Hauptentwicklungsphasen liegen auch für *Rhodomonas* in der zweiten Jahreshälfte. Der Jahresgang nimmt allerdings für *Rhodomonas* einen sehr diskontinuierlichen Verlauf (Abb. 12).

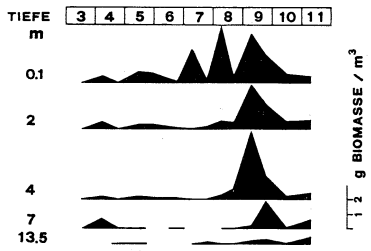
Abb. 12: *Rhodomonas lacustris* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Auch die horizontalen Verteilungsbilder beider Gruppen sind vergleichbar. Massenentfaltungen von *R. lacustris* traten an den verschiedenen Meßstellen in der Regel synchron auf, jedoch mit verschiedener Intensität: Besonders in den Monaten Juli und August lag das Zentrum der Entwicklung im oberen Sperrenabschnitt (MS 3). Hier wurde am 8. 8. eine Biomasse von 16,4 g/m³ ermittelt. Bei einer Vermehrungsrate von 5 950 Zellen/ml x d schnellte die Individuendichte innerhalb weniger Tage auf 72 792 Zellen/ml hoch. Ebenso rasant verlief der Zusammenbruch dieser Massenentwicklung.

Im mittleren und unteren Bereich der Sperre ging die Produktivität von *Rhodomonas* nicht über 4,7 g/m³ hinaus. Dieser Wert wurde für den 8. 9. an MS 5, 4 m Tiefe, ermittelt (Abb. 13). Die Vertikalverteilung von *Rhodomonas lacustris* kann folgendermaßen charakterisiert werden: Die Kurven zeigen in allen Wasserschichten einen gleichsinnigen Verlauf; außer im September nehmen die Zellkonzentrationen zur Tiefe hin stark ab; im September verteilt sich die Individuendichte nahezu gleichförmig auf die oberen 4 m der Wassersäule.

Abb. 13: *Rhodomonas lacustris* — Vertikale Verteilung an der Meßstelle 5



Formenkreis Glenodinium/Gymnodinium/Peridinium

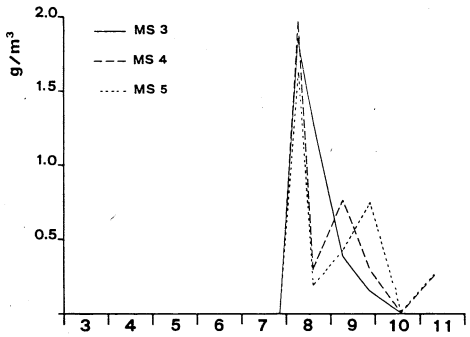
Von den Dinophyceen waren die Gattungen *Glenodinium, Gymnodinium* und *Peridinium* in der Talsperre vertreten.

Bei den vorgefundenen Vertretern der Dinophyceen handelt es sich um relativ kleine Formen: mittlere Länge 17 µm, mittlere Breite und Dicke 14 µm.

Von den Dinoflagellaten wurden während der ersten Jahreshälfte nur Einzelfunde gemacht. Erst Anfang August trat diese Gruppe in größeren Individuenzahlen auf; am 8. 8. wurden annähernd 2 g/m³ Biomasse registriert; noch im selben Monat sank die Biomasse wieder unter 1 g/m³ ab (Abb. 14).

Nennenswerte Unterschiede in der vertikalen Verteilung existieren nicht; bezüglich der vertikalen Verteilung blieben größere Individuendichten auf die oberen 2 m des Wasserkörpers begrenzt.

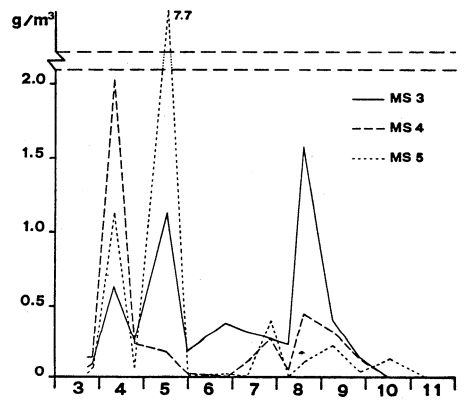
Abb. 14: Formenkreis *Glenodinium/Gymnodinium/Peridinium* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Chrysococcus rufescens KLEBS

C. rufescens war von März bis Oktober durchgängig in der Talsperre vertreten (Abb. 15). Mit der produzierten Biomasse von 7,7 g/m³ (MS 5 am 16. 5.) hatte diese Alge im Mai bedeutenden Anteil an der Primärproduktion insgesamt. Von dieser Massenentfaltung abgesehen ging das Wachstum bei *Chrysococcus* jedoch nicht über 2 g/m³ hinaus.

Abb. 15: *Chrysococcus rufescens* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5

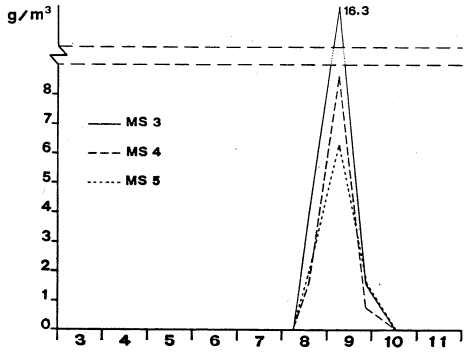


Beim Vergleich der Frühjahrsgipfel fällt auf, daß die Massenentwicklung im Mai eng auf den unteren Sperrenbereich begrenzt war. Zur Zeit eines weiteren Maximums im August nahm dagegen die Individuendichte zum Staudamm hin deutlich ab.

Stephanodiscus astraea (EHR.) GRUN.

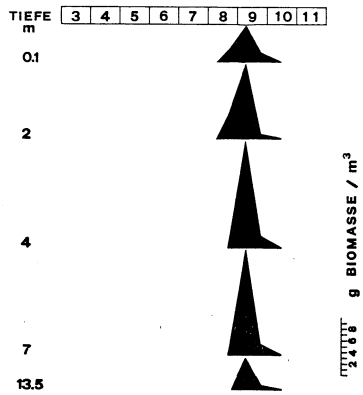
Von *S. astraea* existieren bis Anfang August nur Einzelfunde; die für Diatomeen typische Frühjahrsentwicklung fand also nicht statt. Die herbstliche Massenentfaltung begann in der ersten Augusthälfte, erreichte ihr Maximum Anfang September und war schon Ende September wieder beendet (Abb. 16). Das Wachstum der Population verlief zwar in allen Abschnitten des Staubeckens gleichzeitig, jedoch mit unterschiedlicher Intensität, wenn nur die Oberflächenwerte herangezogen werden: Die Biomasse nahm von MS 3 nach MS 4 sprunghaft ab und war an MS 5 (Oberfläche) am geringsten.

Abb. 16: *Stephanodiscus astraea* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Seine größte Produktivität zeigte *S. astraea* aber in den tieferen Wasserschichten (s. Abb. 17): Am 8. 9. war die Biomasse in 4 m bis 7 m Tiefe mit über 18 g/m³ fast dreimal so groß wie an der Oberfläche. Selbst am Sperrengrund wurden noch beachtliche Biomassen produziert. Die enormen Biomassen wurden bei relativ geringen Individuendichten erreicht: 18,1 g/m³ Frisch-

Abb. 17: *Stephanodiscus astraea* — Vertikale Verteilung an der Meßstelle 5



gewicht entsprechen 1987 Zellen/ml. Tatsächlich zählte *S. astraea* in der Talsperre zu den Algenarten mit dem größten Zellvolumen.

Die Zellen, zylindrisch geformt, waren durchschnittlich 25 µm breit und 18,6 µm hoch. Coenobien wurden nicht beobachtet.

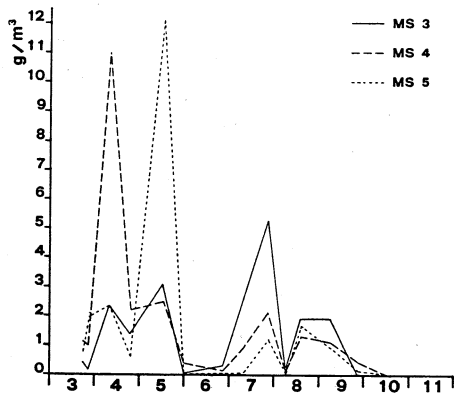
Stephanodiscus hantzschii GRUN.

S. hantzschii trat in der Regel solitär auf; Coenobien wurden sehr selten beobachtet und umfaßten nie mehr als vier Zellen. Zur Biomassenberechnung wurden nur lebende Zellen herangezogen. Die Zellgröße von *S. hantzschii* zeigt eine große Variationsbreite: Der kleinste Durchmesser war 4,3 µm, der größte 14,2 µm. Wegen dieser großen Differenz wurde die Biomasse in zwei nach Größe getrennten Zählgruppen ermittelt.

Diese Diatomeenart, unmittelbar nach Erstbesiedlung der Talsperre mit bis zu 60 g/m³ Biomasse eine der vorherrschenden Algen, produzierte im vorliegenden Untersuchungszeitraum weit geringere Biomassen: 12,1 g/m³ wurden nicht überschritten.

Die Jahresgänge an den drei Meßstellen der Talsperre weisen erhebliche Differenzen auf (s. Abb. 18): An MS 3 kam es zu keiner ausgeprägten Massenentfaltung; die Produktion ging hier nicht über 3 g/m³ hinaus. Zieht man nur die Oberflächenwerte heran, treten die Frühjahrsgipfel im mittleren und unteren Sperrenabschnitt etwa vier Wochen gegeneinander verschoben auf (11 g/m³ am 11. 4., MS 4; 12 g/m³ am 16. 5., MS 5).

Abb. 18: *Stephanodiscus hantzschii* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5

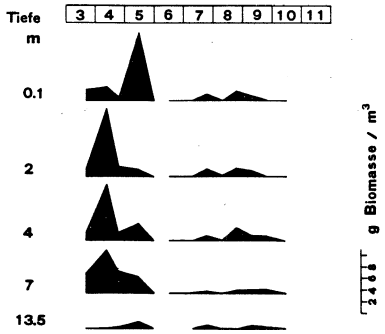


Die Abb. 19 macht deutlich, daß auch an MS 5 schon am 11. 4. Gipfelwerte bis 11,7 g/m³ Frichgewicht erreicht worden sind, allerdings nur in Entnahmetiefen unterhalb der obersten Wasserschichten.

Im Herbst blieb eine Massenentfaltung von *S. hantzschii* gänzlich aus.

Die Jahresgänge von *Stephanodiscus hantzschii* und *Stephodiscus astraea* korrespondieren eng miteinander (vgl. Abb. 16 und Abb. 18). Im Frühjahr dominiert *S. hantzschii,* im Herbst *S. astraea.* Möglicherweise besteht eine Konkurrenzbeziehung zwischen beiden Diatomeenspezies, deren Ursachen hier nicht nachgegangen werden kann.

Abb. 19: *Stephanodiscus hantzschii* — Vertikale Verteilung an der Meßstelle 5

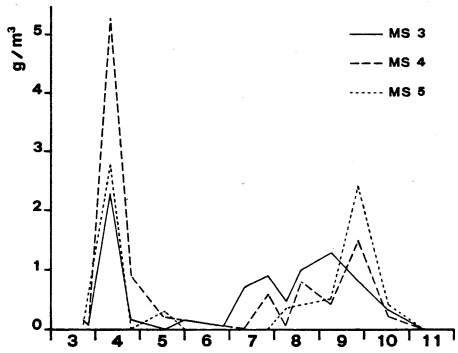


Chlamydomonas spp.

Wegen taxonomischer Unsicherheiten wurden die Arten der Gattung *Chlamydomonas* zu einer Zählgruppe zusammengefaßt. Mit einiger Sicherheit konnten zumindest drei Arten unterschieden werden: *C. variabilis, C. reinhardi* und *C. ehrenbergi.* Für die kugeligen bis leicht ovalen Zellen wurde ein mittlerer Durchmesser von 13 µm errechnet.

Massenentwicklungen traten im April und im September/Oktober auf, wobei die Frühjahrsmaxima bedeutend größer waren (s. Abb. 20).

Abb. 20: *Chlamydomonas spp.* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Chlamydomonas erreichte ihr Produktivitätsmaximum nicht an der Wasseroberfläche, sondern in 2 m Tiefe. Selbst in 7 m Tiefe war die Individuendichte größer als an der Oberfläche.

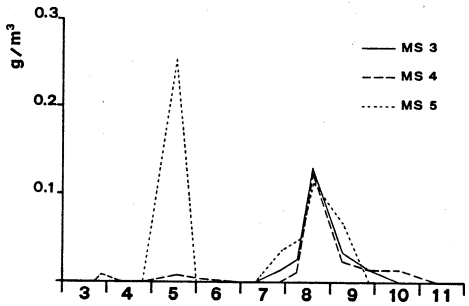
Scenedesmus spp.

Die Gattung *Scenedesmus* war in der Talsperre durch zahlreiche Arten vertreten, die zusammen aber nicht einmal 0,3 g/m³ Biomasse erreichten. Dem entspricht die beachtliche Individuendichte von 5 357 Zellen/ml.

Die Entwicklung blieb während der ersten Jahreshälfte zeitlich auf den Monat Mai und räumlich auf den unteren Talsperrenabschnitt begrenzt (s. Abb. 21). Am August/September

kam es erneut zu einem geringen Wachstum der *Scenedesmus*-Population, diesmal gleichmäßig über das Staubecken verteilt. Bei einer Länge von 10 µm und einer Breite von 3 µm waren die Zellen von *Scenedesmus* zu Coenobien, vorwiegend aus vier Zellen bestehend, angeordnet.

Abb. 21: *Scenedesmus spp.* — Biomasse im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5



Die räumliche und jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons

Erste Erkenntnisse über die Populationsdynamik des Phytoplanktons der Twistetalsperre lassen sich aus Abb. 22 gewinnen: Hier werden die acht wichtigsten Plankter in ihrer Sukzession exemplarisch für den unteren Talsperrenbereich (MS 5, Oberfläche) dargestellt. Nennenswerte Produktionsraten werden erst im April erzielt. Für diesen Monat haben *Stephanodiscus hantzschii* und *Chlamydomonas* den Hauptanteil an der Primärproduktion; diese ist für beide Algen in tieferen Wasserschichten bedeutend größer als an der Oberfläche.

Im Mai gewinnen weitere Arten für die Primärproduktion an Bedeutung; mit Ausnahme von *Chlamydomonas* und *Stephanodiscus astraea* nimmt das Wachstum aller dargestellten Algenpopulationen zu. Das Frühjahrsmaximum liegt zeitgleich für alle Plankter in der zweiten Hälfte des Monats Mai. Die größten Biomassen produzieren zu diesem Zeitpunkt *Stephanodiscus hantzschii* und *Chrysococcus. Anabaena* und *Microcystis* erreichen Mitte Mai zwar ihre höchsten Jahresgipfelwerte, ihr Anteil an der Primärproduktion ist aber verhältnismäßig gering. Die Entfaltung von *Cryptomonas* und *Rhodomonas* ist im Frühjahr nahezu unbedeutend im Vergleich zu den Biomassen, die in der zweiten Jahreshälfte von beiden erreicht werden.

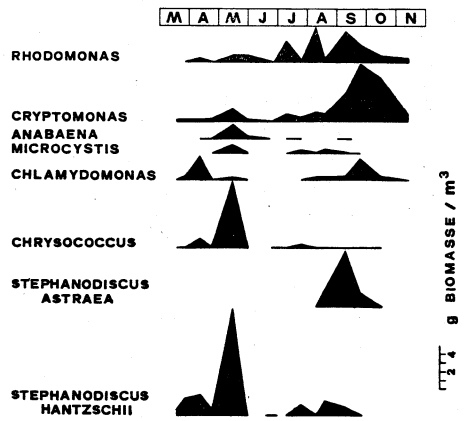
Für alle Plankter tritt im Frühsommer eine tiefe Zäsur in ihrer Entwicklung ein: In den Monaten Juni bzw. Juli sind *Anabaena, Microcystis, Chlamydomonas, Chrysococcus* und *Stephanodiscus hantzschii* kaum nachzuweisen; *Stephanodiscus astraea* tritt überhaupt erst im August auf. Nach dieser ‚Wachstumspause' verläuft der Neuaufbau der Populationen für die verschiedenen Arten/Gattungen recht unterschiedlich, so daß für die zweite Jahreshälfte ein differenziertes Bild von der zeitlichen Abfolge einzelner Algenmaxima und -minima entsteht. *Anabaena, Microcystis* und *Chrysococcus* verzeichnen im weiteren Jahresverlauf keine Massenentwicklung mehr; sie sind über weite Strecken gar nicht oder nur in Spuren nachweisbar. Auch *Stephanodiscus hantzschii* erreicht in der zweiten Jahreshälfte bei weitem nicht die Produktivtät wie im Frühjahr. Es scheint, als werde diese Alge im Herbst durch *Stephanodiscus astraea* gehemmt, die in allen Wasserschichten beachtliche Biomassen produziert. Bei *Chlamydomonas* kommt es im September zu einem weiteren, abgeschwächten Entwick-

lungsmaximum, das aber im Gegensatz zum April auf die oberste Entnahmetiefe beschränkt bleibt.

Im Herbst dominieren neben *Stephanodiscus astraea* vor allem die Cryptophyceen. Bei *Rhodomonas* führt das Populationswachstum bereits im Juli zu relativ großer Biomasse; der weitere Entwicklungsgang dieser Spezies ist durch eine kurzzeitige Abfolge von Maxima und Minima gekennzeichnet.

Cryptomonas entwickelt sich im Juli und August nur zögernd; erst im September zeigt diese Population größere Wachstumsraten. Im Oktober und November sind Cryptomonaden die vorherrschenden Algen. Beide Cryptophyceen-Gattungen treten stets gemeinsam auf, ihre Herbstmaxima aber liegen etwa zwei Wochen auseinander. Daraus könnte, wenn auch unter sehr starkem Vorbehalt, auf eine Konkurrenzbeziehung zwischen *Rhodomonas* und *Cryptomonas* geschlossen werden.

Abb. 22: Populationsgang der häufigsten Phytoplankter der Twistetalsperre (Meßstelle 5, Oberfläche)



Das horizontale Verbreitungsmuster des Phytoplanktons wird in Abb. 23 veranschaulicht. Die graphische Auswertung bezieht sich auf Oberflächenmessungen im oberen (MS 3), mittleren (MS 4) und unteren Talsperrenbereich (MS 5). Wegen der besseren Überschaubarkeit wurde für jede Art/Gattung nur das Monatsmaximum der Biomasse herangezogen; des weiteren wurde eine Art/Gattung nur für diejenigen Monate im Säulendiagramm berücksichtigt, in denen das Monatsmaximum ihrer Biomasse den Wert 1 g/m³ überschritten hatte.

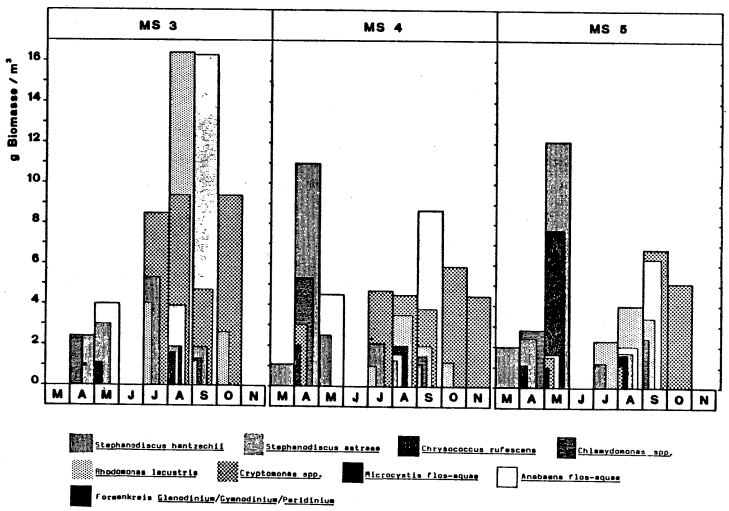
Erwartungsgemäß treten bei der horizontalen Verteilung des Planktons keine qualitativen Unterschiede auf. Alle beschriebenen Arten/Gattungen sind entlang der Stauachse anzutreffen – dies freilich nicht immer zum gleichen Zeitpunkt und in gleichem Umfang. Eine ausgeglichene horizontale Verteilung zeigen nur die Dinoflagellaten. *Anabaena* erzielt im Mai am oberen und mittleren Sperrenabschnitt jeweils mehr als doppelt soviel Frischgewicht wie an MS 5. *Cryptomonas* kann sich im Juli und August an MS 3 stärker entwickeln als an anderen Meßstellen; für den Oktober trifft dies nicht zu, wenn das Vertikalprofil dieser Alge herangezogen wird (s. Abb. 11). Auch *Rhodomonas* bevorzugt im August eindeutig den oberen Talsperrenbereich. Dagegen bestehen für *Chrysococcus* die günstigsten Wachstumsbedingungen im unteren Sperrenabschnitt: Im Mai beträgt hier die Massendifferenz zu anderen

Meßstellen bis 6,5 g/m³. Bei *Stephanodiscus hantzschii* ist die Bioproduktion an MS 4 und MS 5 sehr viel größer als an MS 3.

Für die Diatomeen ergibt sich ein vollständiger Überblick erst, wenn die horizontale Verteilung (Oberflächenwerte) im Zusammenhang mit der vertikalen Verteilung gesehen wird. *Stephanodiscus astraea* zeigt im September an MS 5 nur in der Tiefe ähnlich hohe Produktionsraten wie an der Oberfläche von MS 3 (s. Abb. 17). Gleiches gilt für *Stephanodiscus hantzschii,* wenn es um den Vergleich der April-Maxima an MS 4 und MS 5 geht (s. Abb. 19). Auch *Chlamydomonas* entfaltet seine Population im April sehr viel stärker in 2 m Tiefe als an der Wasseroberfläche.

Neben dem horizontalen Verbreitungsmuster vermittelt die Abb. 23 einen Überblick über die qualitative Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahresverlauf für die Meßstellen 3, 4 und 5 (Oberfläche). Eine wichtige Beobachtung besteht darin, daß in Zeiträumen verstärkter Planktonaktivität natürlich die Produktion selbst, aber auch die Artenzahl der Produzenten ansteigt. Für die Twistetalsperre muß ein Anstieg der Primärproduktion tendenziell auf das Wachstum *mehrerer* Einzelpopulationen zurückgeführt werden, wenn auch zeitweilig einzelne Arten dominieren.

Abb. 23: Zeitliche und räumliche Verteilung des Phytoplankton in der Twistetalsperre. Die Säulen kennzeichnen das Monatsmaximum der Algenbiomasse an den verschiedenen Meßstellen. Dargestellt sind nur Gipfelwerte > 1 g Biomasse/m³



Die Beziehungen zwischen Phytoplanktonbiomasse, qualitativer Zusammensetzung des Phytoplanktons und Artendominanz sind in Tabelle 1 ergänzend zur Abb. 23 dargestellt. Während der ersten Jahreshälfte ist die Zusammensetzung insgesamt ausgeglichen.

In diesem Zeitraum sind zwar relativ wenige Arten produktiv (Biomasse > 1 g/m³), Dominanzen treten aber selten auf. In der zweiten Jahreshälfte nimmt die Zahl produktionsbiologisch relevanter Plankter zu; durch unverhältnismäßig starkes Wachstum von *Stephanodiscus astraea* sowie der *Cryptomonaden* kommt es häufig zur Dominanz dieser Algen,

Tabelle 1: Die Beziehung zwischen Biomasse, Zusammensetzung und Artendominanz des Phytoplanktons in der Twistetalsperre.
(Bei den Angaben zur Biomasse handelt es sich um Monatsmaxima, auf 1 g/m³ gerundet.)

Monat /	Biomasse (g/m³)			Artenzahl mit Biomasse > 1 g/m³			Artendominanz (Biomasse > 50% der Gesamtbiomasse)		
Meßstelle	3	4	5	3	4	5	3	4	5
März	1	3	3	0	1	1	—	S. hantz.	S. hantz.
April	6	22	7	2	4	3	—	—	—
Mai	9	8	25	3	2	5	—	Anabaena	—
Juni	1	1	0	0	0	0	—	—	—
Juli	17	9	3	3	3	2	Cryptomon.	Cryptomon.	Rhodomon.
August	25	10	7	7	5	5	—	—	Rhodomon.
September	26	17	15	5	5	4	S. astraea	S. astraea	—
Oktober	12	7	6	2	2	1	Cryptomon.	Cryptomon.	Cryptomon.
November	1	5	2	0	1	0	—	Cryptomon.	—

besonders im oberen und mittleren Talsperrenbereich. Der o. g. Zusammenhang zwischen Umfang und Zusammensetzung der Biomasse kommt in seiner Tendenz durchaus zum Ausdruck.

Zur Entwicklung des Phytoplanktons in der Talsperre

Unter der Bedingung, daß exogene Faktoren (z. B. die Nährstoffzufuhr) von Staubeginn an relativ konstant bleiben, lassen sich die Änderungen der chemischen und biologischen Verhältnisse im angestauten Wasser weitgehend auf immanente Alterungsprozesse der Talsperre zurückzuführen. Die Alterung erfaßt sowohl den Wasserkörper als auch den überstauten Talsperrenboden (Sedimentbildung). Naturgemäß verläuft der Alterungsprozeß in nährstoffreichen Gewässern sehr viel schneller als in nährstoffarmen.

Auf die Entwicklung der chemischen Verhältnisse im Staubecken seit Erstanstau wurde bereits hingewiesen. Im folgenden sollen einige Tendenzen in der Entwicklung des Phytoplanktons näher beleuchtet werden. Als Vergleichsbasis dienen auch hier die Untersuchungen von SCHÖCKE (1980a) aus den Jahren 1978 und 1979.

Als Kriterium der Entwicklung im Hinblick auf ein stabiles ökologisches Gleichgewicht dient zunächst die Artenvielfalt sowie die Beständigkeit im Auftreten der einzelnen Arten; unter Vermeidung von Artendominanzen soll die Primärproduktion auf möglichst viele Arten verteilt sein. Ein stabiler Zustand ist weiterhin charakterisiert durch eine ausgeglichene Planktonaktivität während der Vegetationsperiode; hierbei verläuft der Aufbau von Planktonpopulationen stetig. Des weiteren soll die Sukzession von Primärproduzenten und -konsumenten aufeinander abgestimmt sein.

Bei der Beurteilung der Entwicklungstendenzen des Phytoplanktons in der Twistetalsperre sind eine Reihe von Einschränkungen zu machen: Erstens wurde das gesamte Artenspektrum der Algen wie auch des Zooplanktons nicht erfaßt. Überhaupt ist die Beurteilung des Alterungsprozesses nach den Kriterien des ökologischen Gleichgewichts im Falle der Twistetalsperre nur unter Vorbehalt möglich, da diese als eutrophes Gewässer definitionsgemäß ein

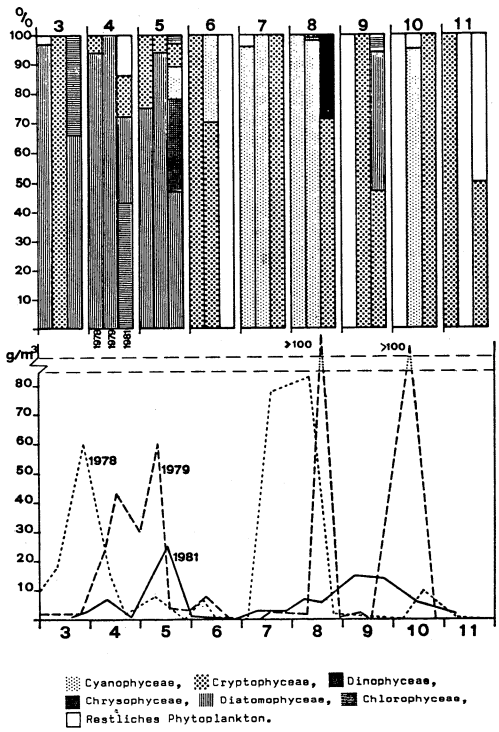
instabiles Ökosystem darstellt. Zudem können zum gegenwärtigen Zeitpunkt wegen der Juvenilität des Gewässers allenfalls Tendenzen in der Entwicklung festgestellt werden.

Im folgenden soll die Entwicklung des Phytoplanktons unter besonderer Betonung seiner quantitativen und qualitativen Zusammensetzung seit Staubeginn dargestellt werden.

Hervorzuheben ist, daß alle im Jahr 1981 produktionsbiologisch wichtigen Arten schon seit der Erstbesiedlung in der Talsperre vertreten sind. Andere Arten wie *Asterionella formosa,* die in den beiden ersten Jahren nach Anstau recht häufig waren, wurden 1981 nicht mehr angetroffen. Demgegenüber nahm für verschiedene Plankter, die in den früheren Jahren recht selten angetroffen worden waren, die Bedeutung für die Primärproduktion zu.

Dies gilt für die Gattung *Scenedesmus* und für die Dinoflagellaten, besonders auch für *Chrysococcus* und *Chlamydomonas,* vor allem aber für *Stephanodiscus astraea.* Die Produktion der Cyanophyceen ging 1981 bis fast zur völligen Bedeutungslosigkeit zurück. Auch *Stephanodiscus hantzschii* erreichte in diesem Jahr nur noch den Bruchteil seiner Masse von 1978 und 1979. Dagegen konnten die Cryptophyceen *(Cryptomonas* und *Rhodomonas)* ihren Anteil an der Primärproduktion erheblich vergrößern.

Abb. 24: Jahresverlauf der Phytoplanktonbiomasse und Anteil verschiedener Algenklassen an der Phytoplanktonbiomasse für die Jahre 1978, 1979 und 1981 in der Twistetalsperre. Berechnungsgrundlage: Monatsmaximum der Biomasse, auf 1 g/m³ gerundet. Dargestellt sind nur Werte > 1 g/m³. Die Werte für 1978 und 1979 sind entnommen aus SCHÖCKE (1980 a)



Die Jahresgänge der Phytoplanktonbiomasse sind für die Jahre 1978, 1979 und 1981 in Abb. 24 dargestellt. Die Planktonentwicklung 1981 unterscheidet sich drastisch von der in den beiden ersten Jahren nach Staubeginn. Bei weit geringerer Entfaltung weist die Planktonaktivität 1981 eine größere Stetigkeit und mehr Kontinuität auf. Die Biomasse überschreitet nur im Mai und im September den kritischen Wert von 10 g/m³; dies ist in den Jahren zuvor öfter der Fall; dabei ist der sprunghafte Anstieg und Abfall der Biomasse offensichtlich. Der sprunghafte Anstieg der Gesamtbiomasse ist jeweils eng an Massenentwicklungen weniger Arten gebunden. Dies wird ersichtlich, wenn die qualitative Zusammensetzung des Phytoplanktons, wie sie im oberen Teil der Abb. 24 dargestellt ist, im Zusammenhang mit den Jahresgängen der Biomasse gesehen wird. Sowohl 1978 als auch 1979 gehen Massenentfaltungen des Phytoplanktons nahezu vollständig auf Diatomeen (im Frühjahr) sowie auf Cyanophyceen (im Juli und August bzw. im Oktober) zurück. Für das Jahr 1981 ergibt sich ein völlig anderes Bild: Besonders in produktionsbiologisch wichtigen Zeiträumen wird die Produktion auf mehrere Arten verteilt; die Cyanophyceen spielen keine entscheidende Rolle mehr.

Aus der vergleichenden Betrachtung läßt sich folgende Tendenz erkennen: Bei stark reduzierter Primärproduktion und ausgeglichenem Produktionsrhytmus hat sich das Artenspektrum zu Ungunsten der Cyanophyceen hin zu den Cryptophyceen und Chlorophyceen verschoben; im Frühjahr und im Herbst dominieren Diatomophyceen.

Der Vergleich mit der ebenfalls eutrophen, aber schon seit 1914 betriebenen Edertalsperre (s. KIENERT 1978) zeigt eine bemerkenswerte Übereinstimmung, was den Entwicklungsgang und die Zusammensetzung des Phytoplanktons betrifft. Dies läßt vermuten, daß die Genese der Twistetalsperre im Hinblick auf ein – wenn auch entsprechend der Trophielage labiles – Gleichgewicht weit vorangeschritten ist.

Beurteilung des Gewässers aufgrund der chemischen und biologischen Befunde

Zur Beurteilung der Trophielage eines Gewässers wurden in der Geschichte der Limnologie zahlreiche Parameter diskutiert (s. ELSTER 1958). Dabei hat sich die organische Urproduktion als geeignetes Maß für die Trophie herausgestellt. Mit zunehmender Intensität der Primärproduktion steigt der Trophiegrad von oligotroph über mesotroph und eutroph bis hocheutroph an. Für die Einstufung in eine bestimmte Trophieebene gelten allgemein die von VOLLENWEIDER (1968) festgelegten Grenzbereiche: Gewässer mit einer maximal gebildeten Biomasse zwischen 5 und 10 g/m³ sind als eutroph zu beurteilen; solche mit noch größerer Produktion gelten als hocheutroph.

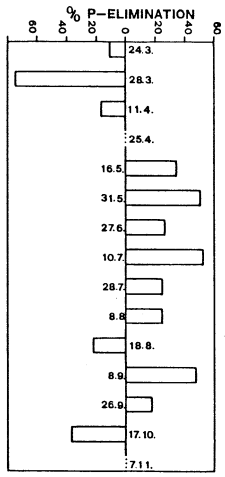
Für die Twistetalsperre wurden 1981 Biomassenwerte bis 31 g/m³ ermittelt (Punktproben). Der obere Grenzwert für den eutrophen Zustand wurde im mittleren und unteren Talsperrenbereich in den Monaten April und Mai sowie im September deutlich überschritten; im oberen Talsperrenabschnitt geschah dies während der Monate August, September und Oktober. Der Twistestausee ist also nach den Kriterien von VOLLENWEIDER auch für das Jahr 1981 als hocheutroph einzustufen. Hierfür sprechen eine Reihe weiterer Indizien wie z. B. der Sauerstoffschwund des Hypolimnions im Sommer und die konstant hohe Nährstoffzufuhr.

Auf die hohe Nährstoffbelastung der Twistetalsperre wurde in dieser Arbeit schon mehrfach hingewiesen. Zum Zwecke der Nährstoffelimination ist dem Staubecken eine Vorsperre vorgeschaltet. Trotz dieser Maßnahme ist die allochthone Phosphorzufuhr in die Talsperre außerordentlich groß. Dies wirft die Frage nach den Retentionsleistungen der Vorsperre auf.

Die Phosphatelimination erfolgt sowohl durch abiogene wie durch biogene Festlegung; beide Mechanismen sind zeitabhängig und werden deshalb von der Verweilzeit des Wassers in der Vorsperre sehr stark beeinflußt. Die Beziehungen zwischen Niederschlagsmenge, Phosphoreintrag und Verweilzeit auf der einen und P-Eliminationsleistung auf der anderen Seite wurden für die Twistetalsperre von MEINEL et al. (1981) ausführlich beschrieben. In diesem Zusammenhang sei auf die Fragwürdigkeit existierender Prognosemodelle der P-Elimination hingewiesen (BENNDORF 1973; UHLMANN et al. 1971; MÜLLER 1978).

Vorsperrenbecken können mit einer kontinuierlich durchflossenen Algenkultur verglichen werden und lassen sich wegen ihres chemostatähnlichen Charakters mit Modellen offener Systeme gut erfassen. Zur Beurteilung der Eliminationsleistungen genügt es also, den Phosphat-input und -output der Vorsperre zu vergleichen. Dazu wurden die Werte am Einlauf und am Überlauf der Vorsperre gegenübergestellt und aus der Differenz die Eliminationsleistung berechnet.

Abb. 25: Die Orthophosphat-Elimination durch die Twistetalsperre-Vorsperre an verschiedenen Meßtagen 1981



Wie die Abb. 25 zeigt, ist die Retentionsleistung der Vorsperre insgesamt gesehen gering. Nur im Mai, Juli und im September werden mehr als 40% des P-Eintrags zurückgehalten. Für das Frühjahr ergibt sich bei geringem P-Eintrag sogar ein Verstärkungseffekt durch die Vorsperre. Das Talsperrenwasser wurde im Winter 1980/81 aus technischen Gründen fast vollständig abgelassen; der Neuanstau war erst Anfang April 1981 abgeschlossen; während des Anstaus muß die Durchflußrate in der Vorsperre sehr hoch gewesen sein, so daß aufgrund der besonderen Strömungsverhältnisse bereits festgelegte Phosphate mobilisiert wurden. Bei den ersten Probeentnahmen wurden in der Hauptsperre sehr hohe Trübstoffkonzentrationen festgestellt, die auf einen Mitreißeffekt im Vorsperrenbecken hinweisen. Ähnliche Verhältnisse traten auch Mitte August ein. Hier liegt die Ursache in der hohen Wasserführung der Twiste, verbunden mit einer enorm gesteigerten P-Zufuhr. Der Nährstoffeintrag in die Hauptsperre war 1981 gegenüber unverändert hoch, in der zweiten Jahreshälfte sogar erheb-

lich größer. Phosphor konnte als wachstumsbegrenzender Faktor zu keiner Zeit wirksam werden. Dennoch ist die Planktonentwicklung stark rückläufig gewesen.

Als Erklärung kommen neben Stabilisierungstendenzen der Planktonpopulationen vor allem klimatische Faktoren in Betracht. Der Aufbau von Algenmaxima hängt zweifellos auch von den Temperatur- und Strahlungsbedingungen ab (LAMPERT und SCHOBER 1978). Die Schönwetterperioden waren 1981 offenbar zu kurz, um die Algenproduktionen zur vollen Entfaltung zu bringen. Möglicherweise bestand auch nur selten eine zeitliche Korrelation zwischen günstigen Klimaverhältnissen und der physiologisch bedingten Entwicklungsrhythmik vorherrschender Phytoplankter. Des weiteren könnte der „standing crop" der Algenbiomasse durch Zooplankter stark gemindert worden sein. Die Veränderungen im Erscheinungsbild der Twistetalsperre müssen also mit Sicherheit als das Ergebnis komplexer Wechselbeziehungen gesehen werden.

Zusammenfassung

In der Zeit von März bis November 1981 wurden an der Twistetalsperre das Phytoplankton und verschiedene limnochemische Faktoren untersucht. Anhand der Untersuchungen wurde der Alterungsprozeß der 1977 in Betrieb genommenen Talsperre verfolgt.

Wie die Ergebnisse zeigen, wird der Stoffhaushalt der Talsperre vor allem durch die hohe allochthone Nährstoffbelastung bestimmt. Wie schon in den Jahren zuvor lag die Phosphatzufuhr weit über dem minimalen Eutrophierungsrisiko. Die Vorsperre erfüllt ihre Aufgabe der Nährstoffelimination nach wie vor nur in sehr ungenügender Weise. Auch das Angebot an gelöster Kieselsäure war in der Talsperre zu groß, um die Entfaltung der Diatomeen limitieren zu können. Erhöhte Phosphatkonzentrationen am Sperrengrund auch bei Vorherrschen oxydativer Verhältnisse weisen darauf hin, daß sich die Sedimentbildung des überstauten Talsperrenbodens noch im Anfangsstadium befindet.

Bei schwach ausgeprägter Temperaturschichtung und geringem pH-Gradienten traten während der Sommermonate zum Teil erhebliche Sauerstoffdefizite im Hypolimnion auf. Gegenüber den Jahren zuvor hat sich die Sauerstoffbilanz jedoch merklich verbessert; dies gilt in gleichem Maß für Dauer, Umfang und Ausbreitung der hypolimnischen Sauerstoffzehrung. Die Untersuchungen am Phytoplankton der Talsperre erstreckten sich auf die qualitative und quantitative Erfassung der vorherrschenden Arten. Die Primärproduktion wurde in der Reihenfolge ihrer Bedeutung durch folgende Plankter bestimmt: *Stephanodiscus astraea, Stephanodiscus hantzschii, Cryptomonas* spp., *Rhodomonas lacustris, Chrysococcus rufescens, Chlamydomonas* spp., *Anabaena flos-aquae,* Formenkreis *Glenodinium/Gymnodinium/Peridinium, Microcystis flos-aquae, Scenedesmus* spp., *Aphanizomenon flos-aquae* und *Actinastrum hantzschii.*

Alle genannten Plankter sind seit der Erstbesiedlung in der Talsperre vertreten; ihre produktionsbiologische Relevanz hat sich seitdem jedoch deutlich verschoben: Während Cyanophyceen für die organische Urproduktion nahezu bedeutungslos geworden sind, konnten die Cryptophyceen ihren Anteil steigern. *Stephanodiscus hantzschii* und *Stephanodiscus astraea* korrespondieren in ihrer Entwicklung beim Aufbau der Frühjahrs- und Herbstmaxima. Die relative Ausgeglichenheit in der qualitativen Zusammensetzung des Phytoplanktons deutet auf eine zunehmende Stabilisierung der Planktonbiocoenosen hin.

Die Veränderungen in der quantitativen Zusammensetzung des Phytoplanktons gegenüber den Jahren zuvor werden begleitet von einem beachtlichen Rückgang seiner Gesamtbio-

masse. Dennoch ist die Twistetalsperre nach wie vor als hocheutroph einzustufen. Die Algenentwicklung nimmt aber 1981 einen für eutrophe Verhältnisse sehr ausgeglichenen Verlauf und ist mit der älterer Gewässer durchaus vergleichbar.

Für die Tendenzen in der Zusammensetzung wie auch der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons kommen Alterungsprozesse, aber auch klimatische Faktoren in Betracht. Offenbar ist die Genese des Stausees für weitreichende Veränderungen im Grundmuster der Primärproduktion verantwortlich; klimatische Bedingungen können dieses Grundmuster zusätzlich variieren.

Literaturverzeichnis

BENNDORF, J. (1973): Prognose des Sauerstoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher und semikontinuierlicher Modelle. II. Prüfung der Prognosegenauigkeit. — Int. Rev. ges. Hydrobiol. **58:** 1—18.

BERNHARD, H. CLASEN, J und NUSCH, E. A. (1973): Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung der Eutrophierungsvorgänge und ihrer Ursachen an Riveris- und Wahnbachtalsperre. — Vom Wasser **40**: 245—303.

BEUSCHOLD, E. (1961): Limnologische Untersuchungen am Hauptbecken der Saidenbach-Talsperre. — Int. Rev. ges. Hydrobiol. **46:** 18—42.

EINSELE, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. — Arch. Hydrobiol. **29:** 664—686.

ELSTER, H.-J. (1958): Das limnologische Seetypensystem, Rückblick und Ausblick. — Verh. internat. Ver. Limnol. **13:** 101—120.

— (1974): Wechselwirkungen zwischen Chemie und Biologie bei der Eutrophierung des Bodensee. — Vom Wasser, Weinheim, Bd. **43.**

— und EINSELE, W. (1937): Beiträge zur Hydrographie des Bodensees (Obersee). — Int. Rev. Hydrobiol. Hydrogr. **35:** 522—585.

ETTL, H. (1980): Grundriß der allgemeinen Algologie. — Stuttgart, New York: Fischer.

GÄCHTER, P. (1968): Phosphorhaushalt und planktische Primärproduktion im Vierwaldstättersee (Horwer Bucht). — Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie **30:** 1—66.

GRIM, J. (1967): Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. — Gas-Wasserfach **108:** 1261—1271.

HEDLICH, R. (1966): Über die Auswaschung von Pflanzennährstoffen aus Waldböden und ihr Einfluß auf die Wasserqualität von Talsperren. — Wiss. Zeitschr. Karl-Marx-Univ. Leipzig **15:** 217—227.

HOEK, VAN DEN, C. (1978): Algen. 1. Aufl., Thieme, Stuttgart.

HOFFMANN, U. (1966): Die Weidatalsperre — Ein Beitrag zur Limnologie der Talsperren. — Limnologica **4:** 562—578.

KIENERT, W. (1978): Ökologische Untersuchungen am Phytoplankton der Edertalsperre. — Diss. Gesamthochschule Kassel.

KLOTTER, H.-E. und NEUSSEL, R. (1959): Orthophosphate und Polyphosphate im Abwasser und Oberflächenwasser. — Vom Wasser, Weinheim, 110—145.

LAMPERT, W. und SCHOBER, U. (1978): Das regelmäßige Auftreten von Frühjahrsalgenmaximum und ‚Klarwasserstadium' im Bodensee als Folge von klimatischen Bedingungen und Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton. — Arch. Hydrobiol. **82:** 364—386.

MEINEL, W., SCHÖCKE, K., MATTHIAS, U. (1981): Über die Funktion und den Wirkungsgrad von Talsperrenvorsperren, dargestellt am Beispiel des nordhessischen Twistesees — Philippia **4:** 414—426.

MEINEL, W., SCHÖCKE, K., RIEMENSCHNEIDER, H. (1981): Untersuchungen zum Phosphatmetabolismus der Twistetalsperre (Arolsen, Nordhessen). — Philippia **4:** 281—306.

MEINEL, W., MATTHIAS, U., SCHADE, B. (1983): Zooplankton- und Zoobenthosuntersuchungen im Litoral einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). — Arch. Hydrobiol. **97:** 145—162.

MÜLLER, H. (1978): Grundlagen der biologischen Phosphoreliminierung in Vorsperren. — DVGW-Schriftenreihe, Wasser **16:** 114—139.

OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxydakkumulation als produktionsbiologischer Indikator. — Arch. Hydrobiol. **46:** 153—285.

— (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. — Jb. v. Wasser **20:** 11—23.

— (1955): Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung. — Verh. intern. Ver. Limnol. **12:** 373—382.

— (1964): Interstitiallösungen der Sedimente, Nährstoffgehalt des Wassers und Primärproduktion des Phytoplanktons in Seen. — Helgol. Wiss. Meeresunters. **10:** 411—429.

— (1976): Grenzen der Produktivität und optimale Nutzung holsteinischer Seen. — Vom Wasser **47:** 3—35.

OBERBECK, J. (1962): Untersuchungen zum Phosphathaushalt von Grünalgen. — Arch. Hydrobiol. **58/3:** 281—308.

SCHÖCKE, K. (1980 a): Limnologische Untersuchungen an einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). — Diss. Gesamthochschule Kassel.

— (1980 b): Abiogene Nährstoffeliminierung in einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). — Arch Hydrobiol. **89/4:** 483—508.

SCHWOERBEL, J. (1971): Einführung in die Limnologie. Fischer, Stuttgart.

UHLMANN, D., BENNDORF, J., ALBERT, W. (1971): Prognose des Stoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher biologischer Modelle, I: Grundlagen. — Int. Rev. ges. Hydrobiol. **56/4:** 513—539.

UTTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. — Int. Ver. f. theor. u. angew. Limnologie, Mitt. No. **9**.

VOLLENWEIDER, R. A. (1968): Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. — OECD DAS / CSJ / 68. 27.

Manuskript bei der Schriftleitung eingegangen am 4. Juli 1984.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. WERNER MEINEL
Dr. UWE MATTHIAS
WILFRIED MÜLLER
Institut für Zoologie-Limnologie
Universität Kassel
Heinrich-Plett-Straße 40
D—3500 Kassel
BRD

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Philippia. Abhandlungen und Berichte aus dem Naturkundemuseum im Ottoneum zu Kassel

Jahr/Year: 1982-1987

Band/Volume: 5

Autor(en)/Author(s): Meinel Werner, Matthias Uwe, Müller Winfried

Artikel/Article: Entwicklungstendenzen der Phytoplanktonbiozönose in einem juvenilen Staugewässer (Twistetalsperre, Nordhessen) 236-264