PHILIPPIA IV/4: 281–306 1981

WERNER MEINEL, KARL SCHÖCKE und HELMUT RIEMENSCHNEIDER

Untersuchungen zum Phosphatmetabolismus der Twistetalsperre (Arolsen, Nordhessen)

Abstract

From January to December 1979, the main phosphorus compounds occurring in a recently constructed freshwater reservoir have been analyzed (Twistetalsperre, North Hesse, Federal Republic of Germany). The chlorophyll content of the water body has also been controlled. Certain amounts of phosphates were constantly released from ground sediments and flooded grassy areas. During summer, phosphate stimulated mass development of blue-green algae was observed over relatively long periods. The complex relations between phosphate concentration and phytoplankton development are discussed.

1. Einleitung

Limnologische Untersuchungen an Talsperren gehen mit ihrer Zielsetzung meist über die Fragen der Grundlagenforschung hinaus. Oft haben diese Zielsetzungen einen angewandten Bezug; die gewonnenen Resultate sind meist für die Praxis von Bedeutung. Der Grund hierfür liegt in der volkswirtschaftlichen Bedeutung der Talsperren hinsichtlich der Trinkwasserversorgung, des Hochwasserschutzes, der Flußregulierung, der Fischerei, der Ener-

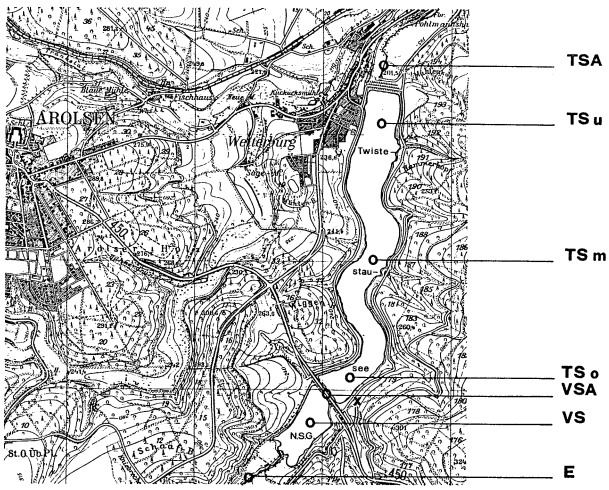


Abb. 1. Lageplan der Twistetalsperre und Meßstellen (E = Einlauf, VS = Vorsperre, VSA = Vorsperre-Auslauf, TSo = Talsperre oben, TSM = Talsperre Mitte, TSu = Talsperre unten, TSA = Talsperre-Auslauf)

gieversorgung und nicht zuletzt der Infrastruktur des angrenzenden Gebietes. Die jeweilige Funktion der Talsperre kann durch eine allochthone Nährstoffbelastung, die meist auf anthropogene Einflüsse zurückgeht, eingeschränkt werden. Die durch hohe Nährstoffzufuhr hervorgerufene Steigerung der Primärproduktion kann mit ihren Folgeerscheinungen große Fischsterben verursachen, die Trinkwassergewinnung erschweren oder den Erholungswert des Gewässers herabsetzen.

Die zunehmende Eutrophierung der Talsperren wird durch ein Übermaß der mit Abwässern zugeführten Algennährstoffe verursacht (THOMAS 1955 u. a.). Zahlreiche Untersuchungen haben ergeben, daß unter den Nährstoffen vor allem den Phosphorverbindungen die entscheidende Rolle zukommt (OHLE 1953, 1955, GRIM 1967, MEINEL et al. 1980, SCHÖCKE, 1980a). Die Elimination von Orthophosphat nimmt bei der Seensanierung eine zentrale Stellung ein. Die Möglichkeiten der Phosphatelimination in Talsperren, sei es durch chemische Fällung oder durch biogene Elimination in Vorsperren, wurden von UHLMANN (1968), BENNDORF et al. (1972, 1973), WILHELMUS (1976) u. a. ausführlich dargestellt.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem spezifischen Phosphatmetabolismus der neuerbauten Twistetalsperre. Ziel der Untersuchungen war es, verschiedene Phosphatfraktionen über einen Zeitraum von einem Jahr (Januar – Dezember 1979) qualitativ und quantitativ zu erfassen. Parallel hierzu wurden Chlorophyllmessungen durchgeführt, um die Wechselbeziehungen zwischen der Algenentwicklung und der Änderung der Phosphatkonzentration darzustellen. Ein weiterer Untersuchungsaspekt ergab sich aus der Tatsache, daß bis Dezember 1978 die biologisch geklärten Abwässer der Kläranlage Twistetal die Talsperre belasteten. Erst gegen Ende 1978 wurde eine Ringleitung fertiggestellt, welche die Abwässer an der Talsperre vorbeiführt. Somit konnte überprüft werden, welche Wirkung diese plötzliche Nährstoffverminderung auf die hochproduktive Talsperre hatte.

Seit Herbst 1977 wird das neuentstandene Gewässer im Rahmen des „Forschungsprojektes Twistetalsperre" von der Arbeitsgruppe Limnologie an der Universität Kassel eingehend untersucht. Bei den biologischen Untersuchungen ist die Erstbesiedlung durch das Phyto- und Zooplankton von besonderem Interesse (MEINEL et al. 1980, SCHÖCKE 1980 a), die abiotischen Untersuchungen beschränken sich weitgehend auf den Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Aufgrund des vorläufigen Fehlens einer Sedimentschicht weist der Nährstoffhaushalt dieser Talsperre einige Besonderheiten auf, die mit den Gegebenheiten in älteren Gewässern nicht vergleichbar sind (MEINEL et al. 1980, SCHÖCKE 1980 b, BREHM und SCHÖCKE 1980).

2. Die Twistetalsperre und ihr Einzugsgebiet

Die Twistetalsperre wurde nach einer Bauzeit von über vier Jahren im Dezember 1977 fertiggestellt; die Vorsperre wurde bereits 1974 in Betrieb genommen. Die Hauptaufgabe der Twistetalsperre besteht darin, dem Niederschlagsgebiet des unteren Diemelbereichs einen wirksamen Hochwasserschutz zu bieten. Bei einem hundertjährigen Hochwasser (HQ 100) von 114 m^3/s und bei einem HQ 20 von 44 m^3/s soll die Sperre mit einem maximalen Hochwasserschutzraum von 4,7 x 10^6 m^3 den Regelabfluß auf 10 m^3/s reduzieren. Die durchschnittliche jährliche Zuflußspende der Twiste liegt bei 0,7 m^3/s.

Neben dem Hochwasserschutz soll die Talsperre die Infrastruktur des angrenzenden Gebietes beleben. Schon bei der Planung wurde diesem Gesichtspunkt Rechnung getragen, so

daß mit der Fertigstellung der Talsperre gleichzeitig ein Zentrum für den Fremdenverkehr geschaffen wurde. Die Einrichtungen hierfür (Wassersportanlagen, Wanderwege usw.) wurden äußerst großzügig bemessen. Um für die Erholungssuchenden eine gute Wasserqualität zu gewährleisten, wurde neben dem Bau einer Vorsperre unter hohem Kostenaufwand ein Abwasserringkanal um die Talsperre verlegt, der die biologisch geklärten Abwässer der umliegenden Gemeinden aufnimmt. Die dem Staubecken vorgeschaltete Vorsperre dient nicht nur der Nährstoffelimination und der Zurückhaltung des bei Hochwasser von der Twiste mitgeführten Geschiebes, sondern auch dem Vogelschutz und ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

2.1. Geographie und Geologie

Die Twistetalsperre liegt im Gebiet des Kreises Waldeck-Frankenberg (Nordhessen), 2 km östlich der Stadt Arolsen. Unmittelbar an das Westufer grenzt die Gemeinde Arolsen-Wetterburg. Die Längsachse der Talsperre verläuft von Süden nach Norden, das Becken selbst ist mehrfach gewunden. Bei Sommerdauerstau liegt die Seeoberfläche 209,5 m über NN. Das Einzugsgebiet der Twistetalsperre ist 127,7 km² groß; die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Twistetal dienen hauptsächlich der Weidewirtschaft. Die Hänge, die die Talsperre unmittelbar umgeben, sind weitgehend bewaldet und fallen östlich steil zur Uferlinie hin ab. Im Gebiet des Staubeckens steht Mittlerer Buntsandstein der Volpriehausener Serie an, dessen Schichtfolge durch dünnbankige und stark geklüftete Sandsteinbänke mit Tonsteinzwischenlagen ausgezeichnet ist. In der Talaue wird diese Abfolge vorwiegend von lehmigen Tonen und sandigen Schluffen überdeckt.

2.2. Morphometrische und hydrologische Daten

Nach Fertigstellung der Talsperre wurde ab Dezember 1977 aufgestaut. Aus betriebstechnischen Gründen konnte der Anstau nur sehr langsam erfolgen; erst im Frühjahr 1979 wurde der Stand des Sommerdauerstaus mit 4,38 Mio m³ erreicht.

Tab. 1. Morphometrische und hydrologische Daten (alle Werte bezogen auf Sommerdauerstau)

	Talsperre	Vorsperre
Stauraum	$4{,}38 \cdot 10^6$ m³	150 000 m³
Gesamtstauraum	$8{,}80 \cdot 10^6$ m³	211 000 m³
Staufläche	64,3 ha	11,8 ha
mittlere Tiefe	7,00 m	1,00 m
maximale Tiefe	13,50 m	3,00 m
Länge	2,4 km	0,5 km
Breite	0,3 km	0,3 km
Ausbaugrad	40 %	—
Umgebungsarealfaktor f_U nach OHLE (1958)	198	1082
theoretische Verweilzeit (Tage)	73	2,5

3. Die Rolle des Phosphors im limnischen System

3.1. Phosphor als Eutrophierungsfaktor in Seen

Für Eutrophierungsprozesse ist die Düngewirkung durch nährstoffreiche Abwässer aus Kläranlagen oft entscheidend. Da bei den meisten Kläranlagen eine „dritte Reinigungsstufe" fehlt, verfügen die so behandelten Klärwässer über hohe Anteile von anorganischem Phosphat, das den autotrophen Organismen als Nährstoff unmittelbar zur Verfügung steht. Dazu kommen Schwemmwässer von landwirtschaftlich genutzten Ertragsflächen sowie Silo- und Gülleabwässer aus der Landwirtschaft, die nach OHLE (1976) sämtliche anderen Direktverschmutzungen der Oberflächengewässer bei weitem übertreffen.

Durch Zuführung von nährstoffreichen Abwässern wird der Stoffhaushalt eines ehemals unbelasteten oligotrophen Sees erheblich gestört. Die allochthonen Nährstoffe fördern bei entsprechenden physikalischen Bedingungen (Verweilzeit, Licht, Temperatur) die Primärproduktion in einem stehenden Gewässer. Die Nährstoffanreicherung führt über die Algenproduktion zu den bekannten Sekundärbelastungen. Nach OHLE (1953) ist die „Steigerung der organischen Produktion in Fischteichen durchaus erwünscht und auch einzelne, flache Seen können auf diesem Weg in fischereilicher Hinsicht verbessert werden". In praxi jedoch ist die Abwasserlast, die man einem solchen Gewässer zumutet, häufig zu groß, so daß der anfängliche Vorteil in das Gegenteil umschlägt. Tiefere Seen, die im Sommer eine thermische Schichtung aufweisen, sind gegenüber einer gesteigerten Nährstoffzufuhr noch viel empfindlicher als flache Gewässer.

In der Stagnationsperiode wird das weitgehend von der Oberfläche abgeschlossene Tiefenwasser im Gegensatz zu den vom Wind gleichmäßig durchmischten flachen Gewässern mit abgestorbenen, abgesunkenen Organismen und Detritus angereichert. In das Hypolimnion gelangt nur selten oder gar kein Sauerstoff. Beim bakteriellen Abbau der organischen Substanz wird der O_2-Vorrat mehr und mehr erschöpft, bis schließlich ein Fäulnismilieu mit anaeroben Prozessen entsteht. Je größer die Primärproduktion ist, um so schneller verlaufen die weiteren Eutrophierungsvorgänge.

In natürlichen unbelasteten Seen ist die Biomasseentwicklung im Vergleich zu eutrophierten Gewässern um ein Vielfaches geringer. Zwar tritt auch hier eine jahreszeitlich bedingte Steigerung der organischen Produktion ein; sie führt jedoch nicht zu derartig umwälzenden

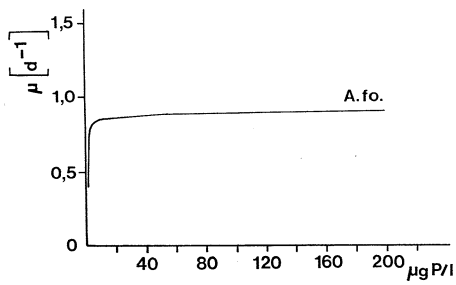


Abb. 2. Beziehung zwischen Wachstumsrate μ_P und Phosphat-P-Konzentration im Medium bei *Asterionella formosa* unter optimalen Licht- und Temperaturbedingungen (nach UHLMANN et al. 1971 und BENNDORF 1973)

Folgen wie in nährstoffreichen Seen. Das Gleichgewicht des Stoffkreislaufs ist somit wesentlich stabiler als in eutrophen Gewässern. Stickstoff und vor allem Phosphor werden in der limnologischen Literatur am häufigsten als produktionsbegrenzende Minimumstoffe angesehen. Die entscheidende Nährstoffsteuerung der Primärproduktion im Sinne des LIEBIGschen Minimumgesetzes wird nach Übereinstimmung zahlreicher Autoren durch Phosphor bewirkt. Allerdings gibt GRIM (1967) zu bedenken: „Früher, und zum Teil auch heute noch, glaubte man, eine Erhöhung der Zufuhr dieses „Minimumstoffes" . . . müsse unmittelbar eine entsprechende Steigerung der pflanzlichen Produktion zur Folge haben, wenn die klimatischen Bedingungen günstig wären. Sicher müssen wir eine solche Vorstellung als zu extrem, zu einseitig, zu undifferenziert, mit anderen Worten als zu primitiv bezeichnen . . .".

Anorganischer Phosphor ($PO^3{}_4^-$) kam im Epilimnion nicht verunreinigter Seen nur in kaum meßbaren Konzentrationen vor (d. h. weniger als 1–2 µg PO_4–P/l), so daß schon daraus auf seine produktionsbegrenzende Fuktion geschlossen werden konnte. OHLE (1953, 1955) führte daher die „rasante Seeneutrophierung" in den letzten Jahrzehnten auf die zivilisatorisch bedingten P-Zufuhren zurück. Gleichzeitig ist aber darauf hinzuweisen, daß Phosphat bei fortschreitender Erhöhung seiner Konzentration zunehmend unwirksamer für die Produktionserhöhung wird. Für einige limnologische Fragestellungen ist von besonderer Bedeutung, daß die Produktion organischer Substanz nicht direkt von der Konzentration des Phosphats abhängt. So besteht landläufig immer noch die Auffassung, daß mit einer gesteigerten Phosphorzufuhr eine lineare Steigerung der Produktion einhergeht. Doch ist nicht allein die Konzentration entscheidend, sondern das Vorhandensein schlechthin (GRIM 1967). Einige µg P/l genügen schon, um Algenentwicklungen größeren Ausmaßes zu initiieren und bei günstigen meteorologischen Bedingungen über Wochen und Monate aufrechtzuerhalten (Abb. 2).

Zur Unterstützung dieser These sei auf die Untersuchungen von UHLMANN et al. (1971), BENNDORF (1973), MÜLLER (1972) und OVERBECK (1962) hingewiesen. Sie zeigen, daß Konzentrationen im 0 – 20 µg PO_4–P/l-Bereich ausreichen, um die Sättigung von Algenzellen für Phosphat zu bewirken. Des weiteren wird deutlich, daß Algen Phosphat in unterschiedlich hohen Konzentrationen inkorporieren können und über eine bemeekenswerte Speicherungsfähigkeit verfügen (MÜLLER 1972; Abb. 3). Die Menge des von P-verarmten Zellen gespeicherten Phosphats ist weit höher als die für das aktuelle Wachstum benötigte (Übersicht bei KUHL 1963, 1968).

Die Fähigkeit, Phosphat über den aktuellen Bedarf hinaus zu speichern, ist ein wichtiger ökologischer Faktor, denn mit dem Speicherphosphat können die Organismen Perioden unzureichender P-Versorgung überbrücken (GRIM 1976, SOEDER 1970). GRIM (1967) hat auch darauf hingewiesen, daß die P-Speicherung, vor allem durch planktische Diatomeen, eine wichtige Rolle bei der Phosphorverarmung der Produktionszone spielt. Das gespeicherte, noch nicht zum Zellwachstum benötigte Phosphat wird von den aus der trophogenen Zone absinkenden Algen mitgenommen und geht so einer weiteren Verwertung zunächst verloren. Sobald die Bedingungen dafür gegeben sind, kann der in den Algenzellen gespeicherte Phosphor zur Bildung einer mehr oder weniger großen Massenentfaltung mobilisiert werden (GRIM 1967).

3.2. Zustandsformen des Phosphors im Gewässer

Der Phosphor kommt im Gewässer in verschiedenen Zustandsformen vor. Grundsätzlich muß zwischen gelösten und suspendierten Phosphaten unterschieden werden; zusätzlich kann in

beiden Fällen organische oder anorganische Bindung vorliegen. Gelöstes anorganisches Phosphat, oft als Orthophosphat bezeichnet, kommt in natürlichen, unbelasteten Gewässern nur in geringen Mengen vor. Einen zweiten wesentlichen Anteil anorganisch gelöster Phosphate bilden die kondensierten Phosphate, die als Bestandteil der meisten modernen Waschmittel und einiger anderer industrieller Produkte mit dem Abwasser in größeren Mengen in die Gewässer gelangen können.

Daneben liegen in vielen Organismen die Phosphatreserven der Zellen hauptsächlich in Form kondensierter Phosphate vor (KUHL 1960, 1962, LANGEN 1965). Zum anderen muß man für gelöste Zustandsformen die organischen, größtenteils als Kolloide oder an solche

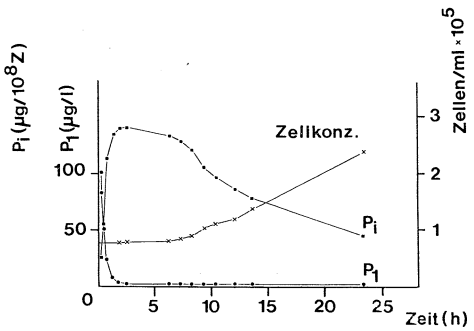


Abb. 3. Aufnahme von Orthophosphat durch phosphorverarmte Zellen von *Nitzschia actinastroides* im Licht bei 23° C (P_1 = Orthophosphat im Medium, Pi = in den Zellen gebundener Phosphor; nach MÜLLER 1972)

adsorptiv gebundenen Phosphate von den anorganisch gelösten trennen. $FePO_4$, $Ca_3(PO_4)_2$ und andere damit verwandte Adsorptionskomplexe liegen anorganisch suspendiert vor; dazu kommt organisches sowie adsorptiv gebundenes Phosphat in Form von Organismen und Detritus. Alle Fraktionen zusammen bilden das Gesamtphosphat, das einem vielfältigen und noch nicht bis in alle Einzelheiten erforschten biogenen Metabolismus im Gewässer unterliegt.

4. Methoden

4.1. Entnahme der Proben

Während der Produktionszeiträume wurden im fünftägigen Abstand und für gesonderte Fragestellungen über längere Zeiträume täglich Proben entnommen; im Winter in der Regel alle 14 Tage. Eine Entnahmezeit zwischen 9.00 und 12.00 Uhr wurde stets eingehalten, um eine Verfälschung der Werte durch eine mögliche tageszeitliche Abhängigkeit des P-Stoffwechsels (OVERBECK 1962, BENNDORF 1968) auszuschalten. Das zu untersuchende Wasser wurde im FRIEDINGER-Schöpfer (5 l Fassungsvermögen) mit Hilfe einer Seilwinde von einem Boot aus gezogen. An den Meßstellen E, VS, TSo, TSm und TSA (Abb. 1) wurden Oberflächenproben entnommen. Um die vertikale Verteilung des Phosphors und des Phytoplanktons vollständig zu erfassen, wurden an Meßstelle TSu Proben aus Tiefenbereichen von 0,1 m, 2 m, 4 m, 7 m und 13,5 m geschöpft. Jeweils aus demselben Schöpfgang wurde

das Wasser für die Chlorophyll- und die Phosphatbestimmung gesondert in 1 l Plastikflaschen abgefüllt.

4.2. Methoden der Phosphat- und Chlorophyllanalyse

Die quantitative Analyse des Phosphats mittels Ammoniummolybdat in schwefelsaurer Lösung und Reduktion des Phosphormolybdänkomplexes zu Molybdänblau, wird in einer Fülle von Modifikationen (z. B. AMBÜHL und SCHMID 1965, CZENSNY 1953, HERON 1962, MURPHY und RILEY 1962, SHEN 1962, DEV 1975 u. a.) empfohlen. Nach eingehender Überprüfung alternativer Methoden (z. B. VOGLER 1965, 1966, 1970) wurde ein nach OHLE (1936), AMBÜHL und SCHMID (1965) und dem DEV (1975) modifiziertes Verfahren gewählt. Voraussetzung für das angewandte Verfahren ist ein hochauflösendes Spektralphotometer und die Verwendung von Quarzküvetten, deren Schichtdicke 10 cm beträgt.

Als Reduktionsmittel für die Entwicklung des Molybdänblaus können verschiedene Reagenzien verwendet werden. Das häufigste Reduktionsmittel ist Zinn, das entweder als metallisches Zinn (CZENSNY 1953) oder als Zinnchlorid (OHLE 1936, DEV 1975) verwendet werden kann, wobei die Zinnlösung jeweils auf verschiedene Weise hergestellt wird. KUISEL (1935) empfiehlt das auch als photographischer Entwickler verwendete Eikonogen, BURTON und RILEY (1956) sowie ZIMMERMANN (1961) das aus der Photographie bekannte Metol, wobei der letzte Autor noch Pyrosulfit hinzugibt. MURPHY und RILEY (1965) und VOGLER (1965, 1970) verwenden Ascorbinsäure, während BÖTTCHER (1961) und SHEN (1962) mit 1-Amino-2-naphthol-4-sulfonsäure reduzieren. GING (1956) schließlich reduziert den Phosphormolybdänkomplex mit Hydrochinon. Von allen diesen Reduktionsmitteln hat sich nach eingehenden Vorversuchen das Zinn am besten bewährt.

Die Proben für die Chlorophyllanalyse wurden unmittelbar nach dem Transport membranfiltriert (SARTORIUS, 0,45 µm Millipore). Der Filterrückstand von jeweils 1000 ml Probenmenge wurde anschließend 45 Sekunden über Wasserdampf gehalten, leicht angetrocknet und dann mit 20 ml Aceton (90%) aufgenommen. Der Extrakt wurde 20 Stunden bei +4 °C aufbewahrt. Nach dieser Zeit wurden die Proben durchmischt und darauf die Filterreste bei 3000—4000 Upm 15 Minuten zentrifugiert. Der klare Überstand wurde direkt in 1 cm-Küvetten dekantiert und die Extinktion bei 665 nm bestimmt.

5. Darstellung der Ergebnisse

5.1. Phosphor

5.1.1. Herkunft der allochthonen Phosphorbelastung

In oligotrophen Gewässern kommen Phophorverbindungen nur in geringen Mengen, oft nur in Spuren gelöst vor. Dieser natürliche anorganische Phosphatgehalt stammt aus den Niederschlägen und aus verschiedenen phosphathaltigen Gesteinen. Die Seeneutrophierung ist primär auf die Zunahme von Phosphatverbindungen zurückzuführen (OHLE, 1953 1955, GRIM 1967 u a.). Die Herkunft der allochthonen P-Belastung der Seen hat vor allem folgende Ursachen: 1. unmittelbar einfließende Abwässer aus Siedlungen, Freizeitanlagen usw.; 2. Zuflüsse aus dem weiteren Einzugsgebiet, die ihrerseits durch Abwässer belastet sein können; 3. Abschwemmungen aus dem Kulturboden.

Für die Twistetalsperre weist der große Umgebungsfaktor $f_u = 1280$ (Tab. 1) auf eine hohe anthropogene P-Belastung hin. 1978 wurde ein durchschnittlicher jährlicher P-Eintrag von 685 µg PO_4 — P/l gemessen (SCHÖCKE 1980a). Ende 1978 wurde der Abwasserringkanal fertiggestellt (s. Abschnitt 2.), der die biologisch geklärten Abwässer der Sammelkläranlage Twistetal an der Talsperre vorbeiführt. Durch diese Maßnahme konnte die durchschnittliche Phosphatbelastung 1979 auf 100,5 µg PO_4 — P/l vermindert werden. Diese entspricht einer Eliminierung von ca. 85%, die ausschließlich auf häusliche Abwässer zurückzuführen waren.

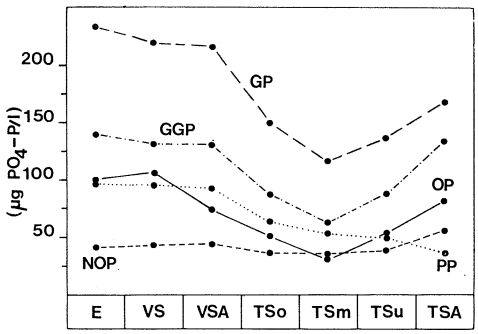


Abb. 4. Durchschnittliche Konzentrationen der analytisch und rechnerisch bestimmten Phosphatfraktionen an den verschiedenen Meßstellen

Die verbleibenden 15% stammen offensichtlich aus Abtrag von landwirtschaftlichen Ertragsflächen und aus einer unkontrollierten P-Abgabe von Haushalten und landwirtschaftlichen Betrieben (Dunghaufen, Silage, Gülle usw.; SCHÖCKE, 1980a). Der jetzige durchschnittliche P-Import von 100,5 µg P_4 P/l setzt sich schätzungsweise zu zwei Dritteln aus Abträgen von landwirtschaftlichen Kulturflächen und zu einem Drittel aus unkontrollierten häuslichen Abwässern zusammen.

Phosphationen haben die Neigung, in schwerlösliche Verbindungen überzugehen (ARNOLD 1968). Diese adsorptive Festlegung der Phosphate im Boden zwingt die Landwirtschaft, bedeutend größere Phosphatmengen zu düngen, als für das Pflanzenwachstum theoretisch erforderlich wäre und diese zum Teil unterzupflügen, damit sie in die Wurzelzone der Kulturpflanzen gelangen (OHLE 1965, LÖWE 1964). Die Auswaschung ist neben der Löslichkeit der verschiedenen Dünger (Stallmist, Jauche, Gülle, Mineraldünger), vorwiegend eine Frage der Höhe des Düngeraufwandes, der Durchfeuchtung und des Wasserhaltevermögens des Bodens sowie des Pflanzenbestandes.

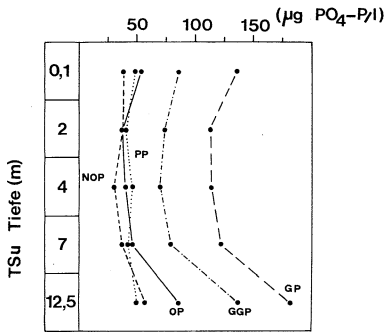


Abb. 5. Durchschnittliche Konzentrationen der analytisch und rechnerisch bestimmten Phosphatfraktionen im vertikalen Verlauf an der Meßstelle TSu

5.1.2. Jahresdurchschnittswerte aller Fraktionen

Die erfaßten Jahresdurchschnittswerte der gemessenen und errechneten P-Fraktionen sind in Abbildung 4 für die verschiedenen Meßstellen und in Abbildung 5 als Vertikalprofil von 0,1 m bis 13,5 m für die Meßstelle TSu graphisch aufgetragen. In der Vorsperre wurde im wesentlichen nur Orthophosphat eliminiert, bei allen anderen Phosphatfraktionen wurde keine nennenswerte Retention festgestellt. Inkorporiertes oder an Sedimentteilchen adsorbiertes Phosphat wird offensichtlich zum weitaus größten Teil ausgeschwemmt.

Tab. 2. Jahresdurchschnittswerte aller Phosphatfraktionen

MS	P-Fraktion	OP	GP	GGP	PP	NOP
E		100,5	234,8	140,2	97,7	42,3
VS		106,5	219,1	131,0	95,6	43,4
VSA		87,1	216,4	131,4	92,0	45,0
TSo		51,4	149,3	87,5	64,7	37,6
TSm		32,1	116,3	64,0	53,6	35,9
TSu	0,1 m	54,6	137,0	88,0	48,9	39,6
	2 m	38,4	114,9	74,8	40,9	38,3
	4 m	40,1	116,5	69,4	47,4	31,9
	7 m	45,6	123,2	79,8	42,8	37,7
	13,5 m	86,4	182,1	137,2	50,2	57,3
TSA		82,3	169,1	135,2	36,3	56,4

Im oberen Talsperrenbereich erfolgt nach Abbildung 4 eine Verminderung des Gesamtphosphors um ca. 50%. Der obere Bereich der Talsperre ist verhältnismäßig flach. Somit können unter bestimmten Voraussetzungen die „Festlegungsmechanismen" des Sediments eine überragende Rolle spielen (SCHÖCKE 1980b). Auch OP, GGP und PP nehmen zur Talsperrenmitte hin kontinuierlich ab. Durch die Einschichtung des Zuflusses im Epilimnion und den windbedingten Abtrieb der Blaualgen in Richtung Staumauer, tritt bei TSu und TSA wieder eine Erhöhung der Konzentration ein. Auffallend ist aber, daß die Talsperrenauslaufwerte für GP deutlich unter dem ganzjährigen Mittel der Importwerte liegen. Insgesamt beurteilt, kann die Talsperre als Rückhaltebecken für Phosphat angesehen werden (Tab. 2). Erstaunlich ist, daß in der Vorsperre ein höherer Orthophosphatgehalt als am Zulauf auftritt. Offensichtlich spielen hier die Freisetzungsmechanismen aus dem Sediment eine große Rolle, weil in den letzten Jahren vor der Fertigstellung des Abwasserkanals beträchtliche Phosphatmengen im Sediment akkumuliert wurden.

Auf die Zusammensetzung des partikulären Phosphates wird noch an anderer Stelle hingewiesen (5.1.6.). Es deutet sich aber auch hier an, daß im Einlauf, in der Vorsperre und am Vorsperrenauslauf die adsorbierten Phosphatanteile überwiegen. Im Bereich der Talsperre verschiebt sich der hohe Anteil des adsorbierten Phosphates sicher mehr und mehr zugunsten des in Algen und Zooplanktern inkorporierten Phosphates. Für diese Vermutung ergibt der Vergleich mit der OP-Kurve konkrete Anhaltspunkte. Phosphat wird in der Talsperre von

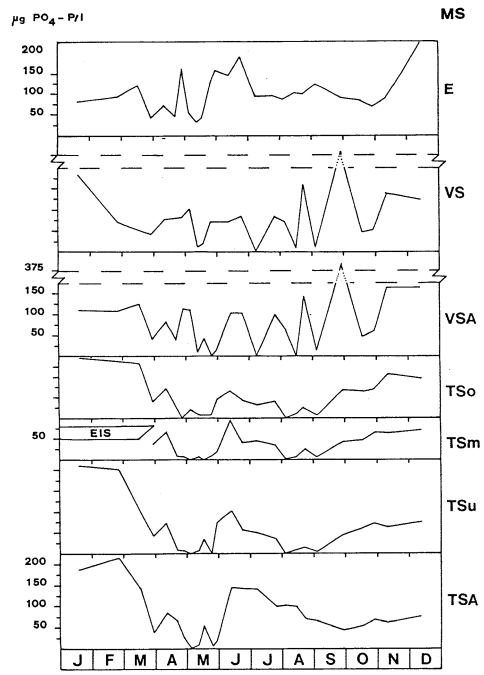


Abb. 6. Jahresgänge für Orthophosphat an den verschiedenen Meßstellen

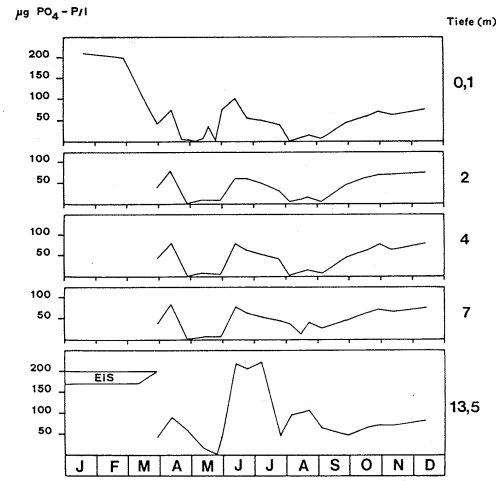


Abb. 7. Jahresgang für Orthophosphat an der Meßstelle TSu als Vertikalprofil

oben nach unten zunehmend verbraucht. Dies wird dadurch deutlich, daß PP sein Minimum erst am Talsperrenauslauf erreicht. Die steigende Gesamtphosphat-Konzentration wird, wie die Kurven für GGP und OP zeigen, vermutlich aus Autolysevorgängen von abgestorbenen, abgesunkenen Planktern gebildet.

Die vertikale Schichtung an TSu zeigt einen charakteristischen Verlauf für GP, OP und GGP (Abb. 5). An der Wasseroberfläche liegen die Werte relativ hoch, in 2 m, 4 m und in 7 m Tiefe sind sie niedriger und fast konstant. Direkt über Grund steigen sie sukzessiv an und liegen deutlich höher als die entsprechenden Oberflächenwerte.

Das „Festhalten" der schnell löslichen Phosphate in der trophogenen Schicht, besonders durch den „kurzgeschlossenen Kreislauf" (HOLE 1976), hat offenbar den relativ hohen P-Gehalt an der Oberfläche zur Folge. Mit zunehmender Tiefe haben die autotrophen Organismen ungünstigere Lebensbedingungen und konzentrieren sich daher mehr an der Oberfläche. Im Hypolimnion reichern sich abgestorbene Phyto- und Zooplankter und allochthone Schwebstoffe an.

Das partikuläre Phosphat weist von 0,1 m bis 13,5 m annähernd die gleichen Konzentrationen auf, mit geringfügigen Spitzen bei 0,1 m, 4 m und 13,5 m. Anhand des Schichtungsbildes ist

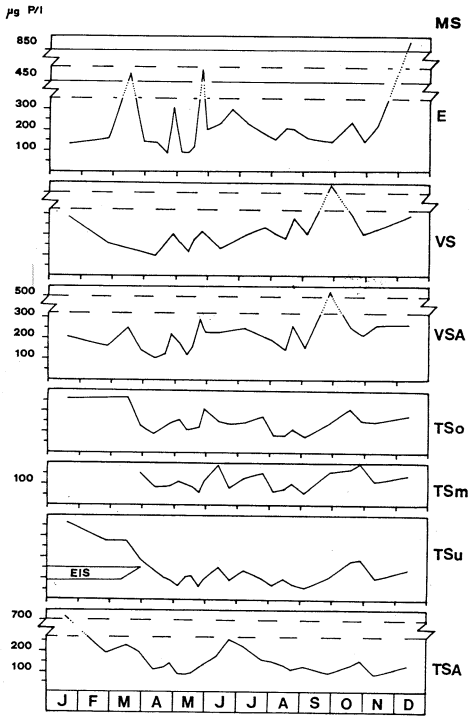


Abb. 8. Jahresgänge für Gesamtphosphat an den verschiedenen Meßstellen

auch für NOP kein deutlicher Unterschied zwischen trophogener und tropholytischer Zone erkennbar. Die NOP-Fraktion kann offensichtlich vom Phytoplankton nicht unmittelbar verwertet werden. Allgemein zeigen sich für NOP geringere Amplituden als beim OP.

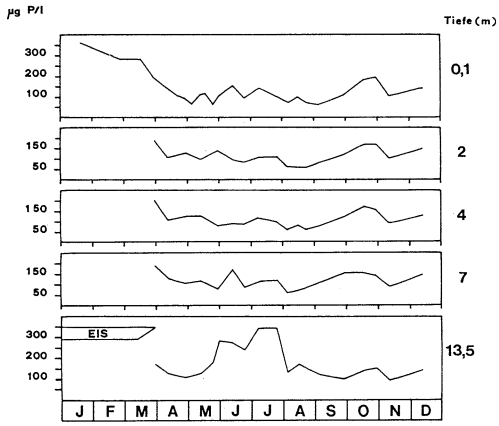


Abb. 9. Jahresgang für Gesamtphosphat an der Meßstelle TSu

5.1.3. Orthophosphat

Abbildung 6 zeigt die Ergebnisse für Orthophosphat an den verschiedenen Meßstellen. Die Konzentration der OP-Komponente weist nur in der Talsperre einen ausgeprägten Jahresgang auf. Jahreszeitliche Unterschiede in der P-Assimilation der Organismen und die gerade im Frühjahr und Spätsommer schwankende Zufuhr, bedingen besonders für die Vorsperre und den Vorsperrenauslauf eine dauernd wechselnde Änderung der OP-Konzentration. Die Höhe des OP-Importes am Einlauf änderte sich von Probenahme zu Probenahme erheblich.

Von Anfang Juli bis Ende Oktober scheint eine gewisse Stabilität vorhanden zu sein. Der Kurvenverlauf täuscht hier jedoch über die tatsächlichen Verhältnisse hinweg. Vergleicht man z. B. die Werte vom 27. 09. an den Meßstellen E, VS und VSA, fällt der extreme Unterschied auf. Der in Absatz 5.1.1. erwähnte Abwasserkanal wurde infolge Reparaturarbeiten für etwa eine Woche stillgelegt. Durch die kontinuierliche Probennahme konnte mangels Vorinformation der P-Eintrag in diesem Zeitraum nicht gemessen werden. Die Spitzenwerte, z. B. vom 27. 04. und 23. 06., kamen durch Hochwassereinbrüche zustande. Durch den relativ späten Eisbruch – die Talsperre war erst am 29. 03. eisfrei – begann die Algenmassenentwicklung faktisch erst im April. Dies äußerte sich in einem stetigen Konzentrationsrückgang des Orthophosphats.

Ende April, Anfang Mai, war das OP in der Talsperre vollkommen aufgezehrt. Während der Sommerstagnation stieg die OP-Konzentration wieder an und erreichte am 12. 06. für alle vier Meßstellen in der Talsperre das Sommermaximum. Diese Konzentrationserhöhung setzte mit dem Rückgang der Phytoplankter ein. So wurde am 23. 06. im mittleren und unteren Talsperrenbereich ein Klarwasserstadium mit Sichttiefen über 7,5 m verzeichnet, während im

Jahresdurchschnitt die Sichttiefe 1 m nicht überstieg. Im August war das Orthophosphat zum zweiten Mal völlig aufgezehrt. Dieses Minimum, nur kurz unterbrochen Ende August, reichte bis Anfang September. Danach stieg die OP-Konzentration kontinuierlich an, blieb jedoch besonders an der Meßstelle TSu weit unter den Jahresanfangswerten.

Die Konzentrationen am Grundablaß der Talsperre waren fast durchgehend höher oder höchstens gleich den Werten an Meßstelle TSu, die dem Auslauf am nächsten liegt. In Abbildung 7 sind die Ergebnisse von fünf verschiedenen Tiefenbereichen für den unteren Talsperrenbereich graphisch aufgetragen. Infolge der technischen Schwierigkeiten während der Eisbedeckung konnten die Vertikalproben erst Ende März genommen werden. Aufgrund der fehlenden Schichtung während der langanhaltenden Winterstagnation sind hier auch keine größeren Konzentrationsschwankungen zu erwarten gewesen.

Naturgemäß weichen die Oberflächenkonzentrationen für OP etwas von den Tiefenproben ab. Durch meteorologische Einwirkungen und andere produktionsbiologische Bedingungen ändert sich das Milieu an der Oberfläche schneller als in der Tiefe. Bis in 7 m Tiefe sind die Kurvenverläufe fast identisch. Auffallend ist dagegen die Konzentrationsverdoppelung bei 13,5 m im Juni und Juli. Dabei ist zu bemerken, daß die Werte dicht über dem Grund fast immer höher lagen als die von 0,1 bis 7 m Tiefe. Die Ursachen sind wahrscheinlich im postmortalen Abbau der Plankter und in den Austauschvorgängen zwischen dem Sediment und der darüberliegenden Wasserschicht zu suchen.

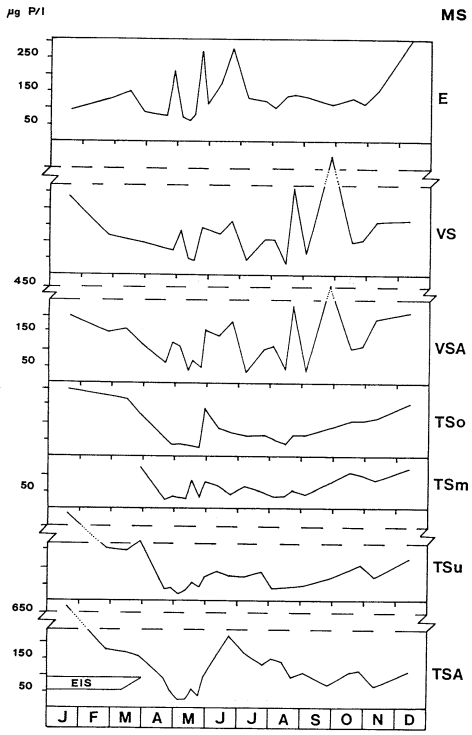


Abb. 10. Jahresgänge für das gesamte gelöste Phosphat an den verschiedenen Meßstellen

5.1.4. Gesamtphosphat

Der Jahresgang des Gesamtphosphates ist in Abbildung 8 dargestellt. Tendenzmäßig zeigt die Kurve für die Vorsperre und für die Talsperre, wie die hohen Frühjahrskonzentrationen infolge von Selbstreinigungsmechanismen verringert werden. Im Herbst steigen die Werte wieder an, erreichen aber in der Regel, ähnlich wie für OP, nicht mehr die hohen Ausgangswerte des Januars. Für den Einlauf fallen drei Maxima auf. Sie sind auf stark trübstoffhaltiges Wasser nach längeren Regenperioden zurückzuführen. Die Ursache der außerordentlich hohen Werte in der Vorsperre und am Vorsperrenauslauf liegt offensichtlich auch in der Phosphatkonzentrationserhöhung während der Unterbrechung der Abwasserleitung.

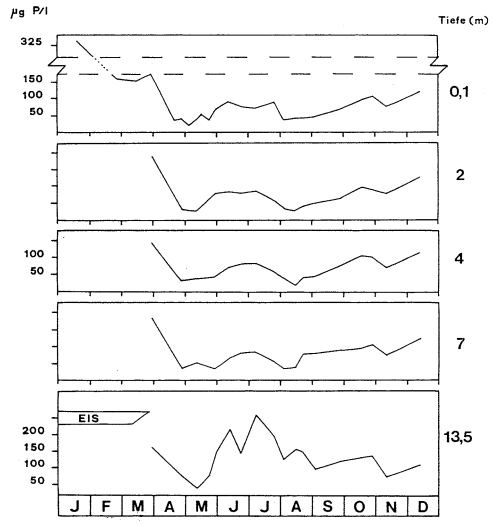


Abb. 11. Jahresgang für das gesamte gelöste Phosphat an der Meßstelle TSu als Vertikalprofil

Während der Zeiträume großer Blaualgenentwicklung war es nahezu unmöglich, eine repräsentative Probe zu entnehmen, da die Algen auf der Wasseroberfläche ungleichmäßig verteilt waren. Infolge der äolischen Einflüsse und der Strömungsverhältnisse konzentrieren sich die Cyanophyceen oft horizontal und vertikal unterschiedlich stark. Die vertikale Schichtung des Gesamtphosphats an der Talsperre unten wird in Abbildung 9 dargestellt. Durch die günstigen Milieubedingungen für die Plankter ist die GP-Konzentration an der Oberfläche vergleichsweise zu den Tiefenproben bei 2 und 4 m geringfügig höher. Ab 7 m Tiefe nimmt der GP-Gehalt wieder zu.

Mit Beginn der Herbstvollzirkulation, Ende September, sind alle fünf Kurven nahezu gleich in ihrem Verlauf. Von 0,1 m über 2 m, 4 m, 7 m bis hin zu 13,5 m Tiefe kann beispielhaft die zeitlich versetzte Durchmischung des Wasserkörpers verfolgt werden. Dabei steigt die Konzentration schon im Spätsommer kontinuierlich an und erreicht zur Zeit des zweiten Pro-

duktionshöhepunktes im Oktober noch einmal ein Maximum. Anfangs der Winterstagnation sinkt das Gesamtphosphat noch einmal stark ab. Durch den steigenden Phosphateintrag gegen Ende des Jahres, der sich infolge der Winterstagnation gleichmäßig einschichtete, erhöhte sich der GP-Gehalt annähernd gleichförmig in allen Tiefenbereichen.

5.1.5. Gesamtgelöstes Phosphat

Die Fraktion des gesamten gelösten Phosphates unterliegt am Einlauf und in der Vorsperre noch erheblicheren Schwankungen als die OP und GP-Fraktion (Abb. 10). Hier scheinen kurzfristig wechselnde meteorologische und produktionsbedingte Verhältnisse einen beträchtlichen Einfluß auszuüben. In der Talsperre ist der Jahresgang ausgeprägt. Zur Zeit der erhöhten Frühjahrs- und Herbstproduktion des Phytoplanktons werden offensichtlich bestimmte Anteile (Abb. 6) aufgezehrt. Wegen der unterschiedlichen Verwertbarkeit einzelner Bestandteile dieser Fraktion durch die Algen kann hier auch keine völlige Aufzehrung erfolgen.

Eine überragende Rolle während der intensiven Produktionsperioden scheint der „kurzgeschlossene Kreislauf" zu spielen. In gewisser Hinsicht lassen sich die Kurven für die Talsperre mit den entsprechenden Orthophosphatkurven vergleichen, nur liegt das Niveau des GGP naturgemäß um etwa ein Drittel höher. So ist die Abhängigkeit von den meteorologischen, physikalischen und chemischen Verhältnissen für die Phytoplanktonproduktion im Frühjahr ein Minimum eingetreten. Mit einer kurzfristigen Unterbrechung folgte wieder ein Anstieg. An Meßstelle TSo wird die Talsperre deutlich durch den Vorsperreneintrag beeinflußt. Hingegen sind die Schwankungen bei TSu und TSm geringer. Bezeichnend sind auch hier wieder die im Verhältnis zur Ausgangssituation im Januar geringen Werte im Dezember. Charakteristisch ist wieder der steile Anstieg im Auslauf nach dem Zusammenbruch der Phytoplanktonpopulation im Frühjahr. Der Talsperre sind durch ausgeschwemmte Algen innerhalb kürzester Zeit enorme Mengen Phosphat entzogen worden.

Abbildung 11 zeigt den auch für Orthophosphat kennzeichnenden Jahresgang der GGP-Fraktion im unteren Talsperrenbereich in einem Vertikalschnitt. Wiederum ist in der trophogenen Schicht die Schwankungsbreite größer als in den Schichten um 4 m und 7 m. In der tropholytischen Zone, unmittelbar über dem Grund, hat die Kurve ebenso nicht den gleichmäßigen, fast gesetzmäßig zu bezeichnenden Verlauf, wie z. B. in der 4 m-Schicht (vgl. dazu auch Abb. 7, 9).

5.1.6. Partikuläres Phosphat

Der Anteil des PP errechnet sich aus der Differenz zwischen GP und GGP. Je nach Dauer und Intensität der Niederschläge kann nun der Anteil der gelöst vorliegenden Phosphate, vor allem in Form von OP, oder der Anteil der an Sedimentteilchen oder Detritus gebundenen Phosphate überwiegen. Bei Starkregen oder Platzregen ist in der GP-Fraktion anfänglich der Anteil der festgesetzten, gebundenen Phosphate höher, dies zeigen besonders die drei höchsten Maxima im Einlauf (Abb. 12). Alle drei Meßtage lagen unmittelbar nach Regenfällen. Da einige der relativ stabilen Phosphatverbindungen im Boden erst nach längerer Durchfeuchtung in Lösung gehen, kann im Extremfall das GGP ähnlich hohe Werte wie das GP erreichen. Diese Beziehung drückt sich z. B. in den beiden Maxima am 23. 06. und am 29. 10. aus.

So unterliegt der PP-Gehalt besonders in der Vorsperre, teilweise aber auch in der TSo, in erster Linie dem Einfluß des schwankenden Phosphateintrages. Durch die epilimnische Ein-

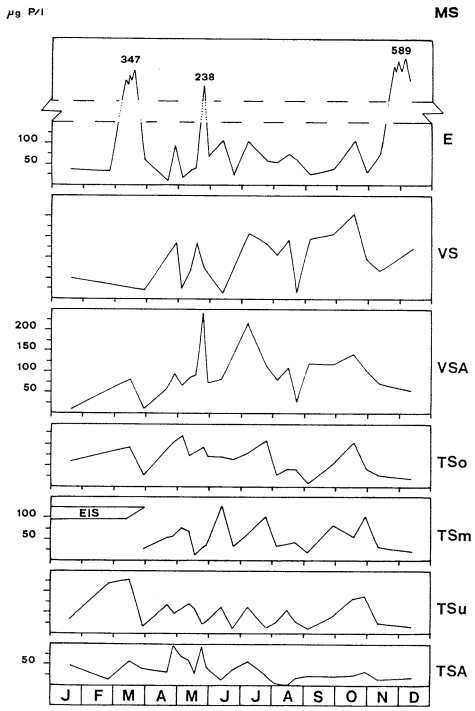


Abb. 12. Jahresgänge für partikuläres Phosphat an den verschiedenen Meßstellen

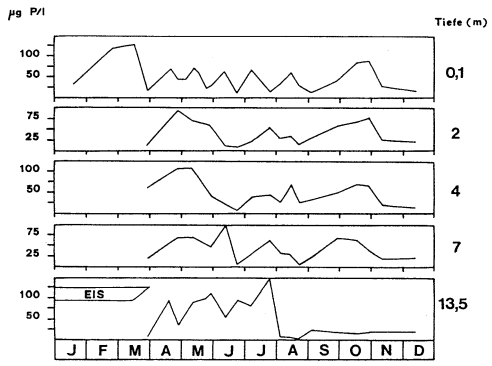


Abb. 13. Jahresgang für partikuläres Phosphat an der Meßstelle TSu als Vertikalprofil

schichtung des Zuflusses bleibt die direkte Beeinflussung noch bis zur TSu erhalten. Die Intensität der Algenentwicklung beeinflußt den PP-Gehalt der Vorsperre erst sekundär, gewinnt aber für die Talsperre von oben nach unten zunehmend an Bedeutung. So war zwischen dem 03. 09. und dem 17. 10. in der Vorsperre eine Algenmassenentwicklung mit einem Maximum am 27. 09. zu beobachten. Die günstigen meteorologischen Bedingungen, kein Regen, hohe Temperaturen, leichter Wind, trugen dazu bei, daß sich auch in der Talsperre ein Maximum entwickelte. Der Jahresgang in der Talsperre ist gerade im Sommer durch häufig wechselnde Minima und Maxima geprägt.

Planktonmassenentwicklungen in der Talsperre spielten sich zum Teil in relativ engen, räumlich begrenzten Bezirken des Sees ab. Betrachten wir ein prägnantes Beispiel: Im Bereich der Meßstellen TSo und TSm bildeten sich aufgrund einer Blaualgenentwicklung Ende Juli Konglomerate bis zu 10 cm Durchmesser, die wind- und strömungsbedingt in 5–30 m breiten Watten an der Oberfläche trieben. Vergleichsweise dazu war der Wasserkörper an der TSu relativ klar, eine erhöhte Algenentwicklung setzte erst nach und nach ein. Diese Beziehung erklärt das Maximum für PP an den Meßstellen TSo und TSm und das Minimum an der Meßstelle TSu. Die Maxima und Minima liegen an den Talsperrenmeßstellen gerade während der Sommerstagnation unterschiedlich hoch und zeitlich versetzt.

Der Jahresgang für PP in vertikaler Schichtung an der Talsperre unten (Abb. 13) wird durch die unterschiedlichen Wachstumsbedingungen für die Algen und die Stagnations- und Zirkulationsmechanismen geprägt. Für 2 m und 4 m verlaufen die Kurven gleichmäßiger als für 0,1 m, 7 m und 13,5 m. Durch Windeinfluß und Kurzschlußströmungen ist die Oberflächenschicht wesentlich mehr durchmischt. In der tropholytischen Zone, etwa ab 7 m, ist der Anteil abgestorbener Organismen im Frühjahr und im Sommer sehr hoch. So wurde z. B. am 23.

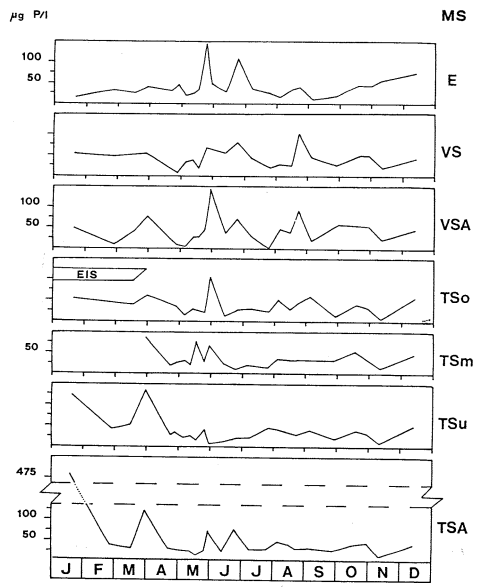


Abb. 14. Jahresgänge für Nicht-Orthophosphat an den verschiedenen Meßstellen

06. zur Zeit des Zusammenbruchs der Algenpopulation an TSu für die Tiefenbereiche 0,1 m, 2 m, 4 m und 7 m die absolut niedrigste Konzentration errechnet (4,7 – 11,9 µg P/1).

In 13,5 m Tiefe hingegen betrug der PP-Gehalt fast 100 µg PP und stieg bis Ende Juli noch einmal an, um danach rapide abzufallen und in etwa ein Niveau von 20 µg PP zu halten. Das Maximum am 24. 07. läßt sich hauptsächlich auf Zooplankter zurückführen, deren Population mangels Nahrungsangebot in kurzer Zeit abstarb. Die sehr geringen Werte ab August deuten auf eine Festlegung des Phosphates im Sediment hin. Teilweise ist das inkorporierte Phosphat sicher in Lösung gegangen und durch den nahen Grundablaß abgeschwemmt worden (Abb. 6, 10). Durch die im September eintretende Herbstzirkulation sind die Kurvenverläufe bis auf 13,5 m Tiefe nahezu identisch.

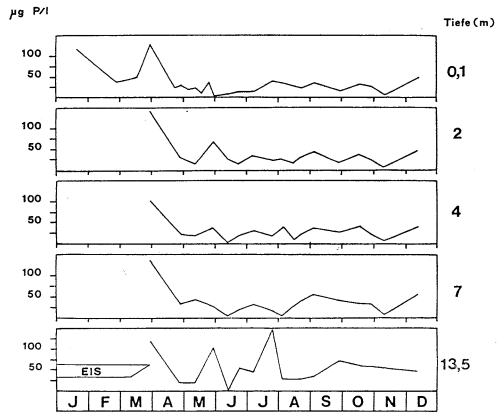


Abb. 15. Jahresgang für Nicht-Orthophosphat an der Meßstelle TSu als Vertikalprofil

5.1.7. Nicht-Orthophosphat

Abbildung 14 zeigt die NOP-Werte an der Oberfläche vom Einlauf bis zum Talsperrenauslauf. Ihre Verteilung gibt keine genaue Auskunft über ihre Bedeutung im P-Umsatz. Für die Vorsperre gewinnen die Zuflußbedingungen größere Bedeutung als die Algenproduktion. Die Aussage von BENNDORF (1968), daß beim Absterben von Algenpopulationen die Konzentration der gelösten organischen Verbindungen im Wasser zunimmt, kann nur teilweise bestätigt werden.

Da auch bei Algenmassenentwicklungen der Anteil abgestorbener Individuen sehr groß ist, fallen die Spitzenwerte oft auch mit hohen Planktonpopulationen zusammen, z. B. am 11. 05. an der Talsperrenmitte und am 29. 05. am Talsperrenauslauf. Andererseits liegen gerade zu Zeiten des Algenmaximums im Frühjahr, daß sich von Anfang April bis Ende Mai erstreckte, die geringsten NOP-Gehalte vor. Diese Tatsache läßt vermuten, daß die beim Absterben freiwerdenden gelösten organischen Phosphorverbindungen für die Algen zum größten Teil nicht direkt verwertbar sind (OVERBECK 1962 b). Erst wenn den Algen die nicht verwertbaren P-Verbindungen über den Umweg des Bakterienstoffwechsels als Orthophosphat zugänglich

sind, werden praktisch auch diese P-Anteile fast völlig aufgezehrt (vgl. dazu TSu vom 29. 03. bis zum 29. 05.).

Allgemein liegen die Konzentrationen im Winter viel niedriger als die OP-Konzentrationen (Abb. 6) und zeigen im Sommer und im Herbst besonders für die Vorsperre eine geringere Schwankungsbreite als OP. Die Schwankungsbreite für NOP ist auch im Vertikalprofil an TSu (Abb. 15) relativ gering. Besonders auffällig ist das Minimum mit Beginn des Klarwasserstadiums am 12. 06. Zu diesem Zeitpunkt waren im gesamten Wasserkörper kaum gelöste Phosphormengen vorhanden, hingegen erreichte das OP gleichzeitig sein Sommer-Maximum (Abb. 7).

Am 29. 05. war das OP vollkommen aufgezehrt, die hohe Algenpopulation konnte ihren Bedarf nur noch aus den bakteriell zersetzten organisch-gelösten P-Verbindungen decken. Die fast völlige Aufzehrung des NOP und des OP führten wahrscheinlich zum Zusammenbruch der Algenpopulation, der von einer explosiven Zooplanktonentwicklung begleitet wurde. Das Maximum am 24. 05. in 13,5 m Tiefe ist auf abgestorbenes Zooplankton zurückzuführen, dessen Population mangels Nahrungsangebot Anfang Juli zusammenbrach. Im Epilimnion sind die Konzentrationen durchschnittlich etwa nur die Hälfte niedriger als im Hypolimnion.

5.2. Trophiegrad der Twistetalsperre

Tabelle 3 und Abbildung 16 belegen, daß der Trophiegrad der Twistetalsperre vor allem von der Zufuhr der Nährstoffe und nicht so sehr von den morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten bestimmt wird. VOLLENWEIDER (1976) definierte die spezifische Nährstoff-

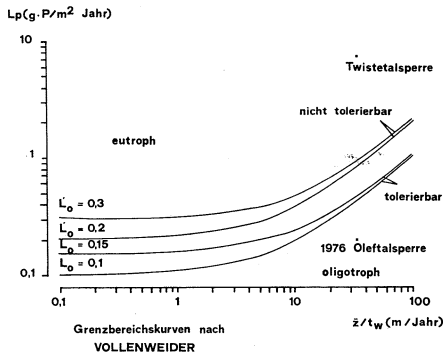


Abb. 16. Kennzeichnung des Trophiegrades der Twistetalsperre nach den Grenzbereichskurven von VOLLENWEIDER (1976)

belastung als das Verhältnis von Nährstofffracht zur Seeoberfläche (L_p/A_o). Die GP-Belastung der Twistetalsperre betrug im Untersuchungsjahr 7,31 g/m² · y. Die morphologischen und hydrologischen Bedingungen werden durch die mittlere Tiefe z (Verhältnis Volumen/Oberfläche: V/A_o) und die Verweilzeit des Wassers in der Sperre t_w, definiert als V/Q (Q = Wasserfracht), bestimmt.

Nach VOLLENWEIDER (1976) ist die kritische P-Belastung eines Sees als L_c definiert; oberhalb des Wertes ist damit zu rechnen, daß sich die Trophielage eines Sees von oligotroph nach eutroph verschiebt, definiert durch: $L_c = L_o + 10^{-2}$ qs (g/m² · y).

Bei $L_p > L_c$ ist ein See eutroph, bei $L_p < L_c$ oligotroph. Für die Twistetalsperre ergeben sich folgende Werte: $L_p = 7{,}31$ g/m² · y (spezifische P-Belastung), $L_c = 0{,}43$–$0{,}63$ g/m² · y

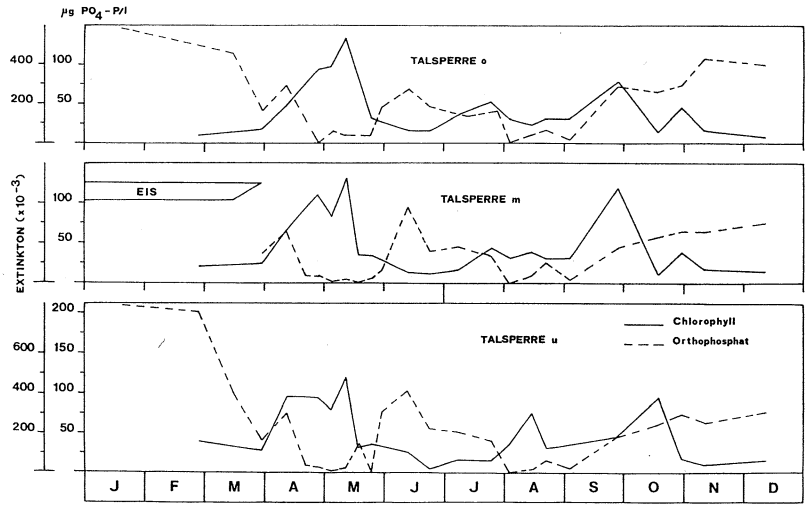


Abb. 17. Jahresgang der Chlorophyll-a-Extinktion und der OP-Konzentration an den Meßstellen TSo, TSm und TSu

(kritische P-Belastung). Die spezifische Phosphorbelastung liegt also weit über der kritischen Belastbarkeitsgrenze! Ein Vergleich mit der oligotrophen Oleftalsperre (Tab. 3) zeigt, daß L_p für den Twistestausee, bei etwa gleichen morphologischen und hydrologischen Verhältnissen, über 36mal höher ist. So beträgt der GP-Eintrag für die Oleftalsperre nur 120 kg, für die Twistetalsperre dagegen 4703 kg im Jahr. Die Grenze der tolerierbaren P-Belastung (Abb. 16) ist trotz aller bisherigen baulichen Maßnahmen (wie z. B. Abwasserkanal und Vorsperre) weit überschritten.

Die der Talsperre vorgeschaltete Vorsperre eliminierte im Jahresdurchschnitt von 234 µg P/l als Gesamtphosphat lediglich 7,7%; das entspricht nur einer Konzentration von 18 µg P/l. Für Orthophosphat beträgt die Elimination, bei 100,5 µg PO_4-P/l Import und 87,1 µg PO_4-P/l im Export, 13,4%. Legt man den Maximalwert der kritischen P-Belastung mit 0,63 g/m² · y zugrunde, so dürfte die Gesamtphosphorkonzentration im Vorsperrenauslauf den Wert von 18,6 µg P/l nicht übersteigen. Bei einem gegebenen OP/GP Verhältnis von 2,5 wäre der Schwellenwert zur Eutrophie bei 7,4 µg PO_4-P/l im Vorsperrenauslauf anzusetzen, d. h. das die jetzige durchschnittliche o-PO_4-Belastung von 87,1 µg PO_4-P/l um ca. 92% herabgesetzt werden müßte.

Tab. 3: Phosphatbelastung der Twistetalsperre über den Zufluß (1979)

Daten	Berechnungs-formel	Einheit	Twiste-talsperre	Olef-talsperre **
Oberfläche *	A_o	(ha)	64,3	60
Volumen *	V	(hm^3)	4,38	8,2
Wasserfracht	Q	(hm^3/y)	21,77	18,9
mittlere Tiefe	$Z = V/A_o$	(m)	6,81	13,6
Aufenthaltszeit	$t_w = V/Q$	(y)	0,20	0,43
hydraulische Belastung	$qs = Z/t_w$	(m/y)	33,87	31,6
Gesamtphosphorfracht	L_p	(g/y)	4 702,924	120 000
durchschnittlicher Jahres-zufluß an Gesamtphosphat	$P = L_p/Q$	(g/m^3)	216	6
spezifische Phosphorbelastung	$L_p s_p + L_p/A_o$	($g/m^2 \times y$)	7,31	0,2
kritische Phosphorbelastung	$L_c = L_o + 10^{-2} \cdot qs$	($g/m^2 \times y$)	0,43–0,63	0,42–0,62

* bezogen auf den Dauerstau im Sommer
** Daten entnommen aus DVGW-Schriftenreihe Wasser 18 (1978)

5.3. Beziehungen zwischen Phosphat und Chlorophyll

Im Abschnitt 5.1. wurde mehrfach auf den Zusammenhang zwischen Chlorophyll und Phosphat hingewiesen. Um korrelative Beziehungen zwischen Phosphatangebot und Phytoplanktonentwicklung exemplarisch zu zeigen, wurden in Abbildung 17 die Extinktionen der gemessenen Chlorophyllkonzentrationen und der OP-Gehalt an den Meßstellen TSo, TSm und TSu im Jahresgang gegeneinander aufgetragen. Die Jahresgänge der OP-Konzentration geben nur unvollkommen Auskunft über die produktionsbiologische Rolle des Phosphors. Zu manchen Zeiten ist eine deutliche Abnahme beträchtlicher OP-Konzentrationen trotz relativ geringer Chlorophyllkonzentrationen festzustellen. Dies gilt besonders für die Monate März und Juni im gesamten Talsperrenbereich. Andererseits sind lang anhaltende Massenentwicklungen (April, Mai) bei OP-Gehalten unter 5 µg PO_4-P/l zu verzeichnen.

Es ist zunächst nicht deutlich erkennbar, ob dem Phosphor ständig oder nur zeitweise die Rolle eines wachstumsbegrenzenden Nährstoffes zukommt. Es zeigt sich zwar, daß der OP-Gehalt vom Phytoplankton beeinflußt wird, jedoch ist umgekehrt eine unmittelbare Abhängigkeit der planktischen Primärproduktion von der OP-Konzentration meistens nicht zu erkennen. Auch die vorliegende Untersuchung zeigt, daß die Beziehungen zwischen dem Phytoplankton und dem Phosphat nicht zu einfach gesehen werden dürfen (s. hierzu auch 3.1.). GRIM (1959, 1967) kommt zu dem Schluß: „Im allgemeinen bestehen keine einfachen quantitativen Zusammenhänge . . . Die gebildete Zellmenge ist weitgehend von der vorhandenen P-Menge unabhängig".

Die vertikale Verteilung des Chlorophyll a in Abbildung 18 zeigt an der Oberfläche einen Jahresgang, der durch drei Maxima geprägt ist. Deutlich sind die fast analogen Maxima während der Diatomeenmassenentwicklung im April und Mai. Das Schichtungsbild zeigt grundsätzlich im Hypolimnion konstant niedrigere Werte als im Epilimnion. Ein absolutes Maximum

ist für alle Tiefenbereiche übereinstimmend am 11. 05. erreicht. An der Oberfläche und in 2 m Tiefe ist der Chlorophyllgehalt von Anfang April bis Ende April nahezu konstant, geht bei 0,1 m innerhalb weniger Tage leicht zurück, um sofort wieder sprunghaft anzusteigen. Besonders die Tiefenwerte bei 7 m und 13,5 m deuten darauf hin, daß schon Anfang April ein Diatomeenmaximum bestand, dann kurzfristig zusammenbrach und sich ebenso schnell wieder erholte.

Die hohen Tiefenwerte im Frühjahr unterstützen die These von GRIM (1967), daß Diatomeen nach ihrem Absterben weitgehend unzersetzt zum Sperrengrund sedimentieren und dabei auch

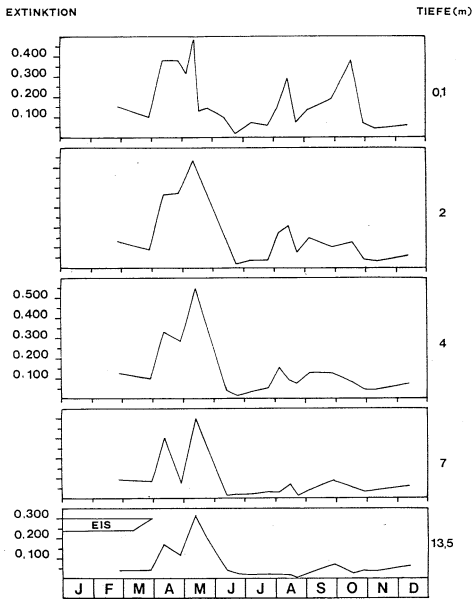


Abb. 18. Jahresgang der Chlorophyll-a-Extinktion an der Meßstelle TSu als Vertikalprofil

den inkorporierten Phosphor mitnehmen. Diese zwei Maxima können auch auf eine Verdriftung planktonhaltigen Wassers von TSo und TSm zur TSu hin zurückzuführen sein. Der Rückgang des Frühjahrsmaximums war so vollkommen, daß am 23. 06. im gesamten Wasserkörper kaum noch Chlorophyll nachgewiesen werden konnte. Durch die erläuterten Eliminierungsmaßnahmen für Blau- und Grünalgen fällt das Herbstmaximum unterhalb der 0,1-m-Schicht nicht so auf. In diesem Zusammenhang muß aber auch die Herbstzirkulation beachtet werden. Das chlorophyllreiche Oberflächenwasser wird mit chlorophyllarmem Tiefenwasser verdünnt, so daß die Abnahme der Chlorophyllwerte hier nur vorgetäuscht sein kann. Beim Fehlen einer thermischen Schichtung, wie sie den Zustand der herbstlichen Totalzirkulation auszeichnet, herrscht ein lebhafter Austausch der Wassermassen in vertikaler Richtung.

6. Zusammenfassung

1. Von Januar bis Dezember 1979 wurden in der Twistetalsperre (Nordhessen) die verschiedenen Phosphatfraktionen qualitativ und quantitativ untersucht und Chlorophyllmessungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind hier schwerpunktmäßig dargestellt und diskutiert.
2. Eindeutige Beziehungen zwischen der Phytoplanktonentwicklung und dem P-Angebot wurden nicht gefunden. Durch die laufende Zufuhr, die Freisetzung der im Sediment akkumulierten Phosphate und der P-Abgabe aus der überstauten Grasnarbe sowie den Umsetzungsreaktionen des „kurzgeschlossenen Kreislaufes", wurden während des ganzen Jahres ständig P-Mengen bereitgestellt die ausreichten, um Algenmassenentwicklungen hervorzurufen. In der Talsperre waren im Sommer hohe Cyanophyceenentwicklungen über längere Zeiträume zu verzeichnen, die durch hohe OP-Konzentrationen begünstigt wurden.
3. Der Bau eines Abwasserringkanals hatte zur Folge, daß sich der OP-Eintrag im Jahre 1978 von durchschnittlich 685 µg PO_4-P/l auf eine Konzentration von 100,5 µg PO_4-P/l verringerte. Diese P-Verminderung hatte jedoch keinen Einfluß auf die Algenentwicklung.
4. Der Trophiegrad der Twistetalsperre wurde anhand der von VOLLENWEIDER (1976) definierten Grenzbereichskurven bestimmt. Die Grenze der tolerierbaren P-Belastung wurde deutlich überschritten. Die Talsperre war somit im Untersuchungsjahr 1979 aufgrund der hohen Phosphatbelastung als hocheutroph einzustufen.

7. Literaturverzeichnis

AMBÜHL, H., 1964: Die Nährstoffelimination aus der Sicht des Limnologen. Schweiz. Z. Hydrol. **26**: 569—594.

— und SCHMIDT, M., 1965: Die Bestimmung geringster Mengen von Gesamtphosphor im Wasser von Binnenseen. Schweiz. Z. Hydrol. **27**: 184—192.

ARNOLD, K. H., 1968: Nährstoffabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Fortschr. Wasserchem. **68**: 131—142.

BENNDORF, J., 1968: Untersuchungen über die Remineralisierung des Phosphors in der Freiwasserregion der Saidenbachtalsperre. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **53**: 635—650.

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

— 1975: Die Funktion der Vorsperren zum Schutz der Talsperre vor Eutrophierung. Wasserwirtsch. Wassertechn. **25**: 19—25.

— und STELZER, W., 1973: Untersuchungen über das Regulationsverhalten hydrischer Ökosysteme und seine Bedeutung für die biogene Phosphatelimination. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **58**: 599—614.

— UHLMANN, D. und WIELAND, A., 1971: Prognose des Stoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher oder semikontinuierlicher biologischer Modelle. I. Grundlagen. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **56**: 513—539.

BREHM, J. und SCHÖCKE, K., 1980: Phytoplankton-Biomasse, gelöste organische Substanz und molekularer Sauerstoff in einer neuentstandenen Talsperre (Twistestausee in Nordhessen). Beitr. Naturk. Osthess. **16**: 142—156.

BURTON, J. D. and RILEY, J. P., 1956: Determination of soluble phosphate and total phosphorus in sea and of total phosphorus in marine muds. Mikrochim. Acta **1350**: 216—228.

CHU, S. P., 1946: The utilization of organic phosphorus by phytoplankton. J. mar. biol. Ass. **26**: 285—295.

CZENSNY, R., 1953: Vereinfachte Analysenverfahren zur Untersuchung von See- und Teichschlamm. Fischer. Hilfswiss. **2**: 93—104.

GING, N. S., 1956: Extraction method for colorimetric of phosphorus in microgram quantities. Anal. chim. **28**: 1330—1333.

GRIM, J., 1959: Untersuchungen und Versuche über Durchflußphänomene in Talsperren. Gewäss. Abwäss. **24**: 7—32.

— 1967: Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. Gas-Wasserfach **108**: 1261—1271.

HERON, J., 1962: Determination of phosphate in water after storage in polyethylene. Limnol. Oceanogr. **7**: 316—321.

KUHL, A., 1960: Die Biologie der kondensierten anorganischen Phosphate. Ergebn. Biol. **23**: 144—186.

— 1962: Inorganic phosphorus uptake and metabolism. In: LEWIN, R. (Ed.) Physiology and biochemistry of algae. London: 211—229.

— 1968: Phosphate metabolism of green algae. In: JACKSON, D. F. (Ed.) Algae, man, and the environment. Syracuse: 37—52.

KUISEL, H. F., 1935: Neue Methoden der Wasseranalyse. VI. Bestimmung des Phosphations. Helv. chim. Acta **18**: 335—341.

LANGEN, P., 1965: Vorkommen und Bedeutung von Polyphosphaten in Organismen. Biol. Rundsch. **2**: 145—152.

LÖWE, G., 1964: Landwirtschaft als Eutrophierungsfaktor für Trinkwassertalsperren. Gesundheitsingenieur **85**: 313—317.

MEINEL, W., SCHÖCKE, K. und MATTHIAS, U., 1980: Zur Limnologie des Kalbesees auf dem Hohen Meißner. Beitr. Naturk. Osthess. **80**: 1—98.

MEINEL, W., SCHÖCKE, K. und MATTHIAS, U., 1980: Zum Nährstoffhaushalt einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). (in Vorbereitung).

— und SCHADE, B., 1980: Faunistische Untersuchungen im Litoral der Twistetalsperre. (in Vorbereitung).

MÜLLER, H., 1967: Beziehungen zwischen Wasserkörper, Bodensediment und Organismen im Bodensee. Naturwissenschaften (Berlin) **56**: 454—466.

— 1972: Wachstum und Phosphatbedarf von *Nitzschia actinastroides* (LEMM.) VAN GOOR in statischer und homokontinuierlicher Kultur unter Phosphatlimitierung. Suppl. Arch. Hydrobiol. **38**: 399—484.

— 1976: Grundlagen der biologischen Phosphoreliminierung in Vorsperren. DVGW- Schriftenr. Wasser **16**: 114—139.

MURPHY, J. and RILEY, J. P., 1962: A modified single solution method for the determining of phosphate in natural water. Helv. chim. Acta **27**: 31—36.

OHLE, W., 1938: Zur Vervollkommnung der hydrochemischen Analyse. III. Die Phosphorbestimmung. Angew. Chem. **51**: 906—911.

— 1953: Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Jahrb. Wasser **20**: 11—23.

— 1955: Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung. Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol. **12**: 373—382.

— 1965: Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen. Münchener Beitr. Abwass.-, Fisch.- u. Flußbiol. **12**: 54—83.

— 1968: Chemische und mikrobiologische Aspekte des biogenen Stoffhaushaltes der Binnengewässer. Mitt. int. Ver. Limnol. **14**: 122—133.

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

OVERBECK, J.,1962: Untersuchungen zum Phosphathaushalt von Grünalgen. II. Die Verwertung von Pyrophosphat und organisch gebundenen Phosphaten und ihre Beziehung zu den Phosphatasen von *Scenedesmus quadricauda* (TURP.) BRÉB. Arch. Hydrobiol. **58**: 281—308.

SCHÖCKE, K., 1980 a: Limnologische Untersuchungen an einer neuentstandenen Talsperre (Twistetalsperre, Nordhessen). Diss. Fachber. Biol. Chem. Univ. Kassel.

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

SHEN, C. Y., 1962: Determination of phosphate in presence of silicate by molybdenum blue method. Anal. chim. **34**: 1367—1370.

SOEDER, C. J., 1970: Zum Phosphathaushalt von *Chlorella fusca* S. et KR. Suppl. Arch. Hydrobiol. **38**: 1—17.

THOMAS, E. A., 1955: Phosphatgehalt der Gewässer und Gewässerschutz. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachm. **35**: 224—231.

UHLMANN, D., 1968: Der Einfluß der Verweilzeit des Wassers auf die Massenentwicklung von Planktonalgen. Fortschr. Wasserchem. **8**: 32—47.

— und ALBRECHT, E., 1968: Biogeochemische Faktoren der Eutrophierung von Trinkwassertalsperren. Limnologica **6**: 225—245.

VOGLER, P., 1965: Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. I. Probleme der Phosphatanalytik in der limnologischen Forschung. Fortschr. Wasserchem. **2**: 100—119.

— 1965: Probleme der Phosphatanalytik in der Limnologie und ein neues Verfahren zur Bestimmung von gelöstem Orthophosphat neben kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorsäureestern. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **50**: 33—48.

— 1966a: Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. III. Die Bestimmung von kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorverbindungen. Fortschr. Wasserchem. **4**: 211—225.

— 1966b: Zur Analytik kondensierter Phosphate bei limnologischen Untersuchungen. Int. Rev. ges. Hydrobiol. **51**: 775—785.

— 1970: Die getrennte quantitative Bestimmung von gelösten Orthophosphorsäureestern („COP-Phosphat") und gelösten kondensierten Phosphaten („POP-Phosphat"). Limnologica **7**: 309—324.

VOLLENWEIDER, R. A., 1968: Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. Paris.

— 1969: A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. JBP Handb. **12**: 1—213.

— 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. ital. Idrobiol. **33**: 53—83.

WAGNER, G., 1967: Beiträge zum Sauerstoff-, Stickstoff- und Phosphorhaushalt des Bodensees. Arch. Hydrobiol. **63**: 86—103.

WILHELMUS, B., 1976: Vergleichende Untersuchungen über die Wirkungen von Vorsperren auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren. Diss. math.-nat. Fak. Univ. Köln.

WUHRMANN, K., 1957: Die dritte Reinigungsstufe: Wege und bisherige Erfolge in der Elimination eutrophierender Stoffe. Schweiz. Z. Hydrol. **19**: 409—427.

— 1964: Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab. Schweiz. Z. Hydrol. **26**: 520—558.

Manuskript bei der Schriftleitung eingegangen am 2. August 1980.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. W. MEINEL
Dr. K. SCHÖCKE
H. RIEMENSCHNEIDER
Abteilung Limnologie
Zoologisches Institut
Fachbereich Biologie und Chemie
Universität Kassel
Heinrich-Plett-Straße 40
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: 1979-1981

Band/Volume: 4

Autor(en)/Author(s): Meinel Werner, Schöcke Karl

Artikel/Article: Untersuchungen zum Phosphatmetabolismus der Twistetalsperre (Arolsen, Nordhessen) 281-306