

Technische Universität Dresden
Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften
Institut für Hydrobiologie

Nahrungsnetzbewirtschaftung in Mittelgebirgstalsperren

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr.rer.nat.)

vorgelegt von

Dipl.Umweltwiss. Wilfried Scharf

Gutachter: Prof. Dr. habil. Jürgen Benndorf

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden

Prof. Dr. habil. Dietrich Uhlmann

Arbeitsstelle Limnologie der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, Leipzig

PD Dr. habil. Thomas Mehner

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Dresden, Mai 2004

INHALT

1. EINFÜHRUNG	1
2. GEWÄSSER UND METHODE	7
2.1. GEWÄSSER, EINZUGSGEBIET, HYDROLOGIE.....	7
2.2. METHODE.....	10
2.2.1. Experimenteller Ansatz: Eingriffe in die biologische Struktur.....	10
2.2.2. Untersuchungen, Berechnungen und Statistik.....	10
3. ANALYSE DER EINZELFALLSTUDIEN	15
3.1. LINGESE TALSPERRE.....	15
3.2. BRUCHER TALSPERRE.....	25
3.3. NEYE-TALSPERRE.....	32
3.4. VORSPERRE GROBE DHÜNN.....	35
3.5. WUPPER TALSPERRE.....	46
3.6. BEVER TALSPERRE.....	62
3.7. GROBE DHÜNN TALSPERRE.....	73
4. SYNTHESE DER EINZELFALLERGEBNISSE	82
4.1. DIE AUFTEILUNG DES PELAGISCHEN PHOSPHORS.....	82
4.2. AUSWIRKUNGEN PARTIKELIMINIERENDER KRÄFTE AUF DIE SICHTTIEFEN.....	92
4.3. DIE EPILIMNISCHEN PHOSPHOR-KONZENTRATIONEN IM KONTEXT INTERNER STRUKTUREN UND PROZESSE.....	93
4.4. DIE PHOSPHOR-CHLOROPHYLL REGRESSION UND TROPHIEKLASSIFIKATION.....	99
5. SOZIOÖKONOMISCHE ASPEKTE	106
6. ZUSAMMENFASSUNG	109
ABKÜRZUNGEN	114
LITERATUR	116
DANKSAGUNG.....	123

1. Einführung

Basierend auf der Erkenntnis, dass die Produktivität und die sich im Gewässer einstellende biologische Struktur durch die Verfügbarkeit von Phosphor bestimmt wird (Ohle, 1953; Vollenweider, 1968; Schindler, 1977), konzentrierten sich die Sanierungsbemühungen bezüglich stehender Gewässer zunächst einseitig auf die Reduktion externer Phosphorbelastungen. Begleitet und theoretisch getragen vom „bottom up“ Konzept führte dies zur Entwicklung der empirischen *critical-load*-Modelle (Vollenweider, 1975), welche die Beziehungen zwischen externer P-Belastung, sich einstellender seeinterner P-Konzentration und der Zielgröße Algenbiomasse in tiefen Seen unter Gleichgewichtsbedingungen quantifizieren. Danach hängt die P-Belastbarkeit eines Sees von seinen morphometrisch-hydrologischen Kenndaten ab. Die Belastbarkeit wird zu einem rein physikalischen Sedimentationsereignis. Die so gewonnenen P - CHL Regressionen zeigen jedoch große Schwankungen, die deutlich machen, dass die tatsächliche Ausprägung trophischer Zustände von weiteren, internen Faktoren abhängt. Entsprechend verliefen viele Sanierungsbemühungen, welche sich auf die Reduktion der externen P-Belastung konzentrierten, enttäuschend, da die *critical-load*-Modelle Rücklösungen des während der Eutrophierungsphase im Sediment angereicherten Phosphors unberücksichtigt ließen (Sas, 1989). Insbesondere in Flachseen, in denen der sedimentgebundene Phosphor unmittelbar produktionswirksam werden kann, verzögerte die „interne Düngung“ (Ohle, 1953; Ohle, 1955) die Reaktionszeit des Gewässers auf die externe P-Belastungsänderung und damit das prognostizierte Antwortverhalten.

Die Entdeckung der „top down“ Kräfte, wonach die Algenbiomasse neben der P-Verfügbarkeit („bottom up“) auch durch den Fraßdruck herbivorer Zooplankter gesteuert wird (Hrbacek et al., 1961), führte zur Formulierung der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985). Diese nutzt die Bedeutung der sich von der Spitze der Nahrungskette kaskadenartig fortsetzenden „top down“ - Kräfte zur Erklärung der in den empirischen P - CHL Regressionen auftretenden Schwankungsbreiten. Die *trophic cascade* Hypothese basiert auf der *size-efficiency*-Hypothese (Brooks & Dodson, 1965), welche vorhersagt, dass ein niedriger planktivorer Fischbestand die Existenz großer filtrierstarker Zooplankter ermöglicht. Nachdem bereits Uhlmann (1955) auf die hohe Filtrierleistung großer Daphnien hingewiesen hat, betont Pace (1984) die Schlüsselstellung dieser Organismen für die Wirksamkeit der trophischen Kaskade. Demgegenüber weist die auf empirischen Regressionen basierende *top down : bottom up* - Hypothese (McQueen et al., 1986) auf die Dämpfung des Wechselspiels beider Kräfte entlang der Nahrungskette hin und schränkt so die Wirksamkeit der trophischen Kaskade ein. Hiernach ist die Nahrungskettenbasis aufgrund einer sich abschwächenden trophischen Kaskade vorwiegend „bottom up“ gesteuert, was sich insbesondere in eutrophen Gewässern bemerkbar macht. So sind hier direkte (partikeleliminierende) Nahrungsketteneffekte oftmals auf ein kurzes zeitliches Fenster, das Klarwasserstadium beschränkt,

während die nachfolgende Entwicklung fraßresistenter Algen zu einer Entkopplung der trophischen Kaskade an der Schnittstelle Zoo-/Phytoplankton führt (McQueen et al., 1986; Benndorf et al., 1988). Keine der Hypothesen erwies sich als uneingeschränkt gültig, z.T. aufgrund mangelnder Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität der Prozesse, teils aufgrund der hohen Aggregationsstufe, welche Nahrungsnetze zu Nahrungsketten linearisiert. Dabei werden trophische Ebenen als Populationen behandelt und Rückkopplungen bleiben unbeachtet. Auch die ökosystemaren Randbedingungen, wie die P-Belastung und die räumliche Struktur, finden keine ausreichende Berücksichtigung.

Die Nutzung der „top down“ Kräfte zur Gewässersanierung wurde erstmals durch Shapiro et al. (1975) diskutiert und Biomanipulation genannt. Basierend auf den Ergebnissen von 33 Biomanipulationsstudien schlussfolgert Reynolds (1994), dass trophische Kaskadeneffekte nicht die Regel sind und nur in 11 Fällen, überwiegend Flachseen, eindeutig dominieren. In seiner Bewertung fokussiert Reynolds (1994) auf die Wirkung direkter (letal) grazing-Effekte. Für den Erfolg biomanipulatorischer Maßnahmen in Flach- gegenüber Tiefseen betont er die Bedeutung räumlicher Strukturen. Hier bieten Makrophyten Refugialräume, welche es den Daphnien ermöglichen, dem Fraßdruck der Fische auszuweichen. In tiefen Seen fällt diese Funktion einem sauerstoffhaltigen Hypolimnion zu (Wright & Shapiro, 1990). Obwohl Shapiro & Wright bereits 1984 auf den Einfluss der täglichen Vertikalwanderungen von Daphnien (DVM) für den P-Haushalt tiefer Seen hinweisen, wird die Bedeutung dieser indirekten Effekte neben den direkten, die Partikelkonzentration verringernden (letal) Effekten, zunächst wenig beachtet. Da indirekte Effekte auf die Ressourcenbasis rückkoppeln, verknüpfen sie populationsökologische mit biogeochemischen Prozessen im Ökosystem. Damit werden die Organismen, welche nach dem klassischen „bottom up“ Konzept eine eher passive Rolle einnehmen, zu Akteuren ökosystemarer Prozesse (Chapin et al., 1997). Benndorf (1987,1991) betont die Bedeutung indirekter neben den direkten Nahrungsnetzeffekten für den Erfolg biomanipulatorischer Maßnahmen und konkretisiert Randbedingungen, unter welchen eine „top down“ Steuerung erfolgreich sein sollte. Während bei Überschreitung der „Biomanipulationseffektivitätsschwelle der P-Belastung“ (BESP) die Summe aus externer und interner P-Belastung den epilimnischen P-Export überwiegt, ist die negative P-Bilanz bei Einhaltung dieser Schwelle ein Schlüsselmechanismus für den Erfolg der Biomanipulation (Benndorf, 1987). Da so die Umweltkapazität für die Algenbiomasse sinkt, sind indirekte Effekte den „bottom up“ Kräften zuzuordnen. Direkte Effekte hingegen begrenzen die bei einer gegebenen Umweltkapazität realisierte Biomasse. Indem grazing-Effekte die Wachstumsrate der fressbaren Algen auf einem hohen Niveau stabilisieren, verhindern sie eine völlige Ausnutzung der intrazellulären P-Speicher, was die CHL-Ausbeute je TP-Einheit niedrig hält (Reinertsen et al., 1989).

Nicht nur bei der Wirkungsentfaltung der direkten Effekte kommt den großen Daphnien ($> 1\text{mm}$) aufgrund ihrer höheren individuellen Filtrieraten und des weiteren Nahrungsspektrums (Peters et al., 1984) eine Schlüsselposition zu (Abb.1). Auch mit Blick auf die indirekten Effekte, welche zur Verringerung der P-Verfügbarkeit führen, sind sie von zentraler Bedeutung für das ökosystemare Geschehen (Benndorf et al., 2002). So vergrößert die Dominanz großer Daphnien das Körpergrößenspektrum des Planktons. Da die individuelle Körpergröße neben der Biomasse wesentlich die epilimnischen P-Umsatz- und Exportraten bestimmt (Sterner, 1989; Mazumder et al., 1992; Ramcharan et al., 1996), senken größere Daphnien die P-Rezirkulationsraten im Pelagial (Peters, 1975; Vadstein et al., 1990). Dies macht sie gegenüber kleineren Organismen zu relativen P-Senken. Darüberhinaus akkumulieren Daphnien aufgrund ihrer Körperstöchiometrie Phosphor in ihrer Körperbiomasse (Elser et al., 1996; Sterner, 1989; Sommer et al., 2003). Dies führt zu einer Verschiebung im N:P-Verhältnis der rezirkulierten Nährstoffe, welche die P-Limitierung der Algen verschärft (Sterner, 1986).

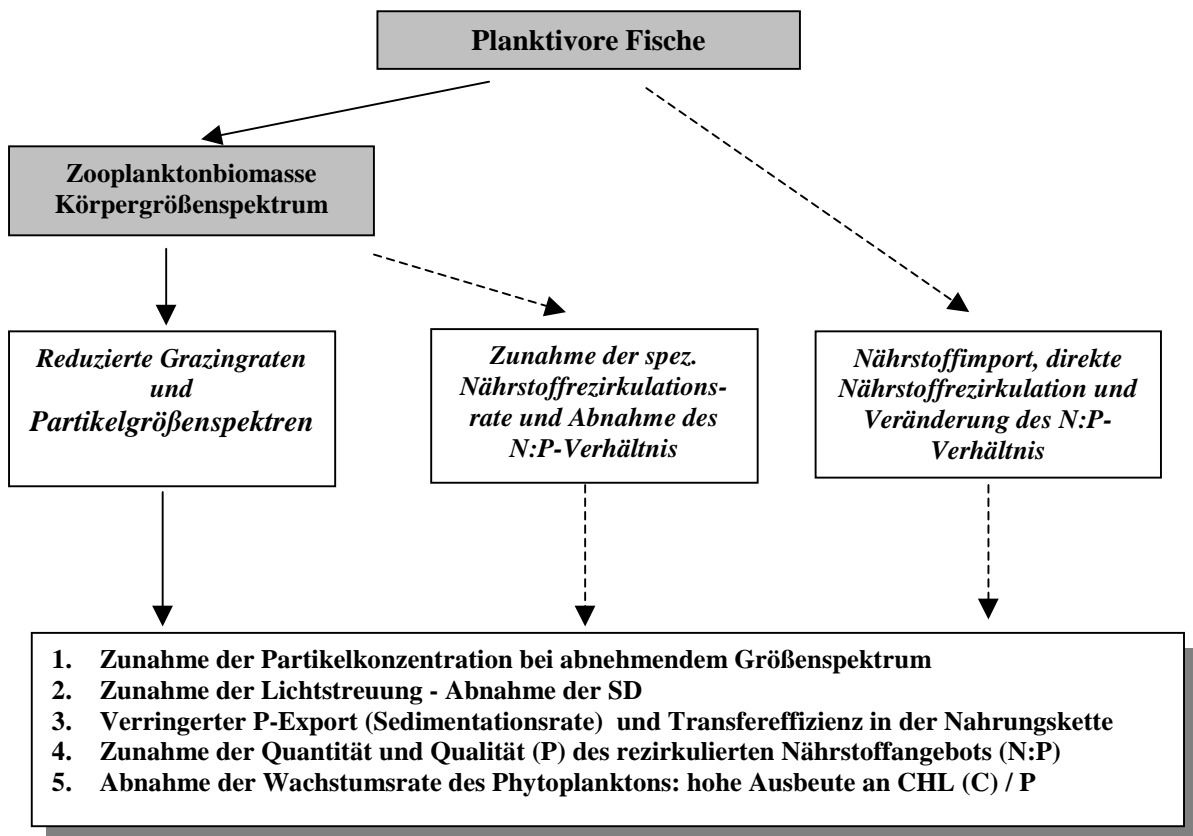


Abb.1: Wirkungen der von den zooplanktivoren Fischen ausgehenden „top down“ Kräfte (indirekte Effekte gestrichelt) auf das Phyto- und Zooplankton in Talsperren (modifiziert, in Anlehnung an Vanni & Layne, 1997)

Die P-Anreicherung in großen Daphnien ist, in Verbindung mit der P-Sedimentation und dem P-Fluss in der Nahrungskette, ein Schlüsselprozess für die ökosystemare P-Verfügbarkeit. Obwohl eine P-Akkumulation auf höheren trophischen Ebenen ohne nachfolgende Entnahme, z.B. durch Fischerei, keinen eigentlichen P-Export darstellt, kommt ihr eine zeitlich begrenzte Senkenfunktion

zu (Urabe, 1995; Hjerne et al., 2002). Neben der z.T. größenabhängigen Sedimentation des Phytoplanktons (Mazumder et al., 1992; Larocque et al., 1996) wird die Sedimentation von toten Daphnien (Yoshimizu et al., 2001) sowie deren Häutungsprodukten und Zooplanktonfäces (Koop et al., 1997) als wesentlicher Mechanismus für den epilimnischen P-Export neben der bereits erwähnten DVM (Wright & Shapiro, 1984) diskutiert. Dabei begünstigt die P-Anreicherung in den Daphnien in Verbindung mit einer gegenüber dem Phytoplankton deutlich höheren Sedimentationsgeschwindigkeit toter Daphnien (Andersen, 1997; Vrede, 1998) den epilimnischen P-Export.

Dem biogen vermittelten P-Export aus dem Epilimnion stehen entsprechende P-Importmechanismen, z.B. über vertikal migrierende Flagellaten (Salonen, 1984), benthivore Fische (Braband et al., 1996) oder die temporär benthivore Ernährung von Jungfischen (Mehner et al., 1998) gegenüber. Diese Transportprozesse verbinden die Subsysteme des Gewässers miteinander und wirken auf die dort verfügbare Ressourcenbasis. Eingebunden sind diese Prozesse in tiefen Seen in die physikalisch-chemische Struktur des Gewässers. Entsprechend kommt der mittleren Tiefe für die Einmischungsfähigkeit nährstoffreichen hypolimnischen Wassers eine Schlüsselstellung zu (Imboden et al., 1979). Den seeinternen Prozessen in geschichteten Talsperren sind vielfach externe P-Einträge infolge sommerlicher Hochwasserereignisse überlagert. Das Ergebnis der Balance aus P-Export- und Importraten setzt die Umweltkapazität für die epilimnische Algenbiomasse.

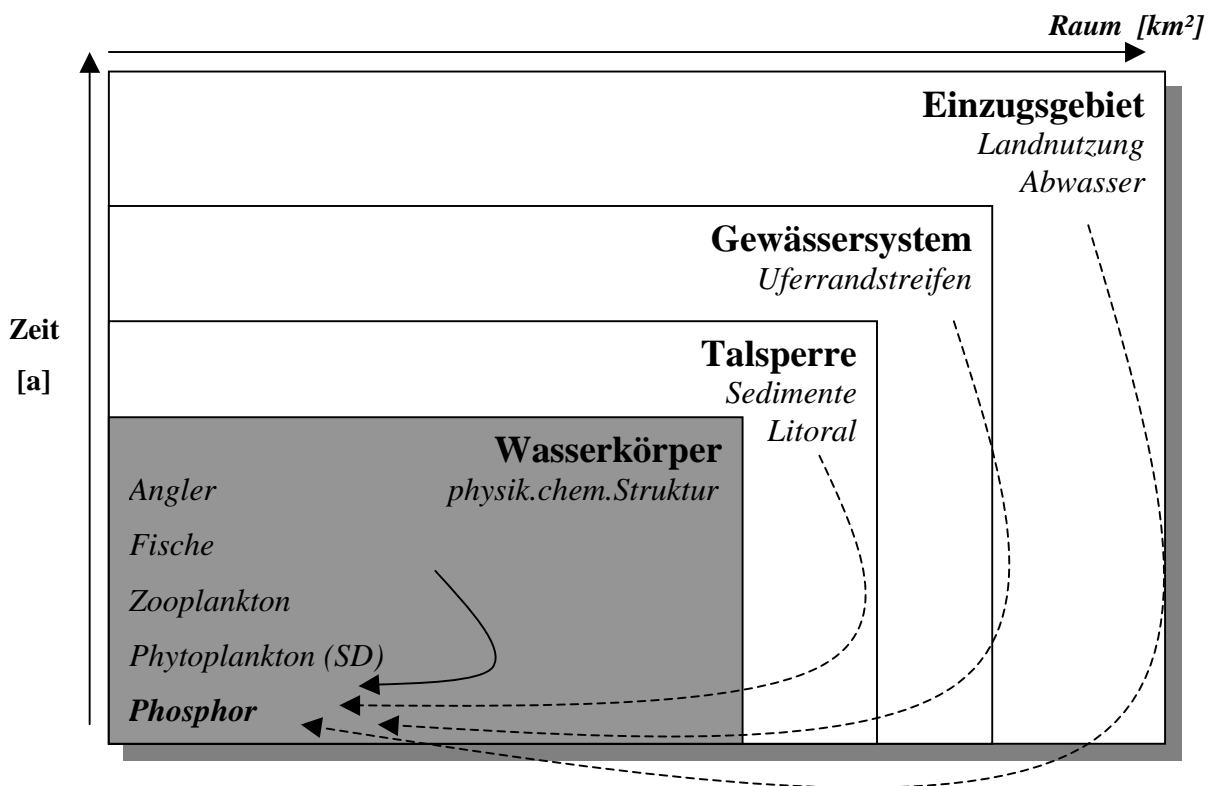


Abb.2: Ökosysteme sind hierarchisch organisiert. Die Bewirtschaftung der biologischen Struktur im Subsystem „Wasserkörper“ nutzt biosphärische Dienstleistungen zur Begrenzung der P-Verfügbarkeit und integriert sich zwanglos in das klassische „bottom up“-Konzept (modifiziert, nach Carpenter, 1997)

In Kombination mit den indirekten Effekten ergibt sich eine zwanglose Integration der Nahrungsnetzbewirtschaftung als ökotechnologischer Sanierungsstrategie in das klassische Konzept der P-Reduktion, die darauf zielt, die Verfügbarkeit von Phosphorverbindungen durch Optimierung der ökosysteminternen Struktur und Funktion zu verringern (Abb.2). Insgesamt ist dieser Ansatz sehr stark prozessorientiert, weil er systeminterne negative Regelkreise zu aktivieren versucht. Damit stellt sich das Instrument der Nahrungsnetzbewirtschaftung als ein sowohl unter rechtlichen als auch ökonomischen Bedingungen (IVU-Richtlinie, EG-WRRL) unverzichtbarer Schritt zu einer integrierten Wasserwirtschaft dar. Während der Erfolg biomanipulatorischer Maßnahmen in Flachseen bei Einhaltung gewisser Randbedingungen heute als gesichert gelten kann und jener in oligo- und hoch eutrophen Tiefseen als bescheiden einzustufen ist, sollten die Effekte in mesotrophen bis leicht eutrophen Tiefseen deutlich sichtbar werden (Benndorf et al., 2002). Gerade aus solchen Tiefseen geringer bis mäßiger Trophie liegen jedoch nur wenige verlässliche Ergebnisse vor (Drenner et al., 1999). Diese Lücke versucht vorliegende Arbeit zu schließen.

So werden seit Ende der 80er Jahre an sechs tiefen Talsperren des Wupperverbandes mit überwiegend geringer bis mäßiger Trophie Eingriffe in die externe und interne Struktur kombiniert, um die Gewässergüte dieser Talsperren zu verbessern und auf einem hohen Niveau zu stabilisieren. Den unter praxisrelevanten Bedingungen mehrjährig durchgeführten Eingriffen in die biologische Struktur mit all den auf ökosystemarer Ebene wirksam werdenden Interaktionen kommt so ein experimenteller Bewirtschaftungscharakter zu. Dabei gehört der Angler als zusätzliche trophische Stufe, im Gegensatz zu vielen experimentellen Ansätzen (Carpenter et al., 1993), zum Ökosystem und zur ordnungsgemäßen fischereilichen Bewirtschaftung (Abb.2). Das Instrument einer ordnungsgemäßen fischereilichen Bewirtschaftung (Nahrungsnetzbewirtschaftung), welches sich zum Auf- und Umbau der Fischbestände auf Besatz- und Hegemaßnahmen stützt und dabei bewusst auf massive Eingriffe verzichtet (Benndorf et al., 1988), gelangte bisher nur in wenigen Fällen (17%: Drenner et al., 1999) zur ausschließlichen Anwendung und wird allgemein als wenig erfolgversprechend eingestuft. Dennoch sollte es in der Praxis, falls keine massiven Störungen der Gewässergüte vorliegen, das Instrument der Wahl sein. Da Fische eine mehrjährige Generationsdauer aufweisen, ist es offensichtlich, dass verlässliche Aussagen über den langfristigen Erfolg und Misserfolg von Eingriffen in die biologische Struktur auf mehrjährigen Untersuchungen fußen müssen. Speziell diese Forderung nach langjährigen Untersuchungen auf ökosystemarer Ebene wird jedoch nur von wenigen publizierten Ergebnissen erfüllt.

In Kapitel 3 werden zunächst die zugrundeliegenden Bewirtschaftungsansätze in den bearbeiteten Talsperren und die gewonnenen Ergebnisse dargestellt. In der systematischen Analyse der Einzelfallstudien nehmen anwendungsorientierte Fragen eine zentrale Stellung ein.

- Lassen sich mit den Methoden einer ordnungsgemäßen fischereilichen Bewirtschaftung in den untersuchten Mittelgebirgstalsperren die gewünschten biologischen Strukturen aufbauen und erhalten?
- Führen diese Veränderungen zu einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässergüte?
- Welche treibenden Kräfte und Mechanismen liegen diesen Veränderungen zugrunde?

Im Unterschied zu Labor- und Mesokosmos-Versuchen steht dabei die Klärung der Frage im Vordergrund, welche der hypothetisch möglichen und gleichzeitig wirkenden Kräfte und Mechanismen im Gewässer für die zu beobachtenden Veränderungen bedeutsam sind (Scheffer et al., 1994). Ausgehend von der Hypothese, dass sich Nahrungsnetzeffekte auf die Verteilung des Phosphors in der Biozönose auswirken, findet die prognostizierte P-Akkumulation im Zooplankton und die damit einhergehenden Rückkopplungen auf die pelagische P-Verfügbarkeit für das Algenwachstum besondere Beachtung. Im Ergebnis dieser Analyse entwickelt sich eine integrative Betrachtung von Lebensgemeinschaften und biogeochemischen, den P-Haushalt betreffenden, Prozessen. Zur Beantwortung der Fragen werden die beobachteten Prozesse sowohl auf der einer dramatischen zeitlichen Variabilität unterliegenden Ebene der Populationsdynamik betrachtet als auch auf einer gedämpften, zeitlich aggregierten Ebene, bei welcher Populationen in Gilden eingebettet und zu Ökosystemvariablen (CHL,TP,SD) zusammengefasst sind.

Basierend auf den Ergebnissen der Einzelfallanalysen erfolgt in Kapitel 4 eine Synthese, welche die kollektiven Eigenschaften der hier untersuchten Systeme herauszuarbeiten sucht. Dabei steht die Bedeutung von Randbedingungen und den Grenzen, insbesondere der P-Belastung, für die Wirkungsentfaltung der den Erfolg einer Nahrungsnetzbewirtschaftung tragenden Kräfte und zugrundeliegenden Mechanismen in Mittelgebirgstalsperren im Zentrum der Betrachtungen. So rückt die systemimmanente Komplexität, welche mit einer Vielzahl von über Rückkopplungsschleifen verbundenen abiotischen und biotischen Interaktionen zu nicht-linearen ökosystemaren Prozessen führt, in den Bereich der angewandten Forschung. Dieses Verständnis bildet die Basis für die Erstellung von Modellen und Vorhersagen zur Begründung politischen Handelns oder auch des Nichthandelns. Damit wird die Nahrungsnetzbewirtschaftung zum Gegenstand sozioökonomischer Interessen, welche in einem entsprechenden kurzen Exkurs (Kapitel 5) angesprochen werden.

2. Gewässer und Methode

2.1. Gewässer, Einzugsgebiet, Hydrologie

Die hier untersuchten Talsperren liegen im Gewässersystem der Wupper, welche das Rheinische Schiefergebirge entwässert und nach 113 km Fließstrecke bei Leverkusen in den Rhein mündet (Abb.3). Mit Ausnahme der Neye-Talsperre dienen die Talsperren in und an der Wupper ausschließlich der Abflussregulierung. Ihr größter Nebenfluss, die Dhünn, wird zur Großen Dhünn Talsperre aufgestaut und dient als Mehrzweckspeicher sowohl der Trinkwasserversorgung als auch der Abflussregulierung. Mit Ausnahme der Trinkwasserspeicher kommt den Talsperren ein hoher Freizeitwert zu.

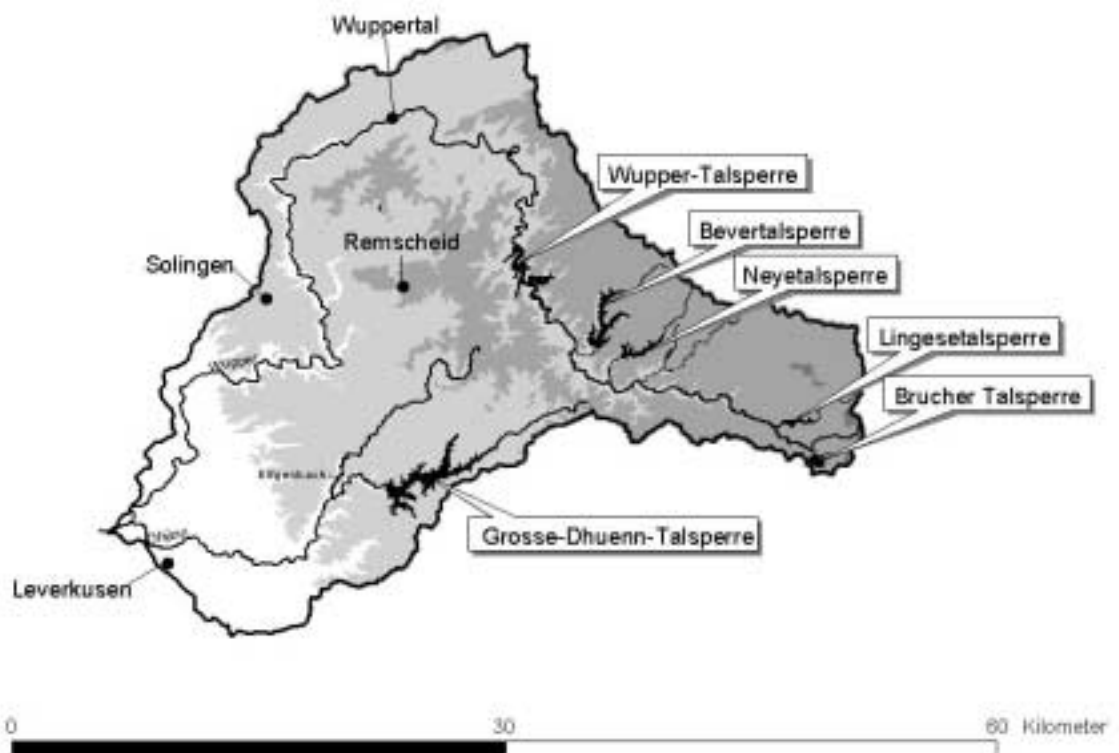


Abb.3 : Lageplan der untersuchten Talsperren im Einzugsgebiet der Wupper

Auf den kalkarmen und wasserundurchlässigen Ton-Schieferformationen des Rheinischen Schiefergebirges dominiert ein oberflächennaher Zwischenabfluss, dessen Höhe (Abb.4) eng mit den Niederschlagsereignissen und den mittleren jährlichen Niederschlägen in Höhe von ca. 1.300 mm/a korreliert. Das atlantisch geprägte Klima mit milden und regenreichen Wintern bestimmt den Wasserhaushalt der Talsperren, welche in den Wintermonaten gefüllt werden und im Frühjahr ihren höchsten Füllstand erreichen, bevor sie im Herbst ein Füllstandsminimum durchlaufen.

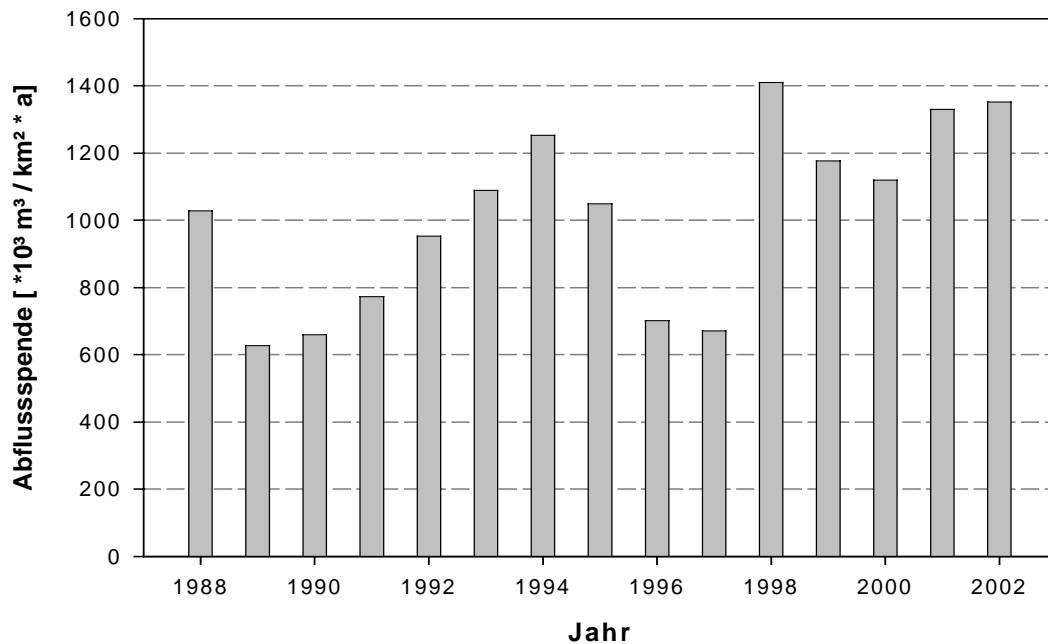


Abb. 4: Flächenspezifische Abflussspende am Pegel Neumühle im Zulauf Vorsperre Große Dhünn während des Untersuchungszeitraums

Alle Talsperren können als tiefe (Tab.1), dimiktische Weichwasserseen ($\text{Ca}^{2+} = 14\text{-}18 \text{ mg/L}$) charakterisiert werden, die, bedingt durch milde Winter, zeitweise auch monomiktisch reagieren. Die elektrische Leitfähigkeit des Talsperrenwassers schwankt zwischen $150 - 200 \mu\text{S/cm}$. Huminsäuren sind für die Wasserfärbung, deren $k_w = 0,2 - 0,3 \text{ m}^{-1}$ beträgt, bedeutungslos. Die aus den Zuläufen eingetragenen Basis-DOC-Konzentrationen liegen bei $1,8 - 2,0 \text{ mg/L}$.

Tab. 1.: Zusammenstellung hydrologisch-morphologischer Talsperrenkenndaten (ohne Vorsperren) bei Vollstau

(z_{max} maximale Tiefe, z_{mitt} mittlere Tiefe, NN Höhenlage, F_N Niederschlagsgebiet, A_0 Wasseroberfläche, Vol Volumen, t_w theoretische Wasseraufenthaltszeit)

Talsperre	z_{max} [m]	z_{mitt} [m]	NN [m]	F_N [km ²]	A_0 [ha]	Vol [Mio. m ³]	t_w [a]
Lingese	18	6,7	340,5	9,1	38,8	2,6	0,3
Brucher	20	7,2	369,8	5,8	46,1	3,3	0,7
Neye	24	9,0	303,6	11,6	67,0	6,0	0,4
Vorsp. Große Dhünn	28	11,2	177,0	29,7	67,0	7,5	0,3
Bever	31	11,9	295,5	25,7	200,0	23,7	1,1
Wupper	31	12,2	252,5	212,0	211,0	25,9	0,2
Große Dhünn	52	20,1	176,5	60,0	358,0	72,0	1,5

Streusiedlungen und Grünlandwirtschaft mit Milchviehhaltung prägen die Nutzung vieler Einzugsgebiete, in denen ein Flickenteppich aus Forst und Grünland mit kleinen Streusiedlungen das Landschaftsbild bestimmt. Dabei überwiegt im Einzugsgebiet der Brucher-Talsperre der Waldanteil, während im Einzugsgebiet der Wupper-Talsperre Siedlungsbereiche und Abwassereinleitungen an Bedeutung gewinnen. Entsprechend decken die untersuchten Talsperren einen weiten Belastungsbereich ab. Nutzungsbedingt kommt es zu hohen N-Einträgen aus diffusen Quellen in die Gewässer, welche bei fehlenden Abwasseranteilen zu hohen N:P-Verhältnissen führen.

Im Vergleich zu vielen natürlichen Seen sind die hier untersuchten Talsperren aufgrund ihrer hohen Wasseraustauschrate als relativ offene Systeme, denen zudem ständig nährstoffreiches Tiefenwassers entnommen wird, weniger eutrophierungsgefährdet. Mit den winterlichen Hochwässern gelangen zunächst vermehrt suspendierte Tonminerale in die Talsperren, die ein hohes P-Bindungsvermögen aufweisen und z.T. bereits im Stauwurzelbereich sedimentieren (abiogene P-Eliminierung). Die P-Bindung im Sediment erfolgt vorwiegend über Fe-P und Al-P, so daß Rücklösungen sowohl redox- und pH-abhängig, beim Al-P nur pH-abhängig, über Ligandenaustauschmechanismen gesteuert werden. Calcitfällung und Ca-P Bindungen sind unbedeutend.

Die überwiegend geringen sommerlichen Zuläufe schichten sich meta- resp. hypolimnisch ein. Mit dem sommerlichen Rückgang der Quellschüttung durchläuft auch der externe P-Eintrag ein Minimum. Sommerliche Abflussspitzen hingegen durchfließen den Wasserkörper bis zum Absperrbauwerk und können zu komplexen Strömungsmustern und Turbulenzen mit stochastischen epilimnischen P-Einmischungen führen. Prägend für den Stoffhaushalt der Talsperren, mit Ausnahme der Brucher-Talsperre, ist deren Rinnenseemorphologie mit oftmals steilen, grobschottrigen Ufern. Dies führt zu einer fehlenden Uferbank, welche, in Verbindung mit hohen Wasserstandsschwankungen, Ursache fehlender Litoralvegetation ist. Der hiermit verbundene Mangel an räumlicher Struktur ist nicht ohne Auswirkungen auf die biologische Struktur (Fische), da er sowohl Prädationseffekte intensiviert als auch die Reproduktionsmöglichkeit einiger Fischarten einschränkt. Eine weitere Besonderheit der Rinnenseemorphologie ist die im Längsverlauf der Talsperre zunehmende Tiefe, welche zur Ausbildung eines trophischen Längsgradienten führt.

In der Vegetationsperiode dominiert eine biogene P-Eliminierung im Wasserkörper, welche im März und April mit der „neuen“ Kieselalgenproduktion und deren nachfolgender Sedimentation mit Beginn der thermischen Schichtung im Mai ihren Ausgang nimmt. In den Sommermonaten überwiegt eine „regenerierte“ Planktonproduktion, in welcher der Nahrungsnetzstruktur sowohl mit Blick auf die P-Transport (Sedimentation, Migration) als auch auf die P-Transfer- und -Regenerationsprozesse eine Schlüsselstellung zukommt. In diesem zeitlichen Fenster setzt die Wirkung fischereiwirtschaftlicher Maßnahmen an.

2.2. Methode

2.2.1. Experimenteller Ansatz: Eingriffe in die biologische Struktur

Die mehrjährig durchgeführten Eingriffe in die biologische Struktur orientieren sich am Konzept einer ordnungsgemäßen fischereilichen Bewirtschaftung. Ziel ist der Aufbau eines lebensraumtypischen und wassergütewirtschaftlich wünschenswerten, wenn möglich, sich selbst reproduzierenden Fischbestandes in den Talsperren. Als Instrumente der Umsetzung einer Nahrungsnetzbewirtschaftung kommen lediglich Besatz- und Hegemaßnahmen zur Anwendung. Die Besatzmaßnahmen fokussieren auf den Aufbau und Erhalt eines adäquaten Raubfischbestandes. Neben den Großsalmoniden, insbesondere der Seeforelle, kommt dem Besatz mit nicht fangfähigen Zandern und Hechten in den nährstoffreicheren Talsperren eine Schlüsselposition zu. Bei den Hegemaßnahmen sind neben der Begrenzung der Fangerlaubnisscheine Entnahmebeschränkungen über die Art der gefangenen Raubfische, Menge, Schonzeiten, Mindestmaße und Fangtechniken zu erwähnen. Flankierend werden zur Verbesserung der räumlichen Struktur geeignete Baum- und Strauchreste eingebracht.

Als Nutzer und zusätzliche trophische Stufe ist der Angler ebenso integraler Teil des Ökosystems wie des Bewirtschaftungskonzepts. Dies bedingt Kompromisse an Art und Umfang der Eingriffe in die biologische Struktur. Insbesondere betrifft dies die Brauchwasser-Talsperren, da wassergütewirtschaftliche Ziele hier nicht in jedem Fall Vorrang genießen. Die Stufe der Topkonsumenten der Angler wird seit Beginn der 90er Jahre an vielen Talsperren durch ein erhöhtes Kormoranaufkommen ergänzt.

2.2.2. Untersuchungen, Berechnungen und Statistik

Den Gewässern wurden in der Vegetationsperiode von März/April bis Oktober im 2-wöchigen, außerhalb im 4-wöchigen Intervall, Wasserproben in den Zuläufen, sowie im Wasserkörper an der tiefsten Stelle entnommen. Wassertemperatur, pH, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Trübung, z.T. Chlorophyll wurden mit einer Meßsonde im Tiefenprofil vor Ort gemessen. Dem Wasserkörper wurden integrierende Proben aus der trophogenen Zone (= 2,5-fache Sichttiefe) mit einem summierenden SCHRÖDER-Schöpfer entnommen. Ergänzend gelangte ein RUTTNER-Schöpfer mit nachfolgender Vereinigung der Teilproben zu einer Mischprobe zum Einsatz. Zusätzlich wurde eine Probe 0,5 m über Grund mit einem RUTTNER-Schöpfer entnommen. Die Wasserproben wurden in lichtundurchlässigen Thermoskannen transportiert und am Tag der Probenentnahme untersucht.

Grundlage der Messungen sind genormte Methoden, wie sie von der Gesellschaft deutscher Chemiker (1995) beschrieben sind. Neben den gelösten Nährstoffen Phosphor (DIP, TDP), anorganischer Stickstoff (DIN), Silizium (DSi) und Kohlenstoff (DOC) wurden die partikulären Inhaltsstoffe, z.T. auch größenfraktioniert, bestimmt: Partikulärer Phosphor (PP), berechnet aus der Differenz Gesamtphosphor (TP) minus gelöster Gesamtphosphor (TDP), filtriert über Membranfilter 0,4 µm. Die Messung der partikulären Phosphorkonzentration der Fraktion <30 µm (PP<30µm) erfolgte aus dem Glasfaserfiltrerrückstand. Die Bestimmung des partikulären organischen Stickstoffs (PON) erfolgte nach oxidativem Aufschluß (K₂S₂O₈, Autoklav 30 min, 121°C, 1,1 bar) spektrometrisch als Nitrat. Gesamtkohlenstoff (TOC) und gelöster Kohlenstoff (DOC) wurden mit einem TOC-500 Analysator der Fa. Shimadzu bestimmt. Die TOC-Proben wurden zuvor homogenisiert. Der partikuläre Kohlenstoff (POC) wurde nach Nassaufschluss durch Dichromat-Titration ermittelt (Wetzel, 1991). Ab dem Jahr 2003 erfolgte die Bestimmung der partikulären C,N - Konzentrationen mit einem Elementaranalysator CHN-2400 der Fa. Perkin-Elmer.

Phytoplanktonproben aus der trophogenen Zone wurden mit Lugolscher Lösung, einem J-KJ Gemisch, fixiert und im umgekehrten Mikroskop ausgezählt. Basierend auf diesen Ergebnissen und Vermessungen der Zellgeometrie (Hoehn et al., 1998) berechnen sich die Phytoplanktonbiovolumina mit folgenden Umrechnungsfaktoren

$$10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \mu\text{g Frischmasse [f.w.]} = 0,13 \mu\text{g C} .$$

Vertikalnetzzüge aus der oxischen Zone zur Untersuchung des Zooplanktons wurden mit Formalin konserviert. Rotatorien, Nauplien und Bosminen wurden aus Netzfängen mit 100 µm Maschenweite, alle anderen Zooplankter aus Netzfängen mit 250 µm Maschenweite ermittelt. Die Zählung großer Zooplankter im 780 µm Netzfang erfolgte separat (Seda & Dostalkova, 1996). Die filtrierte Wassermenge kalkuliert sich durch einen mittels Flowmeter bestimmten Korrekturfaktor. Der Species-Komplex bestehend aus *Daphnia galeata*, *D. hyalina*, *D. longispina* und Hybriden wurde unter *D. galeata* zusammengefasst. Die Copepoden wurden in die Kategorien Nauplien, cyclopoide (*Cyclops*) und calanoide Copepoden (*Eudiaptomus*) eingeteilt. Die Zooplanktonbiomasse errechnet sich aus den Zählergebnissen in Verbindung mit Literaturwerten zur individuellen Trockenmasse sowie aus Körperlängen : Gewichtsregressionen für die Cladoceren und Copepoden (Botrell et al., 1976; Tümping et al., 1999) mit folgenden Umrechnungsfaktoren

$$1 \mu\text{g Trockenmasse [d.w.]} = 0,5 \mu\text{g C} .$$

Die Berechnung der Filtrieraten des Zooplanktons basiert auf den Angaben von Knoechel & Holtby, 1986 (Tab. 2). Die mittlere Zooplanktongrößenstruktur kalkuliert sich näherungsweise aus der mittleren sommerlichen Biomasse und mittleren Körperlänge der Taxa resp. taxonomischer Gruppen (Tab. 2) nach der Gleichung

$$\text{ZL [mm]} = \sum \text{Biomasse}_i \cdot \text{Länge}_i / \sum \text{Biomasse} \quad (1)$$

Die Einschätzung der Fischbestände orientiert sich an Fangergebnissen der Angelfischerei. Ergänzend hierzu stehen Ergebnisse aus Stellnetz- und Elektrobefischungen, z.T. unterstützt mit hydroakustischen Methoden, zur Verfügung. Aus den Ergebnissen der Stellnetzbefischungen mit Netzen der Maschenweiten von 22 - 70 mm, in der Regel mit fünf Stellnetzen pro Fang ermittelt, wurden die Einheitsfänge EHF [Individuen / h] resp. [kg / h] bezogen auf ein Standardnetz mit 100 m² Fläche, berechnet (Willmitzer et al., 2000). Die gefangenen Fische wurden vermessen, gewogen und z.T. auf Alter und Mageninhalte hin untersucht.

Die Phosphorkonzentration der Zooplanktonfraktion errechnet sich aus den Trockengewichten (Tab. 2) über deren Stöchiometrie (Andersen et al., 1991; Hessen et al., 1991). Die Berechnung der Fisch-Phosphorkonzentrationen orientiert sich an einem P-Gehalt von 0,5 % P / g f.w. (Hjerne et al., 2002). Demgegenüber gestaltet sich die Ermittlung der Phytoplankton-Phosphorkonzentrationen aufgrund der mangelnden Homöostase (C:P = 100 - 1.000) deutlich problematischer. Den Berechnungen liegen daher sowohl die gemessenen CHL-Konzentrationen (CHL-C) als auch die Phytoplanktonbiovolumina (PHYTO-C) über die daraus berechneten C-Konzentrationen mit der Formel (Tümping et al., 1999)

$$\text{Phytoplankton-C } [\mu\text{g}] = 120,4 * \text{BioVol } [\text{mm}^3]^{1,051} \quad (2)$$

zugrunde. Zur Berechnung der Phytoplankton-Kohlenstoffkonzentrationen anhand der gemessenen CHL-Konzentrationen (CHL-C) wird ein mittlerer CHL/C = 18 zugrunde gelegt (Andersen, 1997). Lediglich für Gewässer mit geringer Sichttiefe (SD < 2m) wird CHL/C = 22 veranschlagt, da eine Erniedrigung der Wachstumsrate aufgrund von Lichtlimitation zu vermehrter Pigmentbildung führt. Die Umrechnung der so ermittelten Phytoplankton-C-Konzentrationen in Phosphorkonzentrationen berücksichtigt den steuernden Einfluss des (Licht : TP) - Angebots auf die C:P-Sestonkonzentrationen (Sternner et al., 1997). In oligo-/mesotrophen Systemen, wo die Regression $C:P = 252 + 71 * (\text{Licht} : \text{TP})$ (3) im Ergebnis C:P > 275 liegt, wurden die mit der Regression berechneten Werte zur Basis der C:P-Quotienten (PHYTO-P, CHL-P). Bei C:P < 275:1 wurde ein Verhältnis C:N:P = 166:20:1 zugrundegelegt (Harris, 1986). Dort, wo gemessene C:P-Sestonaten vorliegen, wurden diese verwandt

Die Abschätzung der maximal möglichen spezifischen P-Regenerationsraten des Zooplanktons basiert auf dem Modell von Peters (1975), modifiziert nach Carrillo et al. (1996) mit einer Bezugstemperatur von 20°C (vgl. Tab.2). Trotz der nur unzureichenden Genauigkeit der Modellierung der P_{reg} für Copepoden (Carillo et al., 1996; Hansson & Tranvik, 1997) wurde diese mangels alternativer Möglichkeiten ebenso mit dem Peters-Modell eingeschätzt. Die P_{reg} für die Fische mit AG 0+ = 0,10 µg P/ mg d.w.*h sowie (1+) und älter mit 0,03 µg P/ mg d.w.*h basieren auf

Einzelangaben (Tarvainen et al., 2002). Die mittleren P-Erneuerungs- resp. Umsatzraten des Zooplankton-P-Pools berechnen sich nach

$$\text{ZOO-P}_{\text{UR}} [\text{d}^{-1}] = P_{\text{reg}} [\mu\text{g P / L} \cdot \text{d}] / \text{ZOO-P} [\mu\text{g P / L}] \quad (4)$$

Zur Abschätzung der mittleren sommerlichen P-Bilanz der trophogenen Zone ($d\text{TP}/dt$ [$\mu\text{g TP / L} \cdot \text{d}$]) wurde die Abnahme der P-Konzentrationen während der Schichtungsperiode, berechnet aus der Differenz der mittleren sommerlichen TP-Konzentration (TP_{So} , Mai-September) gegenüber jener der Frühjahrszirkulation (TP_{Zirk} , März/April), dividiert durch eine zeitliche Dauer bis zur Mitte dieser Periode von 75 Tagen, zugrundegelegt:

$$d\text{TP} / dt [\mu\text{g TP / L} \cdot \text{d}] = (\text{TP}_{\text{Zirk}} - \text{TP}_{\text{So}}) [\mu\text{g/L}] / 75 [\text{d}] \quad (5)$$

Die TP_{Zirk} -Konzentrationen dienen gleichzeitig als Surrogat der externen P-Belastung.

Tab.2: Mittlere Körperlängen, Filtrieraten, P-Regenerationsraten und Trockengewichte mit Körperstochiometrie ausgesuchter häufiger Zooplankter

(BL Körperlänge, CT Cephalothorax, F.R. Filtrieraten (Knoechel et al., 1986), P_{reg} P-Regenerationsrate 20°C [$\mu\text{g P/mg d.w.} \cdot \text{h}$] (Peters, 1975), d.w. Trockengewichte (Botrell et al., 1976), C:P (Andersen et al., 1991; Hessen et al., 1991)

Taxon	BL/CT [mm]	F.R. [ml/Ind*d]	P_{reg} [$\mu\text{g/mg} \cdot \text{h}$]	d.w. [μg]	C:P atmar	C [$\mu\text{g/Ind}$]	P [$\mu\text{g/Ind}$]
<i>Daph galeata</i>	1,00	11,7	0,6	14,0	80:1	7,0	0,23
	1,20	18,4	0,5	22,3	80:1	11,2	0,37
<i>Daph cucullata</i>	0,80	6,7	0,8	6,0	80:1	3,0	0,08
<i>Daph parvula</i>	0,70	4,0	0,9	4,5	80:1	2,2	0,07
<i>Diaphanosoma</i>	0,80	4,0	1,1	3,0	110:1	1,5	0,05
<i>Ceriodaphnia</i>	0,55	2,7	1,2	2,5	60:1	1,2	0,04
<i>Bosmina</i>	0,40	1,2	1,5	1,3	150:1	0,6	0,01
<i>Eubosmina</i>	0,60	2,5	0,9	4,0	150:1	2,0	0,04
<i>Chydorus</i>	0,30	0,6	2,0	0,8	150:1	0,4	0,00
<i>Eudiaptomus</i>	0,90	2,0	0,8	8,0	250:1	4,0	0,04
<i>Cyclops</i>	0,80	-	0,7	10,0	100:1	5,0	0,13
Nauplien	0,20	0,10	3,1	0,20	100:1	0,1	0,00
Rotatorien	0,15	0,06	4,5	0,08	150:1	0,04	0,00
<i>Asplanchna</i>	0,60	-	2,2	0,5	150:1	0,25	0,00

Makrozoobenthosaufsammlungen erfolgten im Sommer 2000 im Litoral und Profundal. Basierend auf den Mittelwerten aus 3-5 mit einem Bodengreifer entnommenen Stichproben mit einer Grundfläche von je 225 cm² wurde die Bestandsdichte abgeschätzt.

Die statistischen Auswertungen erfolgten mit der Software STATGRAPHICS 5.1. Die Methoden zur statistischen Analyse von Experimenten auf ökosystemarer Ebene sind vielfältig und umstritten. Zur Beschreibung der zentralen Tendenz eines sommerlichen Stichprobenkollektivs wurde der Median herangezogen. Dies war erforderlich, da die zu beschreibenden Stichproben nicht zuletzt aufgrund des geringen Umfangs von 8-10 Messungen / Saison nur selten die Voraussetzungen für parametrische Tests erfüllen, so dass weitgehend auf Methoden der verteilungsungebundenen Statistik zurückgegriffen werden musste. Um die Datenbasis zu erweitern wurden zudem die Messwerte mehrerer Einzeljahre zu einem Stichprobenkollektiv aggregiert und einem weiteren zeitlich aggregierten Stichprobenkollektiv gegenübergestellt. Abgrenzungskriterium für die Zeitintervalle sind dabei sprunghafte Veränderungen in der steuernden Komponente, wie z.B. der Qualität des Zooplanktons, welche offensichtlich sind und keiner statistischen Absicherung bedürfen. Die Hypothesenprüfung von zwei und mehr Stichproben erfolgte mit dem Mann-Whitney- resp. Kruskal-Wallis-Test. Letzterer wurde bei mehr als zwei Stichproben mit Tukey's multiplen Vergleichstest, resp. dem Bonferroni-Test auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ kombiniert. Der Korrelations- und Regressionsanalyse liegen ebenfalls zeitlich aggregierte, z.T. log-transformierte Daten zugrunde. Die Zusammenhangsstärke wird über den Korrelationskoeffizienten nach Pearson r und das korrigierte Bestimmtheitsmaß r^2 beschrieben. Waren die Voraussetzungen für die Anwendung des Korrelationskoeffizienten nach Pearson nicht gegeben (Ausreißer, Heteroskedastizität), wurde der Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman r_s zugrundegelegt. Die Modellgüte bestimmt sich über den p-Wert der F-Statistik.

3. Analyse der Einzelfallstudien

3.1. Lingese Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Von Beginn der 60er Jahre bis Ende 1992 wurde die bereits 1898 eingestaute Talsperre mit unzureichend gereinigten Abwässern aus dem Klärwerk Kierspe belastet (Phase I). Seit Beginn des Jahres 1993 (Phase II) werden diese Abwässer an der Talsperre vorbei zum Klärwerk Marienheide geleitet, wo sie in die Wipper entwässern. Mischwasserentlastungen aus dem ehemaligen Klärwerk Kierspe belasten den Zulauf der Talsperre jedoch weiterhin.

Eine Umstellung der fischereilichen Besitzmaßnahmen erfolgte im Jahr 1991 (Tab.3). Zuvor wurden lt. mündlicher Mitteilung der Mitglieder des Angelvereins größere Mengen „Futterfische“ (Weißfische), fangfähige Hechte und Karpfen eingesetzt.

Tab.3: Besatz Lingese-Talsperre

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1991 – 1994	Hecht	800 / a	12-15	
	Zander	800 / a	12-15	
Nov.1999	Elritzen	1.500		
2000	Hecht	400	3-7	30
	Zander	100	12-15	
	Regenbogenforelle	1.000	25-30	
	Schleie	200	15-20	
	Karpfen	100	20-25	
	Aal	1.000	Satzaal	
2001	Hecht	800	20-30	
	Zander	400	12-15	
	Laichzander	100	40-50	
	Regenbogenforellen	600	25-30	
	Schleien	200	15-20	
	Elritzen	1.500		
2002	Zander	300	12-18	25
	Laichzander	200	40-50	
	Regenbogenforellen	400	20-25	
	Satzaal			
2003	Hecht	500	3-7	
	Zander	300	12-15	
	Zander	150	18-22	
	Regenbogenforellen	700	20-25	
	Schleien	250	15-20	
	Karpfen	100	20-25	

Ebenfalls seit 1991 wird die Talsperre in den Sommermonaten über einen ca. 250 m langen Schlauch mit Druckluft belüftet. Aufgrund erhöhter Luftdurchsätze erfolgt so seit 1994 eine sommerliche Zangszirkulation. Zusätzlich treten Instabilitäten der thermischen Struktur mit P-Einmischungen, hervorgerufen durch metalimnisch sich einschichtende Sommerhochwässer, auf. Zwischen 1992 und 1995 wurde die Talsperre nur zu maximal 80% des Vollstaus eingestaut ($z_{\text{mitt}} = 6,6$ m, 28 ha). Von Herbst 1995 bis 1998 war die Sperre zwecks bautechnischer Sanierung entleert. Vor Wiedereinstau im Winter 1999 (Phase III) wurde das bis zu 1 m mächtige Sediment umgelagert. Dabei wurden die obersten, mit einer dichten Vegetation, vorwiegend aus Schilf (*Phragmites*) und Rohrkolben (*Typha*), bedeckten 25 cm nach unten verlagert und durch P-arme Sedimentlagen der Schicht unterhalb 25 cm überdeckt. Seit dem Wiedereinstau im Jahr 1999 beschränkt sich die Zwangszirkulation auf den Monat August. Im Spätherbst 1999 beginnt der Aufbau eines Fischbestandes durch Besatzmaßnahmen. Geringe Bestandsdichten von Rotaugen und Barschen stehen dabei als natürlicher Initialbesatz aus Restwasserflächen im Einlaufbereich zur Verfügung. Angestrebt wird langfristig ein Periciden-Hecht Gewässer. Der Regenbogenforellenbesatz, welcher mit Blick auf die Interessen der Angler erfolgt, soll hierzu schrittweise zurückgenommen werden. Freizeitangeln findet seit Frühjahr 2000, sowohl vom Ufer als auch vom Boot aus, statt.

Ergebnisse. Das frachtgewogene Jahresmittel der TP-Zulaufkonzentrationen beträgt in

Phase I (1988-1992): $TP_{\text{IN}} = 292 \mu\text{g/L}$, entsprechend $6,0 \text{ g P / m}^2 \cdot \text{a}$

Phase II (1993-1995): $TP_{\text{IN}} = 67 \mu\text{g/L}$, entsprechend $1,7 \text{ g P / m}^2 \cdot \text{a}$

Phase III (1999-2002): $TP_{\text{IN}} = 53 \mu\text{g/L}$, entsprechend $1,3 \text{ g P / m}^2 \cdot \text{a}$

und führt zu sinkenden TP-Zirkulationskonzentrationen von

Phase I (1988-1992): $TP_{\text{Zirk}} = 115 \mu\text{g/L}$,

Phase II (1993-1995): $TP_{\text{Zirk}} = 46 \mu\text{g/L}$,

Phase III (1999-2002): $TP_{\text{Zirk}} = 44 \mu\text{g/L}$.

Während die externe P-Belastung und die resultierenden TP-Zirkulationskonzentrationen innerhalb des Betrachtungszeitraums 1993-2002 unverändert bleiben (Mann-Whitney, $p=0,38$), sinkt die sommerliche TP-Konzentration des Wasserkörpers (Tab.4) in diesem Zeitraum deutlich (Mann-Whitney, $p<0,0001$). Das N:P-Verhältnis des Talsperrenwassers durchläuft in den Sommermonaten ein Minimum, welches von DIN:TP = 10 (1989) über 25 (1994) auf 70 (1999) ansteigt.

Bis zum Abstau im Jahr 1995 dominieren in den Frühjahrsmonaten Kieselalgen (*Stephanodiscus hantzschii*, *Aulacoseira*), deren Wachstum das Silizium aufbraucht ($DSi < 0,1 \text{ mg/L}$) und kurzfristig die DIP-Konzentrationen auf ca. $2-3 \mu\text{g/L}$ senkt. DSi - und DIP-Konzentrationen sind in den Sommermonaten nur selten längere Zeit nicht messbar, da u.a. witterungsbedingte Schichtungsinstabilitäten für nährstoffreiche hypolimnische Wassereinmischungen sorgen. Mit Sedimentation der Kieselalgen bildet sich weder ein Klarwasserstadium aus, noch sinken die TP-Konzentrationen nachhaltig.

Tab. 4: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), *Daphnia galeata* Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Lingese-Talsperre; n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1988-92	135	74,0	34	130	137,0	+ 0,20	0,0	- 0,7
1993-95	63	22,1	19	58	24,6	+ 0,16	0,2	- 1,4
1999-03	29	11,3	38	25	6,1	- 0,25	15,0	- 4,0

In den Frühsommermonaten gelangen Volvocale (*Pandorina*) zur Entwicklung. Das Sommerbild wird, je nach Witterung und Stabilität der Schichtung, abwechselnd von Cryptomonaden (*Cryptomonas ovata*, *C. reflexa*, *C. tetrapyrenoida*) und chlorococcalen Algen (*Scenedesmus*, *Coelastrum*, *Crucigenia*, *Chodatella*, *Pediastrum*; *Cosmarium*, *Staurostrum chaetoceras*) bestimmt. Dabei treten epilimnische Sauerstoffübersättigungen von bis zu 250% bei pH = 11,3 auf. Der DOC erreicht 5 - 7 mg/L. Sommerliche Algenblüten, insbesondere Cryptomonaden, treten vielfach zeitlich parallel mit Maxima der Filtrieraten des Zooplanktons und epilimnischen TP-Konzentrationen auf. Mit der abwassertechnischen Sanierung kommt es ab 1993 zu einer deutlichen Reduktion der externen P-Belastung, aber keiner grundlegenden Veränderung im Artenspektrum des Phytoplanktons. Lediglich die Biomassen gehen deutlich zurück (Tab.4). Die DOC-Konzentrationen erreichen nur noch 4-5 mg/L.

Bis zum Sommer 1992 (Phase I) steht das Hypolimnion schon ab Mitte Mai für das Zooplankton nicht mehr als Refugialraum zur Verfügung. Ab 1993 entspannt sich die hypolimnische Sauerstoffdefizitsituation geringfügig. Das filtrierende Zooplankton rekrutiert sich in Phase I aus Rotatorien (*Conochilus*, *Brachionus*, *Keratella*), Nauplien und *Bosmina*. Vor 1992 neigt *Bosmina* vielfach zu Massenentwicklungen mit bis zu 2.000 Ind/L. *Asplanchna* mit bis zu 1.400 Ind/L und cyclopoide Copepoden (*Cyclops cf. viridis* bis 500 Ind/L) bestimmen das Bild des omnivoren Zooplanktons. Bakterienaggregate und Ciliaten sind im Mikroskop unübersehbar. Das Zooplankton vermag, im Gegensatz zum Phytoplankton, keine wesentlichen P-Anteile zu akkumulieren (Abb.5,50). Während Daphnien bis 1992 nur sporadisch in geringen Dichten (< 1 Ind/L), insbesondere im Herbst erscheinen, zeichnet sich ab 1993 (Phase II) ein qualitativer Wechsel ab. Massenentwicklungen von *Bosmina* und / oder *Cyclops* treten nicht mehr auf. *Daphnia galeata* erreicht zunächst nur geringe Dichten (bis 2 Ind/L) während *Daphnia cucullata* in den Jahren 1994-95 bis zu 15 Ind/L erreicht. Die Fraktion >780µm bleibt weiterhin unbesetzt (Abb.7). *Daphnia parvula* (bis 5 Ind/L) und *Ceriodaphnia* (bis 1,5 Ind/L) können sich nun ebenfalls etablieren. Selbst *Eudiaptomus* (< 1 Ind/L) kommt ab 1995 sporadisch hinzu.

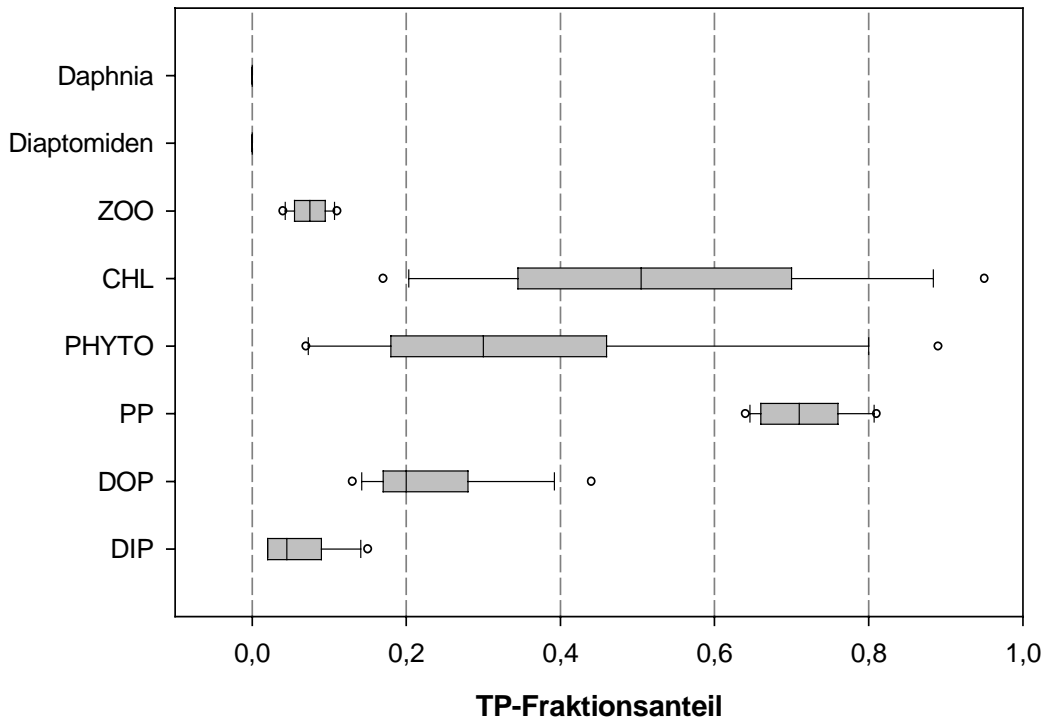


Abb.5: Aufteilung des sommerlichen pelagischen TP-Pools in der Lingese-Talsperre im Jahr 1990 bei hohem planktivoren Fischbestand, $TP_{so}=149 \mu\text{g/L}$ (vgl.Abb.51)

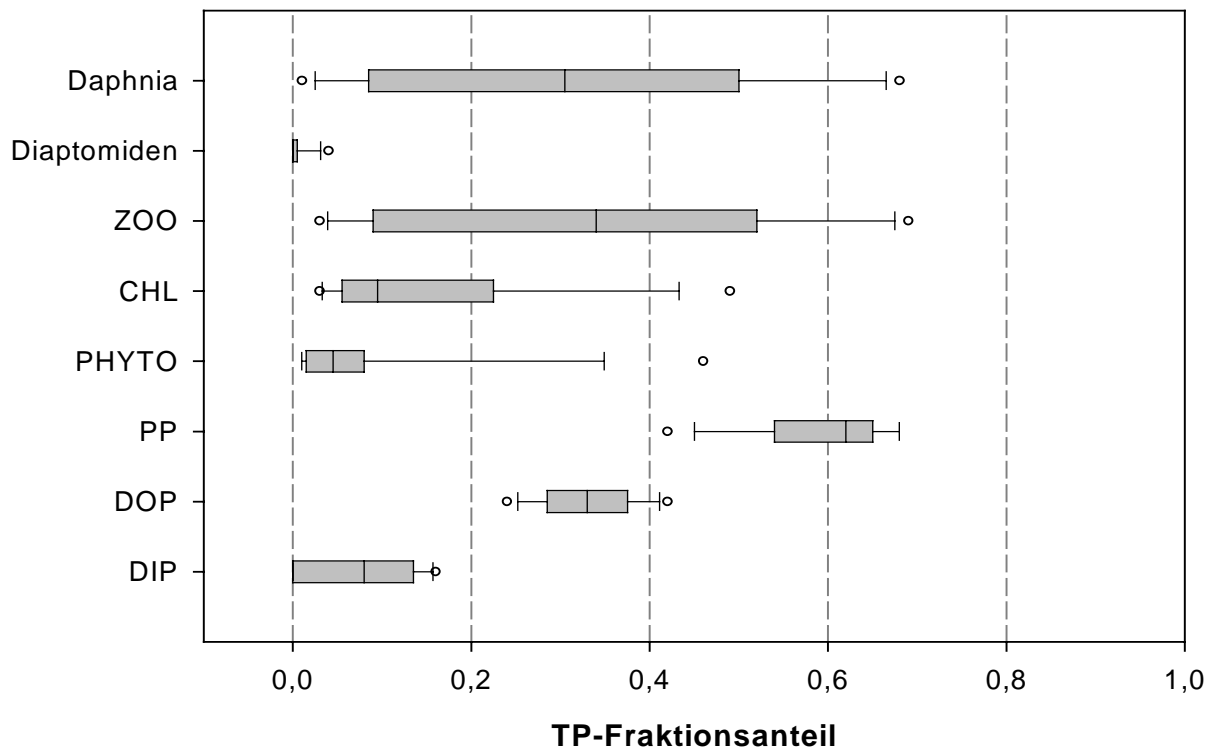


Abb.6: Aufteilung des sommerlichen pelagischen TP-Pools in der Lingese-Talsperre im fischfreien Jahr 1999, $TP_{so}=25 \mu\text{g/L}$

Mit Beginn des Wiedereinstaus im Winterhalbjahr 1998/99 (Phase III) ändert sich die Situation grundlegend. Das Hypolimnion steht nun über längere Zeiträume für das Zooplankton als Refugialraum zur Verfügung. *Daphnia galeata* ist mit bis zu 80 Ind/L und bis zu 5 Ind/L in der Fraktion >780µm (Abb.7) der dominierende Filtrierer und akkumuliert nun erhebliche P-Anteile gegenüber früher (Abb.5,6). So liegt die mittlere sommerliche Konzentration bei *Daphnia*-P = 8 µg/L (1999) mit Maxima um *Daphnia*-P = 14 µg/L. In den Jahren 2001 - 02 durchläuft die Fraktion >780µm ein Minimum, ohne dass *Daphnia galeata* die Schlüsselposition verliert (Abb.7). *Daphnia cucullata* mit bis zu 3 Ind/L und *Daphnia parvula* treten gegenüber früheren Jahren deutlich zurück. Kommt *Ceriodaphnia* im Jahr 1999 mit bis zu 15 Ind/L zur Entwicklung, entwickelt sich *Diaphanosoma* mit bis zu 15 Ind/L auch noch in den Folgejahren sporadisch. *Eudiaptomus* ist nun mit bis zu 25 Ind/L prägender Bestandteil des Zooplanktons. Das omni-/carnivore Zooplankton wird von *Asplanchna* (bis 100 Ind/L) und *Cyclops* (bis 15 Ind/L) bestimmt. *Chaoborus* und *Leptodora* sind in den Tagesfängen bedeutungslos.

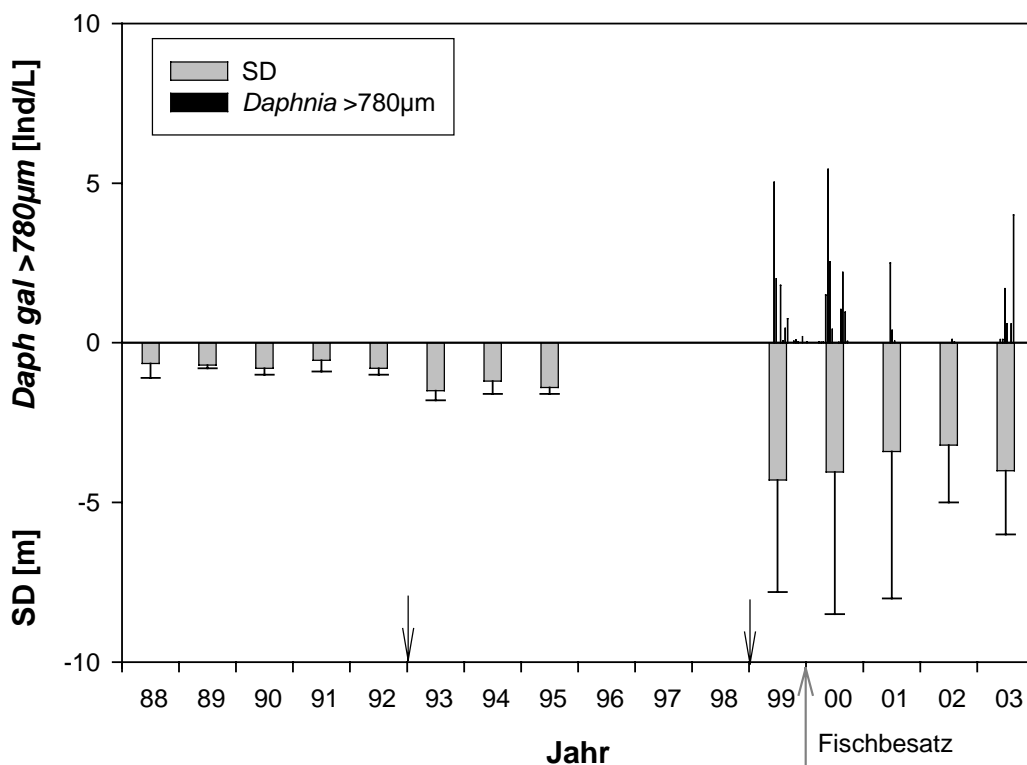


Abb.7: Entwicklung von Sichttiefen (Median, Maximum) und *Daphnia galeata*>780µm in der Lingese-Talsperre zwischen 1988 und 2003 (schwarze Pfeile: Abgrenzung der Phasen I,II,III)

Die sommerliche Biomasse des Zooplanktons sinkt von ZOO-C = 333 µg/L (Phase I) auf ein Niveau von 83 µg/L (Phase II) und 96 µg/L (Phase III) (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Die Filtrieraten sinken von ca. 0,5-0,6 d⁻¹ mit CFR_{max} = 1,8 d⁻¹ (1988-90) auf 0,04-0,08 d⁻¹ mit CFR_{max} = 0,1 d⁻¹ (1994-95), um im Jahr 1999 erneut auf 0,7 d⁻¹ mit CFR_{max} 1,8 d⁻¹ anzusteigen. Die berechnete mittlere Zooplanktonlänge steigt zunächst geringfügig von ZL = 0,53 mm (1988) auf 0,59 mm (1994) an,

bevor sie sich deutlich auf 1,10 mm (2000) erhöht. Das Verhältnis PHYTO-C / ZOO-C grenzt sich mit 8,4 in Phase I nicht gegen 6,2 in Phase II ab, bevor es in Phase III auf 1,1 sinkt (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Die CHL/PP-Quotienten unterscheiden sich in allen Phasen (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Dabei sinken diese zunächst deutlich von 1,27 (Phase I) auf 0,56 (Phase II), um sich mit 0,45 in Phase III zu stabilisieren (Abb.53). Ebenso grenzen sich die sommerlichen Sichttiefen (Tab. 4) aller drei Phasen gegeneinander ab (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$).

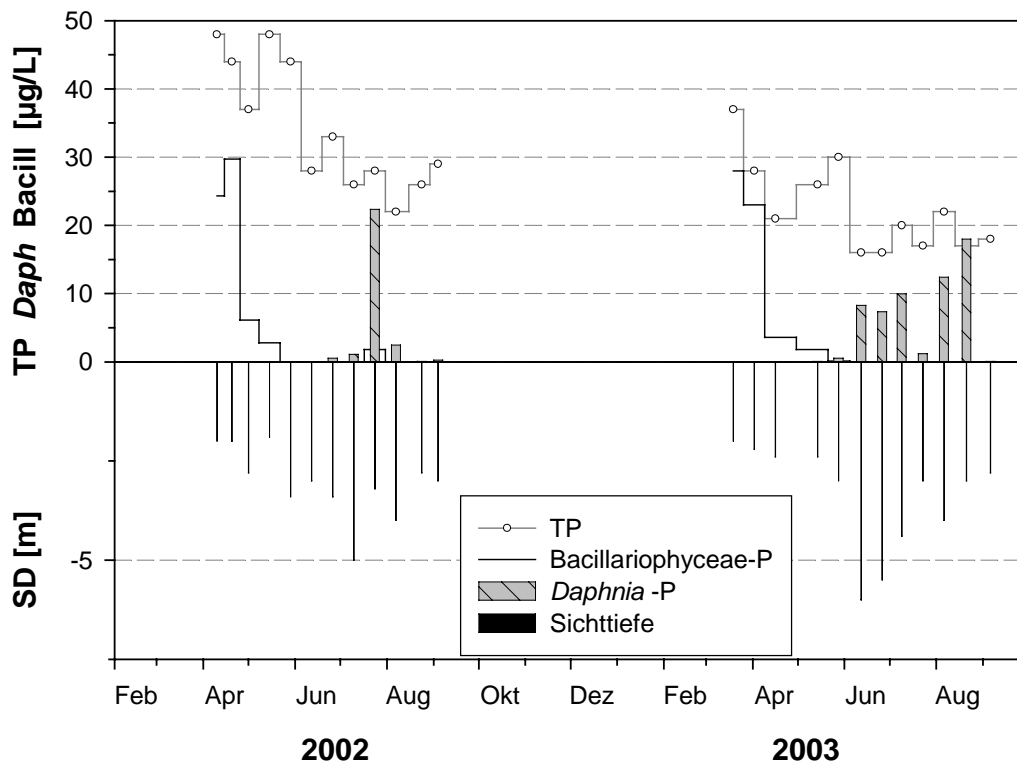


Abb.8: Mit Ausbildung der thermischen Schichtung im Mai und einsetzender Kieselalgensedimentation sinken die TP-Konzentrationen in der Lingese-Talsperre zunächst, steigen allerdings nachfolgend mit dem Auftreten eigenbeweglicher Cryptomonaden-Chrysochromulina-Gesellschaften vielfach wieder an. Mit langandauernden sommerlichen Daphnia-Entwicklungen wird im Jahr 2003 ein stabiles TP-Minimum erreicht (Bacillariophyceae-P berechnet mit C:P = 166:1)

Der mit dem Wiedereinstau einhergehende Wechsel im Artenspektrum des Zooplanktons wird durch einen ebenso deutlichen Wechsel beim Phytoplankton begleitet. Mit dem Rückgang der frühjährlichen Kieselalgenblüte (*Asterionella*, *Aulacoseira*, *Synedra*), welche häufig mit eigenbeweglichen Formen (*Gymnodinium*, *Chrysochromulina* und *Cryptomonas*) durchsetzt ist, sind sowohl die DIP als auch DSi-Konzentrationen ($DSi < 0,1$ mg/L) zunächst aufgezehrt. Zeitgleich mit dem Rückgang der Kieselalgenentwicklung Ende April kommt es jedoch nur selten zu einem nachhaltigen Rückgang der pelagischen TP-Konzentrationen. Diese steigen vielfach kurzzeitig im Mai erneut an (Abb.8). Begleitet wird dieser saisonale Anstieg der TP_{So} -Konzentrationen stets durch Cryptomonadenentwicklungen, teils auch *Chrysochromulina*. Ebenso steigen die DSi-Konzentration in den Sommermonaten wieder geringfügig auf 0,3-0,5 mg/L an. DIP ist und bleibt häufig den

gesamten Sommerzeitraum hindurch messbar (DIP = 2-5 mg/L). Die Daphnien-Entwicklung setzt in der Lingese-Talsperre meist relativ spät, im Frühsommer, zeitlich verzögert von der Kieselalgen-Sedimentation, ein (Abb.8). Entsprechend bildet sich das Klarwasserstadium, begleitet von einem stabilen Minimum der TP_{So} -Konzentrationen, erst im Juni / Juli, mit dem Aufkommen der Daphnien, aus. So liegen die TP_{So} -Konzentrationen in Jahren mit hohen langandauernden sommerlichen *Daphnia galeata* Entwicklungen durchschnittlich niedriger als in Jahren mit geringeren *Daphnia*-Entwicklungen (Abb.9). Die CHL-Konzentrationen folgen diesen Schwankungen tendenziell, grenzen sich allerdings mit 7,5 µg/L in den „*Daphnia*“-Jahren 1999,2000 und 2003 nicht signifikant gegenüber 9,0 µg/L in den Jahren 2001 und 2002 ab (Mann-Whitney, $p=0,36$). Im Juli - August gelangen nichtfressbare Dinophyceen (*Ceratium*, *Peridinium*), Chlorococcale (*Sphaerocystis*) und / oder vereinzelt Chrysophyceen (*Dinobryon*) zur Entwicklung. Insbesondere *Sphaerocystis* vermag dem Fraßdruck seitens der Daphnien zu widerstehen und erreicht im Sommer 2003 hohe Dichten (CHL = 13 µg/L; CHL/PP = 1,5; C:P(Gesamtseston) = 365:1). Der DOC steigt ab 1999 nicht mehr über 3,5 mg/L.

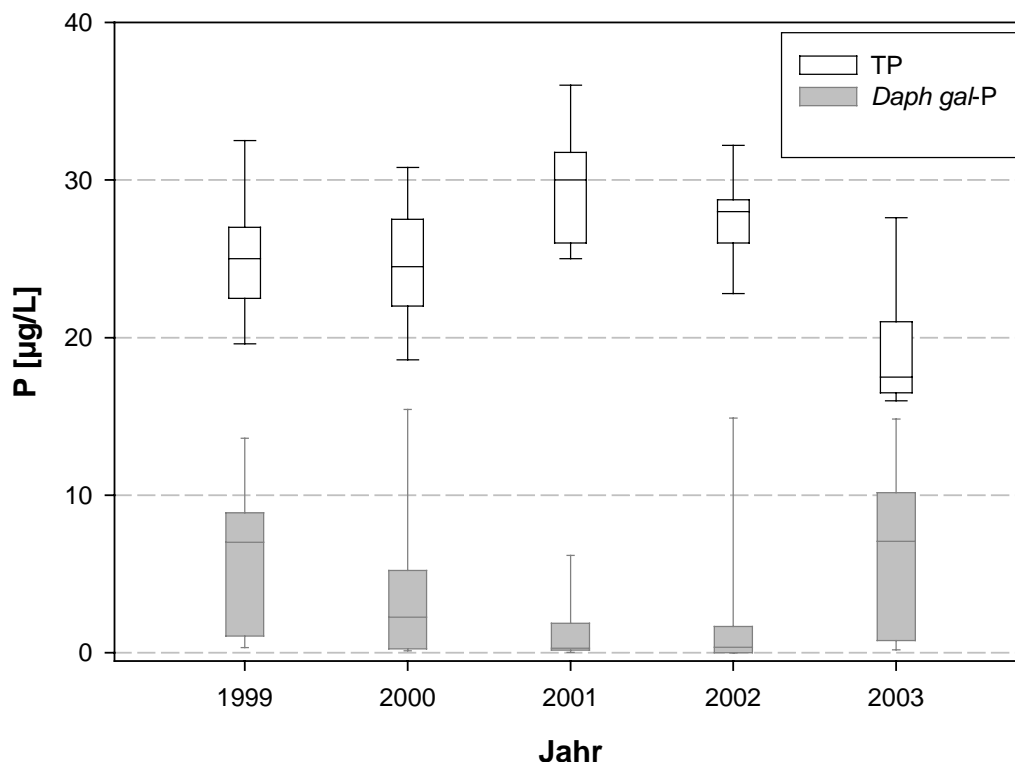


Abb.9: Nach Wiedereinstau schwanken die sommerlichen TP-Konzentrationen (Mai-September) in der Lingese-Talsperre invers mit den sommerlichen *Daphnia galeata*-P-Konzentrationen (vgl. Abb.30). Die TP_{Zirk} -Konzentrationen der Einzeljahre unterscheiden sich nicht (Kruskal-Wallis, $p=0,31$, $n=19$).

Während die Konzentrationen der Sestonfraktion <30µm im Sommer 1995 Maxima von $PON_{<30\mu m} = 235 \mu g/L$ erreichen und im Mittel bei $197 \mu g/L$ ($C=1,4 \text{ mg/L}$, $P=22 \mu g/L$ berechnet mit

C:N:P=166:20:1, Harris, 1986) liegen, durchlaufen diese ab 1999 in den Sommermonaten zeitgleich mit den *Daphnia* Maxima Minima. Dabei sinkt die PON<30µm-Konzentration im Klarwasserstadium des Jahres 1999 auf 21 µg/L bei einem sommerlichen Mittel von 35µg/L (C=0,25 mg/L, P=3,9 µg/L berechnet mit C:N:P=166:20:1, Harris, 1986). Die CHL<30µm-Konzentrationen sinken im Klarwasserstadium des Jahres 1999 auf 1,2 µg/L. Im Jahr 2003 liegen die POC<30µm Konzentrationen bei ca. 0,38 mg/L mit Minima von 0,22 mg/L bei C:P<30µm = 175:1 und Maxima von 230. Demgegenüber erreicht das Gesamtseston C:P = 220:1 mit Maxima von 365, welche zeitlich mit einer sommerlichen *Sphaerocystis*-Entwicklung (CHL/PP=1,5) zusammenfallen. Die CHL<30µm Konzentrationen sinken im Klarwasserstadium auf 1,3 µg/L bei einem sommerlichen Mittel von 2,9 µg/L.

Eine im Jahr 1999 entnommene Bodengreiferprobe des Profundals beherbergt Chironomiden (*Ch. plumosus*, *Ch. thummi*) und Tubificiden in einer Dichte von 1,7 – 4,8 g f.w./m². Im Juli 2000 finden sich im Litoral Makrozoobenthosdichten von 3,6 g f.w./m² für die Fraktion > 1mm.

Seit Umstellung der Besatzstrategie im Jahr 1991 sind die Fangträge der Angelfischerei rückläufig (Tab.5). Die Entnahmen der Angelfischerei weisen einen Raubfischanteil von 40-50% aus. Wie die Ergebnisse der Entleerung im Herbst 1995 offenbaren (Tab.5), erreicht der Bestandsanteil der Raubfische aber lediglich 4% der Biomasse. Damit wurden im Jahr 1993 mit 175,8 kg Raubfisch 57% des vorhandenen Raubfischbestandes, bezogen auf den Bestand von 318 kg im Jahr 1995, entnommen.

Tab.5: Jahresfangergebnisse der Angelfischerei aus den Jahren 1985 und 1993, sowie Gesamtfischbestand bei der Talsperrenentleerung im Herbst 1995 (grau)
(Die Biomasse der Rotaugen (ROA) und Brassens wurde bei der Talsperrenentleerung 1995 nur als Gesamtbiomasse „Weißfische“ ermittelt!)

Jahr	Barsch	Zander	Hecht	ROA	Brassen	Karpfen	Gesamt
	[kg]						[kg/ha]
1985	46,6	42,5	911	196,5	277,8	661,2	56,2
1993	19,6	87,8	88	62,7	326,8	612,8	31,5
1995	12	161	147	Σ 7.300		64	280

Die mittleren Körpergewichte der geangelten Rotaugen (ROA) weisen in den Jahren von 1985-93 mit ca. 40 g/Ind auf eine schlechte körperliche Kondition. So erreichen die Körperlängen von ROA (2+): L = 8-9 cm bei ca. 10 g/Ind; (3+): L = 11-13 cm; (4+): L = 14 cm und (6+) L = 25 cm. Magenanalysen ergaben neben Rotatorien, Bosminen und Copepoden auch Chironomiden, Detritus und Pflanzen. Das mittlere Körpergewicht der geangelten Brassens lag bei ca. 185 g/Ind. Bis 1993 weisen die geangelten Barsche mittlere Körpergewichte von ca. 250 g/Ind auf, welche ab 1994 auf

ca. 500 g/Ind ansteigen. Der Zander erreicht im Jahr 1995 ein Körpergewichtsspektrum von 650 - 3.850 g/Ind (AG 3+ - AG 6+). Der Biomasseanteil der Piscivoren steigt vor 1995 nicht über 5%.

Mit Beginn des Wiedereinstaus ändert sich die Situation vollständig. So kann der Sommer 1999 zunächst als nahezu fischfrei eingestuft werden. Erste Besatzmaßnahmen erfolgen ab Herbst 1999 (Tab.3). Eine Stellnetzbefischung im September 2002 wird von ROA (200 g/Ind), welche sich von Chironomiden ernährten, und Schleien (1.150 g/Ind) dominiert. Die gefangenen ROA gehörten den AG= 4+ - 6+ an und waren somit älter als der Wiedereinstau. Zander und Hecht erreichen 23% der Biomasse resp. 7% der Individuenzahl. 27% der Biomasse entfallen auf Regenbogenforellen. Die Mägen der Regenbogenforellen und Zander waren ausnahmslos mit Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) gefüllt, welche die Flachwasserbereiche zu 95%, bezogen auf die Individuendichte (E-Befischung), dominieren und in großen Schwärmen besiedeln. Die Angelfischerei entnimmt lt. Fangbüchern im Jahr 2002 insgesamt 385 Individuen, davon 250 Regenbogenforellen, 66 Hechte (40-90 cm), 5 Zander (40-55 cm), 12 Barsche (8-10 cm) und 52 ROA (8-34 cm). Damit ist die Regenbogenforelle der dominierende Prädator.

Mit den Bestandsdaten des Jahres 1995 berechnet sich bei einer sauerstoffhaltigen Wasserlamelle von 4 m eine mittlere sommerliche Fischdichte von 7,7 g f.w./m³ und 7,4 g f.w./m³ an planktivoren Cypriniden ohne die YOY, was einer P-Konzentration von minimal PP = 39 µg/L entspricht. Damit akkumulieren die planktivoren Cypriniden erhebliche P-Anteile im Pelagial (Abb.50).

Für das Jahr 1990 berechnet sich eine P-Regenerationsrate des Zooplanktons und der Fische in Höhe von $P_{reg} = 66,2 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$. Die Fische tragen lediglich $3,2 \mu\text{g P/L}\cdot\text{d}$ zur P-Regeneration bei. Damit steht der biomassespezifischen Umsatzrate des Cypriniden-P von $0,05 \text{ d}^{-1}$ eine solche des Zooplankton-P von $ZOO-P_{UR} = 4,6 \text{ d}^{-1}$ gegenüber. Zur Berechnung der Fisch- P_{reg} wurden die 1995 ermittelten Fischbestände zugrundegelegt und mit einem sich aus den Fangerträgen der Angelfischerei für 1990 und 1995 ergebenden Korrekturfaktor von 1,6 auf das Jahr 1990 extrapoliert. Des weiteren wurde ein (0+) - Anteil von 20% der Biomasse des Cyprinidenbestands hinzugerechnet. Im Jahr 1995 sinkt die P-Regenerationsrate des Zooplanktons auf $9,3 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$. Die Fische tragen $2,1 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$ bei. Die spezifische Umsatzrate des Zooplankton-P sinkt auf $ZOO-P_{UR} = 2,1 \text{ d}^{-1}$. Im Jahr 1999 berechnet sich die P-Regenerationsrate für das Zooplankton zu $8,4 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$. Die spezifische Umsatzrate des Zooplankton-P erreicht nur noch $0,9 \text{ d}^{-1}$.

Diskussion. Durch Umstellung der Besatzmaßnahmen kann die biologische Struktur bis 1995 nicht grundlegend verändert werden. Nicht zuletzt aufgrund der hohen Raubfischentnahmen durch die Angler, gelingt es nicht, den Hecht- und Zanderbestand soweit anzuheben, dass es zur Etablierung eines nennenswerten Barschbestandes und damit einhergehend eines wassergütemwirtschaftlich relevanten Effektes kommt (vgl. Wupper-T!).

Die hohe Planktivorie strukturiert das Körpergrößenspektrum des Zooplanktons bis 1995 nachhaltig. Ursächlich für das Fehlen der Daphnien ist eindeutig die hohe Planktivorie und nicht die Entkopplung des Nahrungsnetzes an der Schnittstelle Phyto-/Zooplankton, da nichtfressbare Algen in der Lingese-Talsperre bedeutungslos sind und ein qualitativ hochwertiges Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Die grazing-Verluste des Phytoplanktons sind in dieser Zeit, trotz hoher berechneter Filtrieraten, aufgrund des Fehlens großer Daphnien gering einzustufen. Die Wachstumsraten der Algen sind niedrig, wie die hohen CHL/PP Quotienten nahe legen (Harris, 1986), so dass deren Biomassen sich in Höhe der Kapazitätsgrenze bewegen. Die Exkretion organischer Substanzen (DOC) durch blütenbildende Algen und höhere trophische Ebenen (Fische, Zooplankton) schafft gute Voraussetzungen für das Wachstum von Bakterien und die Ausbildung eines „MFW (Microbial Food Web) via *Bosmina*, Rotatorien“ gestützten Detritusnahrungspfads, welcher über *Cyclops* zu den planktivoren Cypriniden verläuft. Dabei vermögen die Cypriniden ihren Energiebedarf, wie das schlechte Wachstum deutlich macht, nur unzureichend zu decken. Die ökologische Effizienz der Nahrungskette ist gering. Wie die Berechnungen zeigen, ist die direkte P-Regeneration durch die Fischbestände für die Stabilisierung der Algenblüten eher gering einzustufen. Indirekte Effekte über den Wirkungspfad der Struktur und Biomasse des Zooplanktons und damit auch des MFW dominieren (Vadstein et al., 1990, Hudson et al., 1996). Eine Folgerung, die mit den Ergebnissen experimenteller Arbeiten übereinstimmt (Attayde et al., 2001; Ramcharan et al., 1996). Da die planktivoren Cypriniden, wie die Magenanalysen (Chironomiden, Pflanzen) nahe legen, zusätzlich auf benthische Nahrung zurückgreifen, erfolgt ein direkter epilimnischer P-Eintrag („internal loading“) durch Wanderungsbewegungen, dessen Umfang nicht quantifiziert werden kann. Ob und inwieweit darüberhinaus migrierende Cryptomonaden an epilimnischen P-Importen beteiligt sind (Salonen, 1983) und / oder nur instabile Schichtungsverhältnisse indizieren, bleibt offen .

Insgesamt gleicht das System bis 1995 einem Durchlaufreaktor mit intensiver P-Rezirkulation und ausschließlich positiven, das Algenwachstum stabilisierenden „bottom up“ Kräften. In Verbindung mit einer positiven internen P-Bilanz, getragen von physikalisch und biogen vermittelten Transportprozessen („internal loading“), durchläuft die sommerliche P-Verfügbarkeit Maxima. Wäre es in diesem Zeitraum gelungen die Planktivorie soweit abzusenken, dass sich größere Daphnien etabliert hätten, wäre es vermutlich zu einer Entwicklung nichtfressbarer Algen auf vergleichbarem Biomassenniveau gekommen (Benndorf et al., 1988).

Erst die Sanierung der internen Struktur verändert die Prozesse und Zustände (SD, CHL) nach 1999 grundlegend. Die Sedimente verlieren ihre Funktion als interne P-Quellen. Das kältere Hypolimnion steht nun als Lebensraum zur Verfügung und erlaubt Wanderungsprozesse. Die geringe Planktivorie leitet einen grundlegenden Wechsel in der Zooplanktonstruktur hin zu *Daphnia galeata* ein (vgl. Wupper-T, Bever-T!). Planktivore Rotaugen und Barsche haben bis 2003, wie die Fangergebnisse und die Zooplanktonstruktur nahelegen, vermutlich aufgrund hoher Fraßverluste durch die piscivoren

Regenbogenforellen, nur bescheidene Bestandsdichten entwickeln können. Der zeitweise Rückgang der *Daphnia galeata* Fraktion $>780\mu\text{m}$ in den Jahren 2001 und 2002 ist vermutlich Folge eines vorübergehenden Massenaufkommens kleiner Stichlinge in diesen Jahren, wie die Ergebnisse der Elektrofischungen aus dem Jahr 2002 nahe legen. *Daphnia galeata* verteidigt die Schlüsselposition im Zooplankton - vgl. Wupper-Talsperre, Bever-T. *Daphnia cucullata* vermag sich nicht durchzusetzen. Mit dem Aufkommen von *Daphnia galeata*, welche nach 1999 hohe Anteile des pelagischen Phosphors akkumuliert, sollten sich deutliche Effekte auf die P-Verfügbarkeit verbinden. Bedingt durch die verringerte Biomasse in Kombination mit einer durchschnittlich größeren Körpergröße sinkt die berechnete P-Regenerationsrate ebenso wie die P-Umsatzrate des Zooplanktons gegenüber früheren Jahren. Zudem koppeln die erhöhten *Daphnia galeata* Dichten auf die pelagischen TP_{So} Konzentrationen zurück (Mazumder et al., 1992; Koop et al., 1997) und zeichnen mitverantwortlich für die höchsten, in den hier untersuchten Mittelgebirgstalsperren überhaupt ermittelten sommerlichen P-Exportraten. Damit bestimmen nach 1999 negativ rückkoppelnde und systemstabilisierende Effekte das pelagische Nahrungsnetz, so dass eine negative epilimnische P-Bilanz resultiert. Dabei sind direkte (letale) Effekte durch die besetzten Regenbogenforellen vermutlich die bisher tragenden Kräfte einer niedrigen Planktivorie. Mit Blick auf die geplante Umstellung der fischereilichen Bewirtschaftung in Richtung eines Hecht-Perciden-Cypriniden Gewässers wird sich zeigen, ob auch hier indirekte Effekte, wie in der Wupper-Talsperre, für eine erfolgreiche Nahrungsnetzbewirtschaftung tragend werden.

3.2. Brucher Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Die Talsperre wurde im Jahr 1989 zwecks bautechnischer Sanierung entleert. Der Wiedereinstau des nicht geräumten und von Vegetation bedeckten Talsperrenbeckens erfolgte im Frühjahr 1993. Vollstau wurde erstmals im Winter 1994 erreicht. Im Sommer wird der Wasserkörper zwangszirkuliert. Seit 1996 beschränkt sich die Destratifikation auf wenige Tage im August. Instabilitäten der thermischen Struktur aufgrund natürlicher Ereignisse sind aufgrund des kleinen, überwiegend bewaldeten Einzugsgebiets, bedeutungslos. Neben dem Besatz (Tab.6) gelangen Bachforellen mit winterlichen Hochwässern aus der Wipper in die Talsperre. Angelsport findet seit Sommer 1995 statt.

Die Talsperre ist kreisförmig und weicht in ihrer Morphometrie deutlich vom Rinnensee-Typ ab. In den flachen Uferbereichen entwickelt sich eine für Talsperren ungewöhnlich intensive submerse Makrophytenvegetation, überwiegend *Polygonum spec.*, welche ca. 20% der Wasserfläche bedeckt.

Tab. 6: Besatz Brucher-Talsperre

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1994	Elritzen	2.000		
	Moderlieschen	2.000		
	Bachforellen	2.500	16-18	
	Regenbogenforellen	2.500	16-18	
	Saibling	500	16-18	
1995	Bachforellen	2.000	16-18	
	Regenbogenforellen	2.000	16-18	
1996	Bachforellen	10.000	Brut	
	Regenbogenforellen	10.000	Brut	
	Seeforellen	300	20-30	
	Zander	200	10-15	
1997	Bachforellen	800	10-15	
	Karpfen	100	20-25	

Ergebnisse. Das frachtgewogene Jahresmittel der TP-Zulaufkonzentrationen beträgt 16-18 µg/L, entsprechend 0,18 g P / m² *a und führt in den Jahren ab 1995 zu einer TP_{Zirk} = 11 µg/L (1995-97) und 16 µg/L (1998). Das N:P-Verhältnis des Talsperrenwassers liegt bei DIN:TP = 110. Lediglich im Sommer des Wiedereinstaujahrs 1993 sinkt dieses Verhältnis kurzfristig auf 8.

Das Wiedereinstaujahr 1993 ist geprägt durch intensive Abbauprozesse der überstauten Vegetationsdecke. Sowohl Phosphor (DIP>20µg/L) als auch Silizium (DSi>0,8 mg/L) limitieren die Algenentwicklung zu keinem Zeitpunkt. Einmischungen nährstoffreichen Tiefenwassers, resultierend aus P-Freisetzungen der überstauten Vegetation, bestimmen den P-Haushalt. Dennoch entwickelt sich mit dem Beginn der Schichtung im Mai nur *Volvox* (CHL=24 µg/L) kurzzeitig in dem nur 6-8 m tiefen Wasserkörper, bevor eine Zwangszirkulation eingeleitet wird. Im Zooplankton dominieren große, rot gefärbte Daphnien. In der Fraktion > 780µm erreicht *Daphnia galeata* bis zu 7,5 Ind/L. *Daphnia cucullata* ist bedeutungslos. Daneben treten *Eudiaptomus* (bis 10 Ind/L) und *Diaphanosoma* (bis 16 Ind/L) in Erscheinung. Die Sichttiefen (Tab.7, Abb.10) bleiben aufgrund einer Braunfärbung des Wassers (Huminsäuren, Fe) trotz hoher CFR_{max} = 0,55 d⁻¹ eher niedrig.

Tab. 7: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), *Daphnia galeata* Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Brucher-Talsperre, n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1993	60	3,1	9	78	3,0	+ 0,52	16,6	- 2,0
1995-97	11	5,1	28	9	3,2	- 0,03	5,2	- 6,3
1998	13	5,8	8	13	5,1	- 0,04	5,8	- 3,4

Invertebrate Räuber, wie *Polyphemus* (0,03 Ind/L), *Leptodora* (0,2 Ind/L) und *Chaoborus* treten in den Netzfängen ebenso auf, wie *Asplanchna* (bis 50 Ind/L) und *Cyclops* (bis 4 Ind/L). Fische fehlen im Einstaujahr. Dennoch vermag *Daphnia* nur geringe P-Anteile am TP zu akkumulieren (Abb.11). 85% der PP-Fraktion entfallen auf die Differenz $1 - \sum \text{PHYTO-P, ZOO-P}$. Die P-Regenerationsrate für das Zooplankton berechnet sich zu $4,6 \mu\text{g/L} \cdot \text{d}$, entsprechend einer spezifischen Umsatzrate von $\text{ZOO-P}_{\text{UR}} = 0,9 \text{ d}^{-1}$. Der DOC ist mit 4-6 mg/L, gegenüber 2,0-2,5 mg/L in den Folgejahren, erhöht.

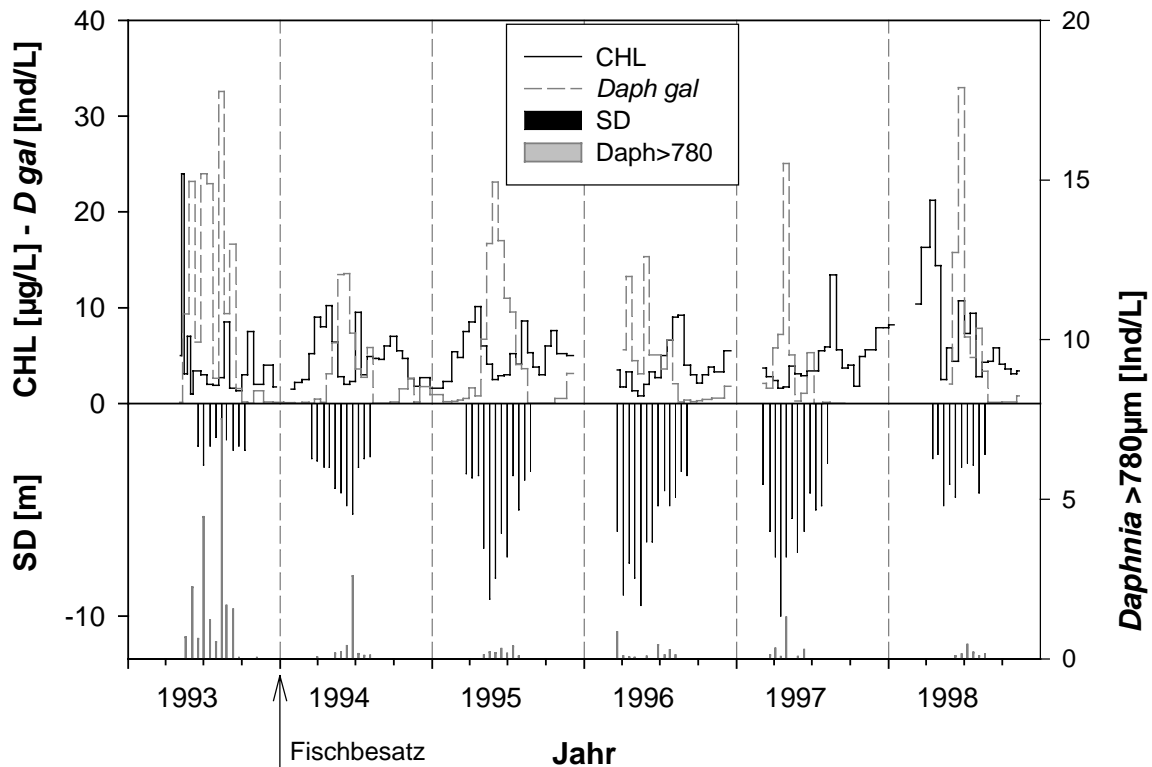


Abb.10: Entwicklung von Chlorophyll und *Daphnia galeata*-Dichte (oben), der *Daphnia*>780µm Dichte und Sichttiefe (unten) in der Brucher-Talsperre ab Juni 1993 (Pfeil: Fischbesatz)

Ab 1995 sind interne P-Quellen für den P-Haushalt unbedeutend. Gelöster anorganischer Phosphor (DIP) ist nur noch selten sporadisch messbar. Die Siliziumkonzentrationen fallen nur in den Trockenjahren 1996 und 1997 im Verlauf der Vegetationsperiode auf $\text{DSi} < 0,2 \text{ mg/L}$. Dabei werden die Si-Konzentrationen im Winter des Trockenjahrs 1996 aufgrund der geringen winterlichen Zulaufmengen nicht wieder aufgefüllt und verbleiben im Bereich von DSi ca. $0,5 \text{ mg/L}$ gegenüber $1,5 \text{ mg/L}$ in Normaljahren. Beide Jahre sind geprägt durch das Fehlen frühjährlicher Algen-Entwicklungen (Abb.10). Lediglich die Frühjahrsentwicklungen der Jahre 1993 und 1994 werden durch Kieselalgen bestimmt. Im Frühjahr 1995 dominiert *Synura*, während das Frühjahr 1998 durch *Mallomonas caudata* geprägt wird. In den Sommermonaten gelangen sporadisch Cryptomonaden, *Dinobryon* oder *Sphaerocystis*, gelegentlich *Uroglena*, zur Entwicklung.

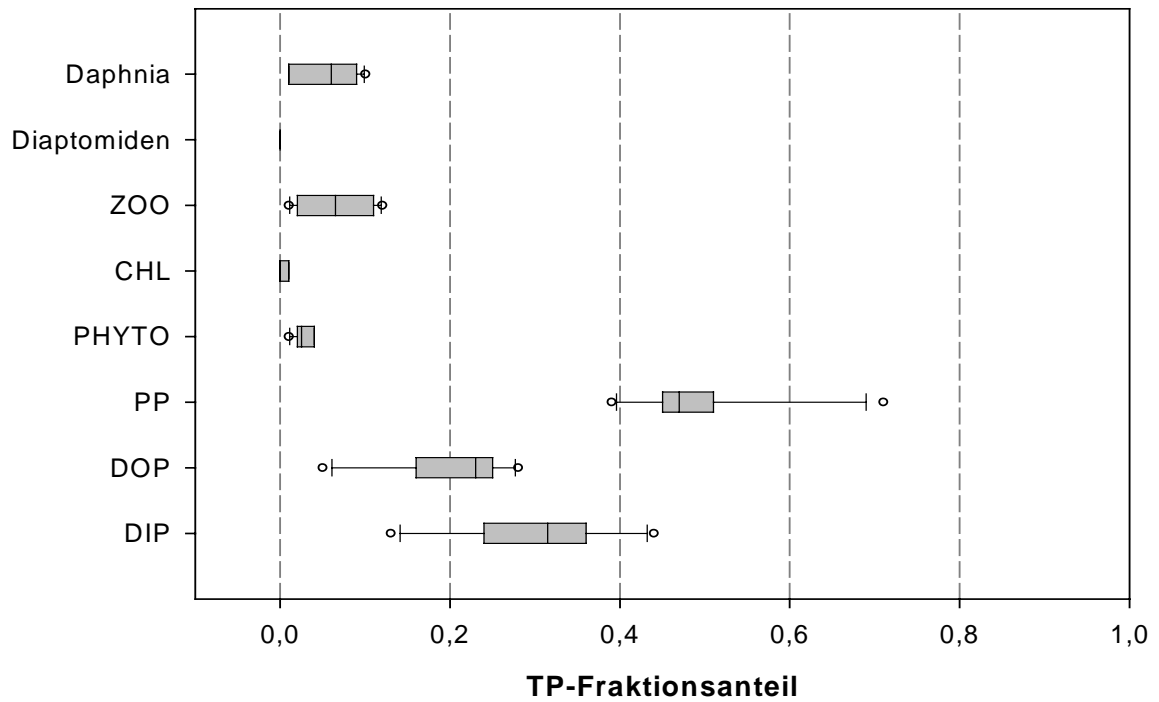


Abb.11: Aufteilung des pelagischen TP-Pools der Brucher-Talsperre im fischfreien Wiedereinstaujahr 1993, $TP_{So} = 78 \mu\text{g/L}$

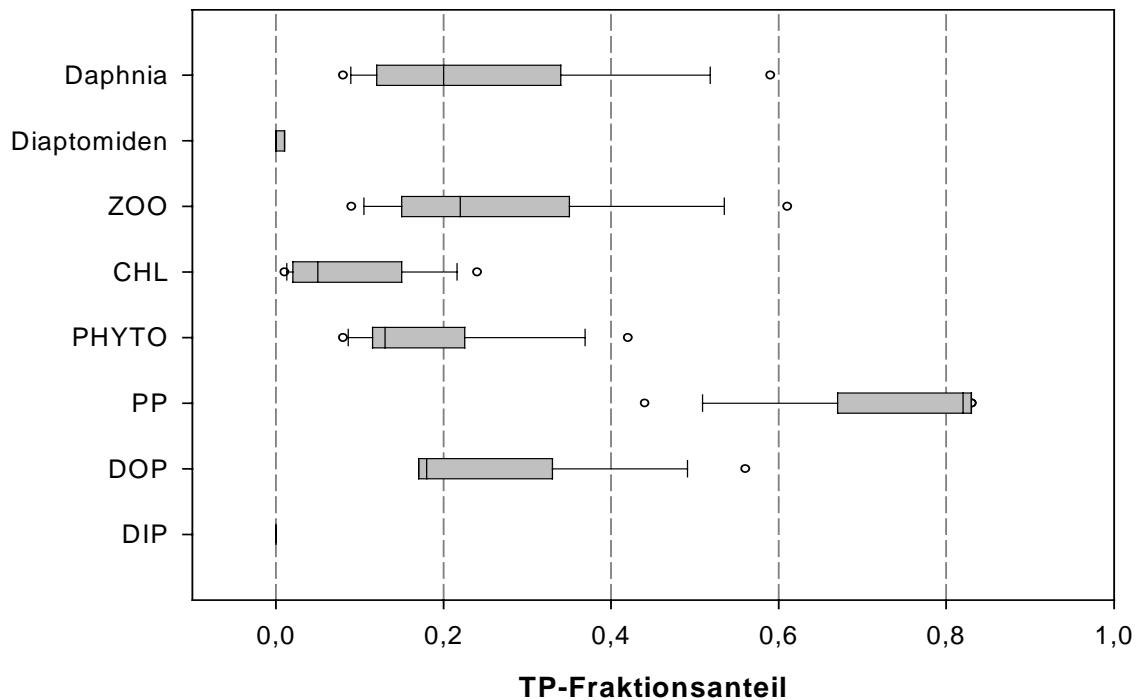


Abb.12: Aufteilung des pelagischen TP Pools bei geringer Planktivorie in der Brucher-Talsperre im Jahr 1995, $TP_{So} = 11 \mu\text{g/L}$

Die sommerlichen CHL-Konzentrationen (Tab.7) des Jahres 1998 sind erhöht gegenüber den Jahren 1995-97 (Mann-Whitney, $p=0,0485$). Die Sichttiefen aller Zeitintervalle grenzen sich gegeneinander ab (Kruskal-Wallis, $p<0,0001$).

Daphnia galeata behält über den gesamten Betrachtungszeitraum mit bis zu 30 Ind/L eine herausragende Stellung im Zooplankton. Jedoch geht die mittlere Populationsdichte von 16,6 Ind/L im Sommer 1993 auf 5-6 Ind/L in den Jahren 1995-98 zurück (Kruskal-Wallis, $p=0,0493$). Die Dichte der Fraktion $>780\mu\text{m}$ sinkt ebenfalls nach 1993 deutlich, die Maxima erreichen nur noch selten 1 Ind/L (Abb.10). Erreichen die gemessenen Körperlängen der helmlosen Daphnien mit Spina im Sommer 1993 1,54 mm ($n=175$) mit Maxima von 2,7 mm, so werden in den folgenden Jahren nur noch ca. 1,30 mm ($n=270/a$) mit Maxima von 2,4 mm gemessen (Kruskal-Wallis, $p<0,0001$). Rot gefärbte Individuen treten ab 1994 nicht mehr auf. Die berechnete mittlere Körperlänge des Zooplanktons fällt geringfügig von 1,15 mm im Jahr 1993 auf ca. 1,00 - 1,05 mm in den Jahren 1995-98. Parallel sinken die Zooplanktonbiomassen von ZOO-C = 152 $\mu\text{g/L}$ im Jahr 1993 auf 50-70 $\mu\text{g/L}$ in den späteren Jahren (Kruskal-Wallis, $p=0,0129$). *Diaphanosoma* (max. 10 Ind/L) und *Eudiaptomus* (max. 8 Ind/L) sind stets vertreten, cyclopoide Copepoden nur gelegentlich. Invertebrate Räuber erlangen saisonal Bedeutung. *Chaoborus* tritt stets in geringer bis mäßiger Dichte in den Tagesfängen auf. Auch *Asplanchna* erreicht mit 55 Ind/L oftmals hohe Dichten. Im August 1997 nutzt *Cryptomonas* eine zeitlich mit einem *Leptodora*-Maximum von 0,4 Ind/L zusammenfallende *Daphnia*-Lücke zur Entwicklung. Zeitgleich steigen die TP-Konzentrationen von 9 $\mu\text{g/L}$ auf 13 $\mu\text{g/L}$.

Daphnia galeata akkumuliert nennenswerte Anteile des P-Pools (Abb.12). Dabei werden im Jahr 1995 Konzentrationen von *Daphnia*-P = 5,8 $\mu\text{g/L}$ erreicht. Den berechneten Filtrieraten von 0,15-0,20 d^{-1} (1995-98) mit $\text{CFR}_{\text{max}} = 0,30-0,40 \text{ d}^{-1}$ stehen berechnete P-Regenerationsraten des Zooplanktons von 1,8 - 2,0 $\mu\text{g/L}\cdot\text{d}$, entsprechend einer biomassespezifischen Umsatzrate von $\text{ZOO-P}_{\text{UR}} = 1,1 \text{ d}^{-1}$, gegenüber. Das Verhältnis PHTYO-C / ZOO-C von 0,1 : 1 im Jahr 1993 steigt in den Jahren 1995-97 auf 1,5 : 1 an (Mann-Whitney, $p<0,0001$). Die CHL/PP-Quotienten von 0,09 im Jahr 1993 (Abb.53) grenzen sich gegenüber den Jahren 1995-97 mit 0,62 und 1998 mit 0,58 bei Maxima von 1,5 ab (Kruskal-Wallis, $p<0,0001$). Die Konzentrationen der Fraktion $<30\mu\text{m}$ durchlaufen im Jahr 1997 frühjährliche Minima von $\text{PON}_{<30\mu\text{m}} = 21 \mu\text{g/L}$ bei mittleren sommerlichen Konzentrationen von 35 $\mu\text{g/L}$ ($C = 0,25 \text{ mg/L}$, $P = 4,5\mu\text{g/L}$ mit C:N:P = 166:20:1). Im Jahr 1998 erreicht die $\text{PON}_{<30\mu\text{m}}$ im Median 53 $\mu\text{g/L}$ und fällt nur kurzfristig auf 25 $\mu\text{g/L}$. Die berechneten C:P-Quotienten für das Phytoplankton schwanken zwischen C:P = (360-420) : 1.

Zeitlich ungewöhnlich frühe *Daphnia galeata* Maxima im April der Trockenjahre 1996 und 1997 verbinden sich mit frühen Klarwasserstadien (Abb.10,13). Ein frühjährliches Algenmaximum entfällt in diesen Jahren. Dabei ist die Saisonalität der pelagischen TP-Konzentrationen eng an die

systeminterne Dynamik der Planktonentwicklung gekoppelt (Abb.13). So sinken die TP-Konzentrationen im Sommer 1997 zunächst auch ohne Frühjahrskieselalgensedimentation mit Ausbildung der thermischen Schichtung. Dieser Rückgang fällt zeitlich mit einem ungewöhnlich frühen *Daphnia*-Aufkommen zusammen. Mit dem Erscheinen nichtfressbarer eigenbeweglicher *Dinobryon*-Arten im Frühsommer, gefolgt von *Cryptomonas* im Juli und einer weiteren *Dinobryon*-*Cryptomonas* Sequenz im August 1997, steigen die TP_{So}-Konzentrationen, zeitgleich mit dem Rückgang der *Daphnia*-Dichten, erneut an.

Im Jahr 1998 bestimmt *Mallomonas caudata* das Bild der Frühjahrsalgenentwicklung. *Daphnia galeata* entwickelt sich erst Anfang Juni mit dem Rückgang von *Mallomonas caudata*. Zeitgleich kommt die Chlorococcale *Sphaerocystis* auf. Ein Klarwasserstadium entfällt. Die TP-Konzentrationen bleiben mit 13 µg/L ganzjährig auf einem hohen Niveau gegenüber der Periode 1995-97 mit 9 µg/L (Mann-Whitney, p=0,0005) (Tab.7). Entsprechend sind auch die CHL-Konzentrationen im Jahr 1998 gegenüber den Vorjahren erhöht (Mann-Whitney, p=0,0456). Ein Rückgang der TP-Konzentrationen erfolgt erst mit dem Rückgang der Phytoplanktonentwicklungen im August 1998.

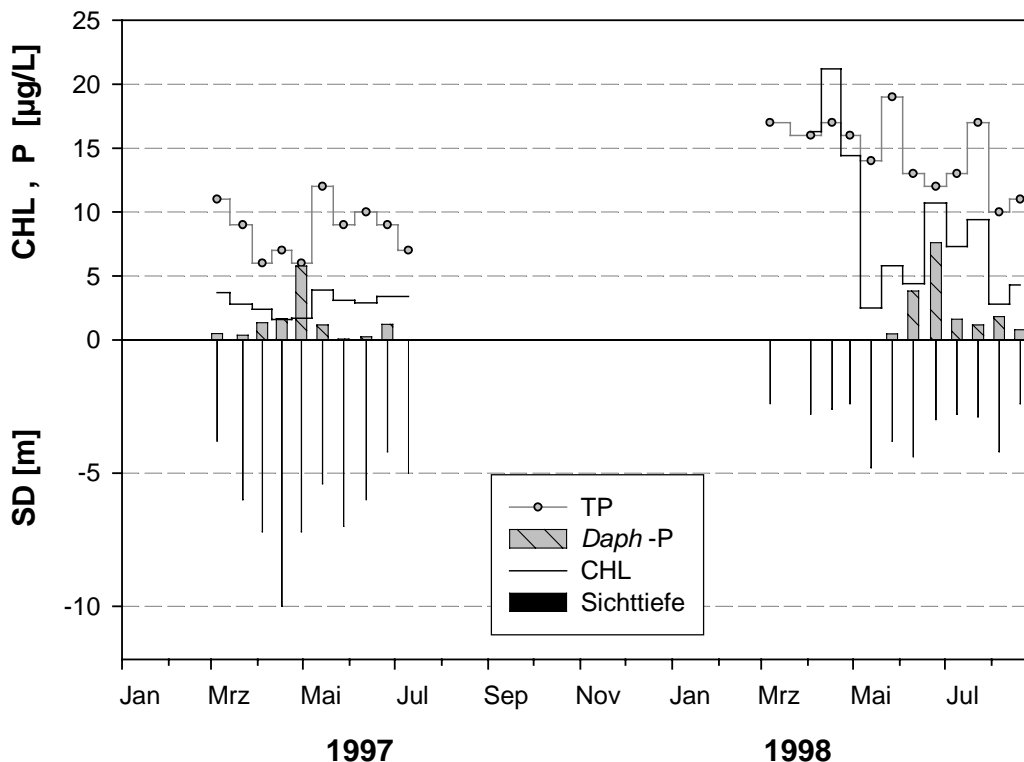


Abb.13: Saisonale Dynamik der Sichttiefen (SD) und des Phosphors (TP, *Daphnia*, CHL) in der Brucher-Talsperre in den Jahren 1997 und 1998. Eine frühjährliche Kieselalgenentwicklung fehlt in beiden Jahren (vgl. Abb.10).

Im Juni 1999 entnommene Bodengreiferproben des Profundals enthalten neben vielen terrestrischen Pflanzenresten aus dem Überstau der Vegetation Chironomiden (*Ch. plumosus*, *Ch. thummi*), *Tanytarsus*-Arten, Tubificiden und Vertreter der Tanypodinae in einer mittleren Dichte von 3,0 g f.w./m². Die Bodentierwelt des Litorals liegt im Sommer 2000 bei 0,4 g f.w./m² für die Fraktion > 1 mm und 0,02 g f.w./m² für < 1 mm.

Die Fangstatistiken der Angler weisen in den Jahren 1994-1996 nur Bach- und Regenbogenforellen aus. Dieses Ergebnis wird durch eine Stellnetzbefischung im Jahr 1997 bestätigt. Eine Magenanalyse der gefangenen Forellen (24-35cm) ergibt ausschließlich Kleinfische, was sich durch visuelle Beobachtungen Kleinfische jagender Forellen vom Ufer aus, bestätigt. Große Kleinfischschwärme halten sich hiernach, zumindest tagsüber, ausschließlich in Ufernähe auf. Neben den Anglern sind Gänsesäger, Haubentaucher und Kormoran nicht zu übersehende Fischkonsumenten.

Diskussion. Aufbau und Erhalt eines Fischbestandes, bestehend aus den Kleinfischen Moderlieschen und Elritzen in Kombination mit Forellen, können, mit Blick auf das wassergütewirtschaftliche Ziel der Etablierung großer Daphnien, als erfolgreich eingestuft werden. Wie die Ergebnisse zeigen, ist es bisher gelungen, das Aufkommen von Perciden und Cypriniden zu unterbinden. Die zu beobachtende Verdrängung der Kleinfische aus dem Pelagial ist auf ein Fluchtverhalten dieser vor dem Prädationsrisiko durch die Bachforellen zurückzuführen. Dabei werden direkte von indirekten Effekten begleitet und führen zu einer horizontalen Raumaufteilung zwischen planktivoren Kleinfischen und Zooplankton (vgl. Carpenter et al., 1993).

Der Energietransfer im pelagischen Nahrungsnetz verläuft innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraums über *Daphnia galeata* als Schlüsselorganismus. In den Jahren 1993-94 nimmt dieser seinen Ausgang von einer heterotrophen Basis über den „MFW via *Daphnia*“ Pfad. Diese These wird durch die in diesen Jahren berechnete hohe Differenz von PP-Konzentrationen und der Summe aus Zoo- und Phytoplankton-P gestützt. So ist dieser Anteil überwiegend auf Bakterien, HNF und Detrituspartikel rückführbar, welche mit dem Betrieb der Zwangszirkulation aus der überstauten Vegetation eingetragen werden. Der hieraus resultierende ständige Energie- und Nährstoffinput in Verbindung mit einer fehlenden Planktivorie erlaubt zunächst eine stets hohe grazing-Rate größerer Daphnien (Reynolds, 1997). In Kombination mit der Zwangszirkulation und der Braunfärbung des Wassers durch Huminstoffe, sowie der Bildung von Fe-P-Humuskomplexen, wird jede Algenentwicklung unterdrückt. Entsprechend niedrig fallen die CHL/PP Indizes aus. Indirekte, auf die P-Konzentration rückkoppelnde Nahrungsnetzeffekte sind aufgrund der stets hohen internen P-Importrate in den Jahren 1993-94 unbedeutend.

Mit abnehmender Intensität der Abbauprozesse der eingestauten Vegetation und einer zeitlichen Beschränkung der Zwangszirkulation auf wenige Wochen im Sommer wird das Nahrungsnetz ab 1995 zunehmend über den autotrophen „grazing via *Daphnia*“ Pfad getragen während der „MFW via

Daphnia“ Pfad an Bedeutung verliert. Das nun in einer Kombination von direkten und indirekten Effekten wirkende System Forellen-Elritzen bedingt eine weiterhin niedrige Planktivorie über den gesamten Beobachtungszeitraum, wie die ungebrochene Dominanz größerer Daphnien nahelegt. Demzufolge muss der Rückgang der Populationsdichten von *Daphnia galeata* ab 1994 auf ein verringertes, z.T. zeitlich limitierendes Nahrungsangebot zurückgeführt werden, wie die zeitweise niedrigen Sestonkonzentrationen <30µm nahelegen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum gehen intensive „top down“ Kräfte von den Daphnien aus, welche die Konzentrationen der Sestonfraktion <30µm niedrig halten und in den Jahren 1995-97 zu hohen Sichttiefen führen.

Wie ein Vergleich von saisonaler P-Dynamik und populationsdynamischen Prozessen zwischen der Lingese-T und Brucher-T zeigt, bilden sich in der Lingese-Talsperre die TP_{S₀}-Minima erst relativ spät im Juni/Juli, zeitlich entkoppelt von der frühjährlichen Kieselalgensedimentation, mit dem Aufkommen der Daphnien aus. Im Gegensatz hierzu bestimmen Daphnien in der Brucher-T bereits ab April 1996-97 das Geschehen und leiten dort neben dem Klarwasserstadium einen Rückgang der TP-Konzentrationen ein. Hier, wie dort, fallen hohe pelagische TP_{S₀}-Konzentrationen, bzw. fehlende P-Sedimentationsraten (*Mallomonas*) zeitlich mit dem Auftreten eigenbeweglicher Algen (*Cryptomonas*, *Dinobryon*), die einer P-Sedimentation entgegenstehen (Clasen et al., 1982; Salonen et al., 1983), zusammen. Dabei nimmt *Cryptomonas* eine Schlüsselstellung ein. Stabile pelagische TP-Minima als Ausdruck hoher P-Exportraten sind in beiden Talsperren saisonal vielfach an andauernde *Daphnia*-Entwicklungen geknüpft. Die erhöhte P-Verfügbarkeit im Sommer 1998 resultiert trotz entsprechender *Daphnia*-Aufkommen in erhöhten sommerlichen Chlorophyllkonzentrationen und unterstreicht die Bedeutung indirekter „bottom up“-wirkender Effekte.

3.3. Neye-Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. An dieser Talsperre erfolgten keinerlei Eingriffe in die ökosystemare Struktur. Aktuelle Informationen zur fischereilichen Bewirtschaftung liegen nicht vor. Eine im Jahr 1948 durchgeführte Stell- und Zugnetzbefischung wies einen Hechtanteil von 26% der Biomasse aus, während die Cypriniden den Rest von 74% der Fänge stellten. Laut mündlicher Mitteilungen von Anglern soll dieser Fischbestand noch heute repräsentativ sein. Es handelt sich um einen ausgeprägten Rinnensee, welcher durch die Tallage, in Verbindung mit einem ausgedehnten Uferrandwald, windgeschützt ist.

Ergebnisse. Das frachtgewogene Jahresmittel der TP-Zulaufkonzentration liegt bei 26,5 µg/L, entsprechend 0,32 g P / m² *a und führt zu einer TP_{Zirk} = 20 µg/L. Das N:P-Verhältnis beträgt DIN:TP = 202 und durchläuft ein sommerliches Minimum von 94.

Tab.8: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), *Daphnia galeata* Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Neye-Talsperre, n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1994	15	6,3	7	12	4,9	-0,11	6,8	-6,0

Mit Ausbildung der thermischen Schichtung sind die gelösten Nährsalze aufgezehrt (DIP < 1 µg/L, DSi < 0,2 mg/L). Die TP-Konzentrationen der trophogenen Zone durchlaufen nach dem Rückgang der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung (*Asterionella*, *Aulacoseira*) ein stabiles sommerliches Minimum (Abb.14). Witterungsbedingte Störungen der Schichtung sind im Untersuchungsjahr nicht zu verzeichnen. Sommerliche Algenentwicklungen erfolgen überwiegend metalimnisch. *Planktothrix*, begleitet von geringen epilimnischen *Sphaerocystis*-Entwicklungen und / oder bewegliche Chrysophyceen (*Uroglena*, *Synura*) sind prägend.

Daphnia galeata dominiert mit bis zu 15 Ind/L über längere Zeiträume das sommerliche Zooplankton. Jedoch erreicht die Fraktion >780 µm in den Sommermonaten mit 0,3 Ind/L eher geringe Dichten. Das Hypolimnion steht als Refugialraum zur Verfügung. Sichttiefenmaxima und *Daphnia*-Entwicklungen fallen zeitlich zusammen (Abb.14). Neben *Daphnia* sind *Diaphanosoma* (2-15 Ind/L), *Eudiaptomus* (2-7 Ind/L) und *Cyclops* (2-10 Ind/L) häufig. Kleinere Zooplankter (Rotatorien, *Bosmina*, etc.) sind nahezu bedeutungslos. Invertebrate Räuber kommen vor, sind aber, mit Ausnahme von *Cyclops*, unbedeutend. *Leptodora* tritt sporadisch in niedriger Dichte (10 Ind/m³) auf. *Chaoborus* ist in den vertikalen Tagesfängen sehr selten. *Asplanchna* erreicht im September 1994 nennenswerte Dichten von 25 Ind/L. Dies führt zu einer berechneten mittleren Zooplanktonlänge von 0,98 mm bei ZOO-C = 97 µg/L. Der Sommermedian der gemessenen Körperlängen incl. Spina liegt für *Daphnia galeata* bei 1,54 mm (n=231). Den Filtrieraten von 0,12 d⁻¹ mit CFR_{max} = 0,27 d⁻¹ entsprechen P_{reg} = 3,5 µg/L*d bei einer spezifischen Umsatzrate von ZOO-P_{UR} = 1,4 d⁻¹. Dabei akkumuliert *Daphnia* mit bis zu 3,9 µg P/L ca. 30% des sommerlichen PP und ca. 22% des TP (Abb.15). Der Quotient von PHYTO-C/ZOO-C liegt bei 1 : 1, der CHL/PP-Quotienten bei 0,6. Mit dem *Planktothrix*-Maximum steigt dieser auf 1,1. Die PON < 30µm-Konzentrationen sinken mit dem *Daphnia*-Maximum auf 27 µg/L und liegen im Mittel bei 40µg/L (C < 30µm = 0,28 mg/L, PP = 4,4 µg/L berechnet mit C:N:P = 166:20:1). Die berechneten C:P - Sestonkonzentrationen schwanken zwischen (330 - 370) : 1.

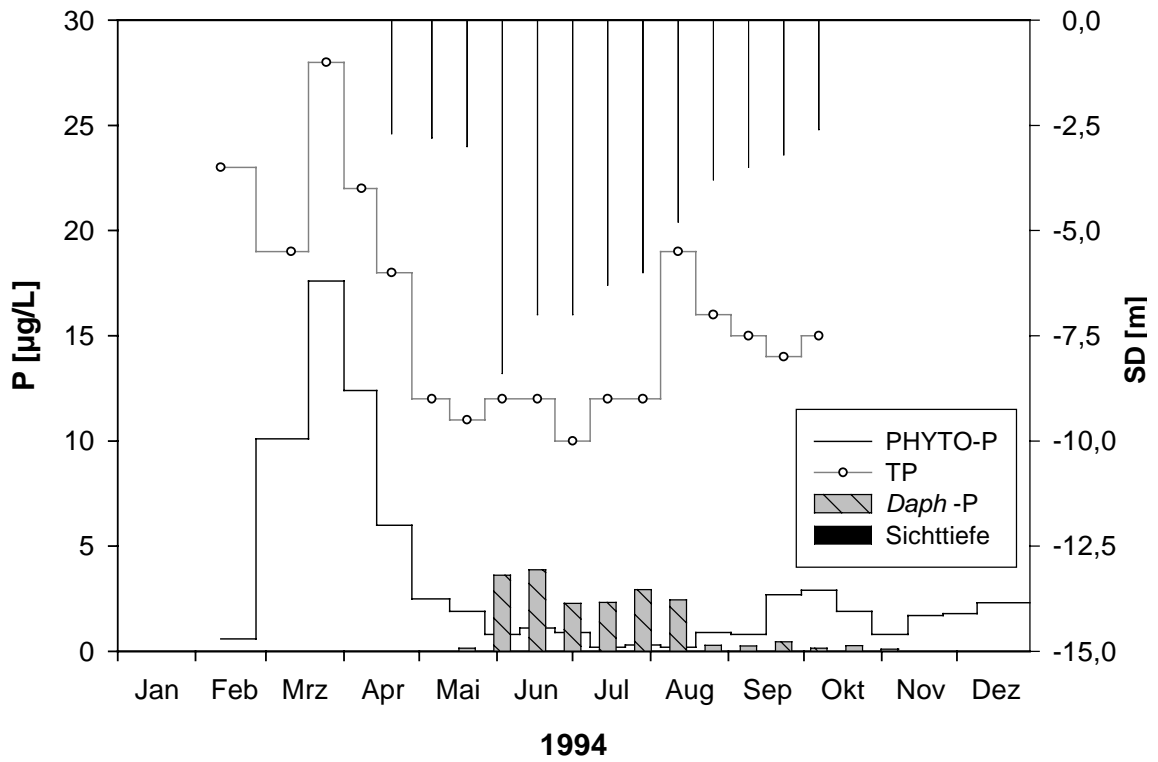


Abb. 14: Sichttiefen und P-Konzentrationen (Gesamt-P, Daphnia-P, Phytoplankton-P) in der Neye-Talsperre im Jahr 1994

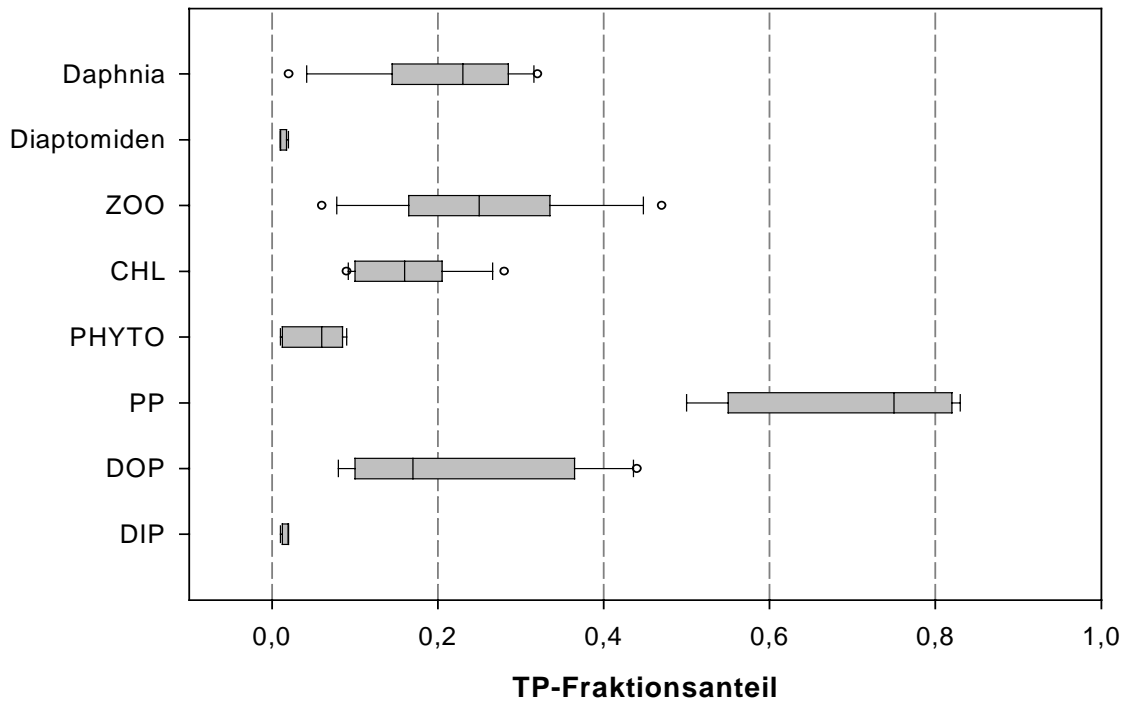


Abb.15: Aufteilung des pelagischen TP Pools der Neye-Talsperre im Jahr 1994, TP=12,0 $\mu\text{g/L}$

Über den aktuellen Fischbestand liegen keine verlässlichen Angaben vor.

Diskussion. Die Planktivorie kann aufgrund der Zooplanktonstruktur als mäßig eingestuft werden. Die Sedimentation der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung leitet bei stabiler Schichtung einen deutlichen und nachhaltigen Rückgang der pelagischen TP-Konzentrationen ein (Abb.14). Nahezu fehlende epilimnische Algenentwicklungen in Kombination mit meta-/hypolimnischen *Planktothrix*-Entwicklungen legen in Verbindung mit lang andauernden *Daphnia*-Aufkommen eine hohe sommerliche epilimnische P-Sedimentationsrate nahe (Pilati et al., 2003). Ein zeitlich ausgedehntes sommerliches Klarwasserstadium aufgrund eines partikelverarmten Epilimnions bei stark eingeschränkter epilimnischer P-Verfügbarkeit ist die Folge (vgl. Wupper-T, Bever-T). Diese These einer geringen P-Verfügbarkeit für epilimnische Algen wird durch die Beobachtung gestützt, dass sich neben den metalimnischen Algenplatten lediglich eigenbewegliche, z.T. mixotrophe Algen (*Uroglena*), welche Bakterien als P-Quelle nutzen können (Jones, 2000), entwickeln.

3.4. Vorsperre Große Dhünn

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Bis 1989 wurde die Talsperre fischereilich durch die Angler bewirtschaftet. Im Jahr 1990 erfolgte eine Übernahme der Hege und damit einhergehend eine Umstellung der Besatzmaßnahmen durch den Wupperverband. Wurden gegen Ende der 80er Jahre „Futterfische“ (ROA) und fangfähige Regenbogen- und Bachforellen, sowie Karpfen besetzt, zielt der Besatz nun auf Seeforellen, begleitend Zander, hin (Tab.9). Flankierend zum Talsperrenbesatz wird seit 1998 frühjährlich fressfähige Seeforellenbrut (ca. 50.000 Ind/a) in die Talsperrenzuläufe eingebracht. Die Seeforellenbrut wird durch Abstreifen der Samen und Eier von Talsperrenrückfängen mit anschließender Bebrütung in einem Bruthaus gewonnen. Parallel zur Neuorientierung der Besatzstrategie wurde die Anzahl der Angelscheine sukzessive von ca. 200 auf bisher ca. 100 zurückgenommen. Angestrebt wird eine Ausgabe von ca. 40-50 Angelscheinen. In den Jahren 1996-97 wurde die Angelfischerei vorübergehend ausgesetzt, um den Raubfischbestand anzuheben. Angelfischerei darf nur vom Ufer aus ausgeübt werden. Die Fangbeschränkungen liegen derzeit bei 30 Angeltage pro Angler und Saison, sowie 3 Forellen (Mindestmaß = 50 cm) und 1 Zander (Mindestmaß = 50 cm) pro Saison.

Eine Erhöhung der jährlichen P-Frachten erfolgte mit Inbetriebnahme der Überleitung winterlicher Hochwasserspitzen aus der Kürtener Sülz im Winter 1992/93. Betrieblich bedingte Wasserstandsschwankungen entfallen.

Tab .9 : Besatz Vorsperre Große Dhünn

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1987	Rotaugen	2.500	17-30	1.000-2.000
	Karpfen	600		
	Karpfen	2.000	12-15	
	Aal	300	40	
	Regenbogenforellen	6.000	10-12	
	Regenbogenforellen	1.500	30-35	
	Bachforellen	5.000	10-15	
	Zander	1.000	9-14	
1988	Karpfen	1.000		1.000-2.000
	Aal	300	40	
	Regenbogenforellen	1.000	30-35	
	Bachforellen	5.000	10-15	
	Bachforellen	800	25-30	
1989	Schleien	250	25-30	
	Regenbogenforellen	1.000	25-35	
	Bachforellen	100	30-35	
	Seeforellen	100	35-45	
	Zander	200	40-50	
1990 - 1991	Schleien	250 / a	25-30	2.000-4.000
	Bachforellen	200 / a	30-35	
	Seeforellen	250 / a	35-45	
	Zander	200 / a		
1992	Bachforellen	500	30-35	
	Seeforellen	1.000	35-45	
1993	Bachforellen	1.500	25-30	
	Seeforellen	9.000	15-20	
	Zander	100	40	
1994 – 1995	Bachforellen	3.000 / a	15-20	
	Seeforellen	4.000 / a	15-20	
	Zander	150 / a	40-50	
	Aal	150 / a	40	
1996	Bachforellen	1.000	15-20	
	Seeforellen	6.000 / 300	10-15 / 30-40	
	Zander	3.000	18-20	
1997	Bachforellen	1.000	15-20	
	Seeforellen	9.000 / 300	10-15 / 30-40	
	Zander	700	20-25	

1998	Seeforellen	10.000	18-22	
	Zander	2.000	10-15	
1999	Seeforellen	6.000	18-22	
	Zander	2.500	15-18	
ab 2000	Seeforellen	1.500 / a	30-40	
	Zander	2.500 / a	18-22	

Ergebnisse: Das frachtgewogene Jahresmittel der TP-Zulaufkonzentration der Großen Dhünn beträgt 22-28 µg/L, entsprechend 0,9 - 1,8 g P / m² * a. Die durch Überleitung der Kürtener Sülz erhöhte externe P-Belastung führte zu keiner messbaren Zunahme der TP_{Zirk}. So beläuft sich diese für 1988-89 und 1995-97 auf TP_{Zirk} = 15 µg/L, für 1999-2002 auf 17 µg/L (Kruskal-Wallis, p=0,30).

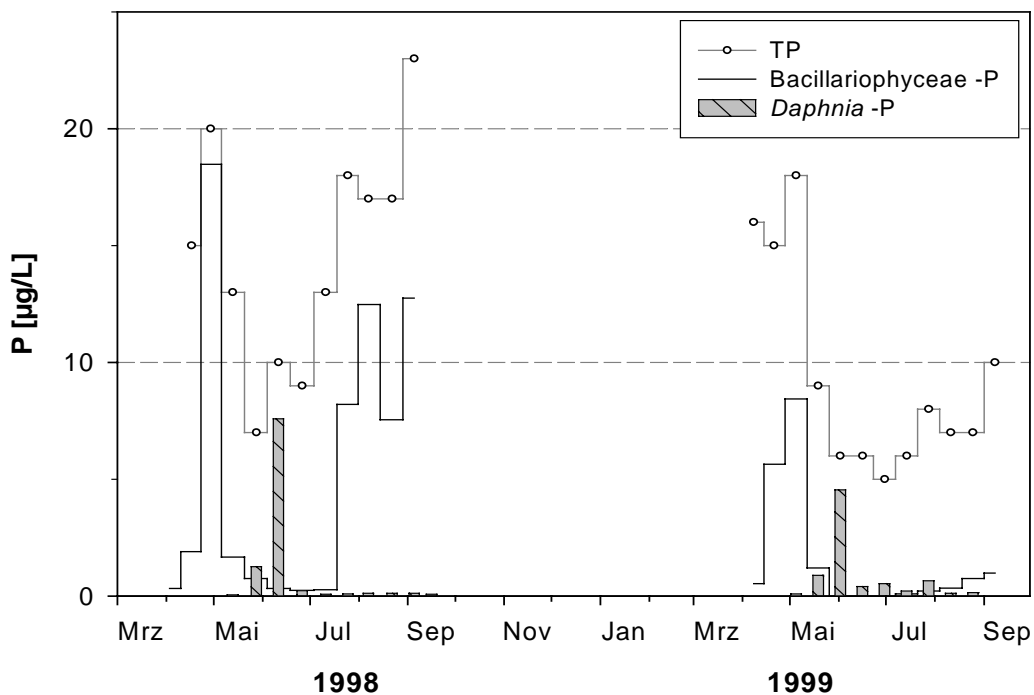


Abb.16: Saisonale Dynamik der pelagischen Phosphorkonzentration in der Vorsperre Große Dhünn in nassen Sommern mit metalimnischen Zulaufeinschichtungen (1998) und trockenen Sommern (1999): TP, *Daphnia galeata*-P, Kieselalgen-P mit C:P = 166:1

Das mittlere N:P-Verhältnis im Wasserkörper beträgt DIN:TP = 235. Die Talsperre ist stabil geschichtet, wird jedoch bei sommerlichen Hochwasserereignissen gelegentlich durch metalimnisch sich einschichtende Zuläufe beeinflusst. So liegen die TP_{So} Konzentrationen der trophogenen Zone in Trockenjahren stabil bei 7-9 µg/L (1999) während in Hochwasser geprägten Jahren (1998) höhere Schwankungen mit 8-17 µg/L auftreten (Abb.16). Der anorganische Phosphor wird durch die Frühjahrskieselalgenentwicklung aufgezehrt (DIP < 1 µg/L). Die gelösten Siliziumkonzentrationen sinken nur selten unter 0,5 mg/L. Die TP-Konzentrationen der trophogenen Zone durchlaufen nach dem Rückgang der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung (*Asterionella*, *Diatoma*, *Fragilaria*,

Cyclotella, *Aulacoseira*), welche oftmals von *Rhodomonas* und *Planktothrix* durchsetzt ist, ein meist stabiles sommerliches Minimum (Abb.16). In den Sommermonaten kommt es gelegentlich zu Algenentwicklungen (*Dinobryon*, *Uroglena*, *Ceratium*, *Cyclotella*, *Fragilaria*, *Aphanothece*), welche überwiegend metalimnisch konzentriert sind. Während sich in den Jahren 1998 und 2002 metalimnische Kieselalgenentwicklungen in Verbindung mit sich dort einschichtenden sommerlichen Hochwassereinbrüchen etablieren, ist im trockenen Sommer 1999 *Dinobryon* für diese Entwicklungen prägend. Die CHL-Konzentrationen (Kruskal-Wallis, $p=0,54$) sind, ebenso wie das Artenspektrum, im Untersuchungszeitraum als unverändert einzustufen.

Tabelle 10: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), *Daphnia galeata* Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Vorsperre Große Dhünn, n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1988-89	13	5,3	14	11,0	4,8	- 0,05	?	- 4,9
1995-97	14	4,8	25	9,0	3,1	- 0,08	0,5	- 5,2
1999-02	13	4,2	33	9,0	3,4	- 0,10	1,7	- 6,5

Eine Veränderung im Artenspektrum des Zooplanktons, insbesondere bei den Daphnien, ist im Zeitraum ab 1995 nicht feststellbar. Der *Daphnia galeata*-Komplex dominiert mit bis zu 18 Ind/L, begleitet von *Diaphanosoma* (8-15 Ind/L), gelegentlich auch *Bosmina* und *Eubosmina*. *Daphnia cucullata* ist bedeutungslos. Das Hypolimnion steht während der gesamten Vegetationsperiode als Refugialraum zur Verfügung. Eine am 1.7.1998 beobachtete DVM von *Daphnia galeata* war nur gering ausgeprägt, mit einem Maximum zwischen 5 m (13:30) und 7,5 m (23:30). Vielfach durchläuft die *Daphnia galeata* Population ein ausgeprägtes fröhsommerliches Maximum, welches zeitlich eng auf die Kieselalgensedimentation folgt und zu lang andauernden Klarwasserstadien führt (Abb.16,19). Ein weiteres, deutlich kleineres Daphnien-Maximum, folgt gelegentlich im Spätherbst. *Daphnia galeata* vermag saisonal einen hohen Anteil des pelagischen Phosphors zu akkumulieren (Abb.18,49). Die *Daphnia*-P Konzentrationen erreichen im Jahr 1999 Maxima von bis zu 6 µg/L. Die berechnete P_{reg} erreicht 1,8 µg/L*d bei einer spezifischen Umsatzrate des Zooplankton-P-Pools von 1,8 d⁻¹. *Cyclops* (5-8 Ind/L) und *Eudiaptomus gracilis* (4-10 Ind/L) begleiten die Cladoceren. Invertebrate Räuber (*Chaoborus*, *Leptodora*, *Asplanchna*) treten, neben *Cyclops*, in den Tagesnetzfangen auf, erreichen jedoch nur geringe Dichten (*Leptodora*<0,2 Ind/L). Allerdings ergab eine nächtliche hydroakustische Aufzeichnung im Jahr 2000 dichte *Chaoborus* Bänder auf dem Echogramm im Stauwurzelbereich.

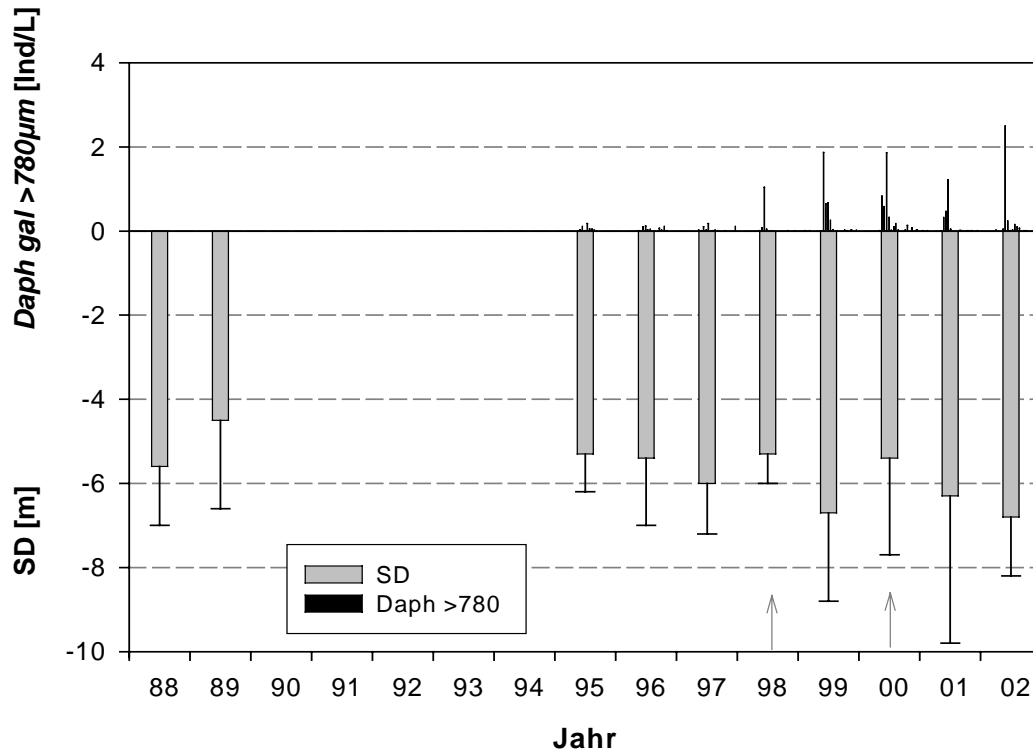


Abb.17: Entwicklung der Sichttiefen (Median, Maxima) und *Daphnia* Fraktion >780µm (seit 1995 erfasst) in der Vorsperre Große Dhünn (grauer Pfeil Sommerhochwasserereignisse!)

Ab dem Jahr 1999 treten in den Netzfängen >780µm erhöhte *Daphnia*-Dichten auf (Abb.17). Die maximale Populationsdichte der Fraktion >780µm steigt von 0,2 Ind/L in den Jahren 1995-97 auf 2,5 Ind/L in den Jahren 1999-2002 (Mann-Whitney, $p=0,0041$). Die berechnete mittlere Zooplanktonkörperlänge erhöht sich geringfügig von $ZL = 0,86$ mm (1996) auf 0,92 mm (2000). Dieser Trend bewegt sich auf einem nichtsignifikanten Niveau, wie ein Vergleich der mittleren incl. Spina im Juli gemessenen *Daphnia*-Körperlängen zeigt, welche von 0,88 mm im Jahr 1997 ($n=73$) auf 0,96 mm im Jahr 2000 ($n=138$) ansteigen (Mann-Whitney, $p=0,58$). Parallel steigt die Populationsdichte von *Daphnia galeata* (Tab.10) in den Jahren 1999-2002 geringfügig gegenüber den Jahren 1995-97 an (Mann-Whitney, $p=0,0169$). Dabei treten die Maxima mit 4-6 Ind/L im Zeitraum 1995-97 Mitte Juni, späterhin bereits in der 2.Maihälfte (16.5-1.6.) mit Maxima von 10-18 Ind/L auf. Die herbivore Zooplanktonbiomasse bleibt mit $ZOO-C = 36$ µg/L (1995-97) und 48 µg/L im Zeitraum 1999-02 ebenso unverändert (Mann-Whitney, $p=0,25$) wie die CHL-Konzentrationen (Mann-Whitney, $p=0,56$) und die TP_{So} -Konzentrationen (Mann-Whitney, $p=0,92$) (Tab.10). Lediglich die Sichttiefen reagieren im Zeitraum 1999-2002 mit einer Zunahme gegenüber den Vorjahren, welche eine homogene Gruppe bilden (Kruskal-Wallis, $p=0,0003$) (Tab.10). Dabei ist die geringe mittlere Sichttiefe im Jahr 2000, ebenso wie 1998 (Abb.17), mit sommerlichen Hochwasserereignissen gekoppelt.

Die berechneten Filtrieraten erhöhen sich ebenfalls nur auf einem nichtsignifikanten Niveau (Mann-Whitney, $p=0,16$) von $0,05$ d⁻¹ mit $CFR_{max} = 0,16$ d⁻¹ (1995-97) auf $0,08$ d⁻¹ mit $CFR_{max} = 0,35$ d⁻¹

(1999-02). Das PHYTO-C/ZOO-C Verhältnis schwankt um (2-3) : 1 bei einem CHL/PP-Verhältnis von 0,6-0,7. Lediglich im Jahr 2002 mit einer metalimnischen Kieselalgenentwicklung erreicht der Median des CHL/PP = 0,9. Die mittleren CHL<30µm-Konzentrationen der Jahre 1998-2002 bewegen sich bei 1,0 - 1,5 µg/L. Die berechneten C:P-Quotienten schwanken um C:P = 360 : 1 mit Maxima von über 400 während die gemessenen Werte der Seston-Gesamtfraktion um 250:1 gegenüber 190:1 in der Fraktion <30µm schwanken. Das N:P Verhältnis der Fraktion<30µm liegt bei 20:1 im Sommer 2001.

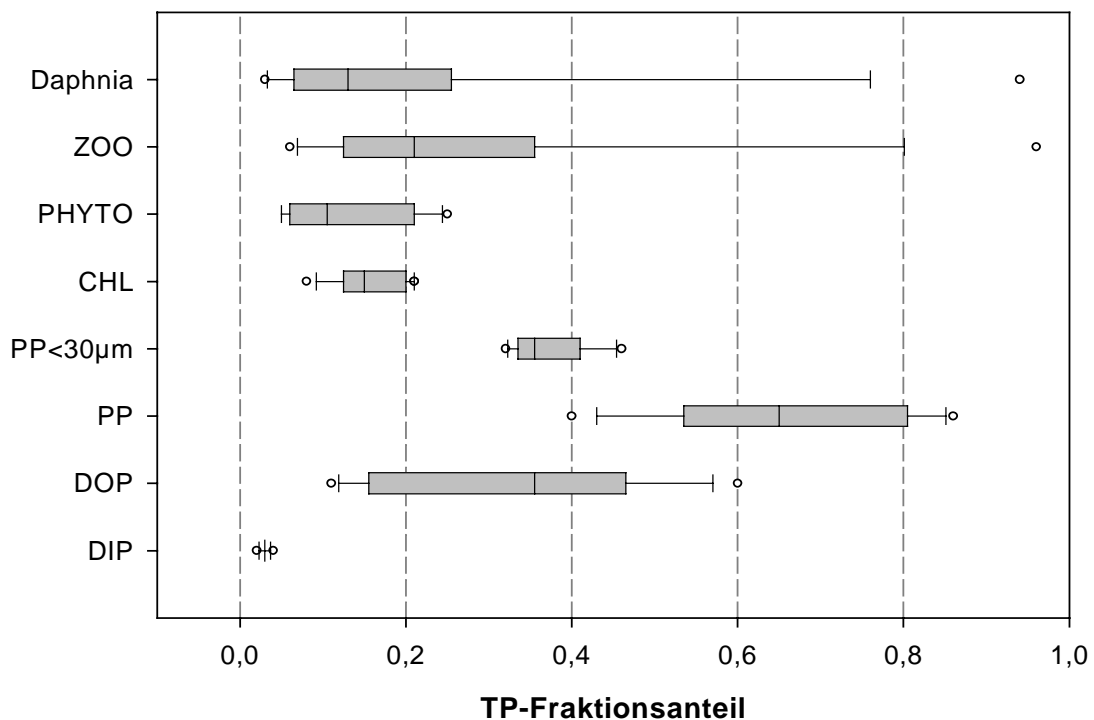


Abb. 18: Aufteilung des pelagischen TP Pools in der Vorsperre Große Dhünn im Jahr 1999, $TP_{so}=6,8 \mu\text{g/L}$, $PP<30\mu\text{m}$ berechnet aus $PON<30\mu\text{m}$ Messungen.

Eine vergleichende Betrachtung der Saisonalität des Konzentrationsverlaufs der $PP<30 \mu\text{m}$ Fraktion, berechnet mit $N:P=20:1$ aus den gemessenen $PON<30\mu\text{m}$ -Konzentrationen, in den hydrologisch trockenen Sommerhalbjahren 1995 und 1999 macht den überragenden Einfluss der *Daphnia*-P Akkumulation zu Lasten der $PP<30\mu\text{m}$ Fraktion deutlich, welcher zu einem Anstieg der Sichttiefen führt (Abb.17,19). Während die $PP<30\mu\text{m}$ Konzentrationen im Sommer 1995 bei niedrigen Dichten von $0,5 \text{ Ind/L}$ einer *Daphnia galeata* Population mit kleineren Individuen, kenntlich über das Fehlen der Fraktion $>780\mu\text{m}$, auf einem hohen Niveau mit $PP<30\mu\text{m} > 5\mu\text{g/L}$ verbleiben, sinkt dieses Niveau im Sommer 1999 bei höheren Daphnien-Dichten von $1,2 \text{ Ind/L}$ (Mann-Whitney, $p=0,59$) und größeren Individuen auf ca. $2-3 \mu\text{g/L}$. Dabei steht der $PP<30\mu\text{m}$ Abnahme um $1,4 \mu\text{g/L}$ vom 1.6.1995 auf den 13.6.1995 eine Zunahme der *Daphnia*-P-Konzentrationen von $1,5 \mu\text{g/L}$ gegenüber. Die CHL-Konzentrationen bleiben mit $4,7\mu\text{g/L}$ und $3,1 \mu\text{g/L}$ an beiden Terminen auf einem

vergleichbaren Niveau. Mit dem Rückgang der *Daphnia*-P-Konzentration um 1,5 µg/L auf den 27.06.1995 sinken die TP-Konzentrationen um 2 µg/L von 11 µg/L auf 9 µg/L. Leider läßt sich diese Bilanz für 1999 nicht vergleichbar darstellen, da diese Vorgänge zwischen dem 3.5.1999 und dem 17.5.1999 durch einen deutlichen Rückgang der CHL-Konzentrationen (Kieselalgensedimentation) von 14,7 µg/L auf 4,9 µg/L überlagert sind. Der Grund hierfür ist der zeitlich nahezu einen Monat früher auftretende *Daphnia*-Peak am 17.5.1999 gegenüber dem 13.6.1995.

Der Median der TP_{so}-Konzentrationen liegt im Sommer 1999 mit 6,5 µg/L niedriger als im Sommer 1995 mit 9,0 µg/L (Mann-Whitney, p=0,0323). Die CHL-Konzentrationen folgen diesem Trend mit 3,3 µg/L (1995) und 2,5 µg/L (1999) nur auf einem nichtsignifikanten Niveau (Mann-Whitney, p=0,19). Die Sichttiefen hingegen erreichen mit 7,1 m im Sommer 1999 bei PP<30µm = 2,4 µg/L ein deutlich höheres Niveau als im Jahr 1995 mit 5,1 m (Mann-Whitney, p=0,0051) bei PP<30µm = 6,3 µg/L (Mann-Whitney, p=0,0014).

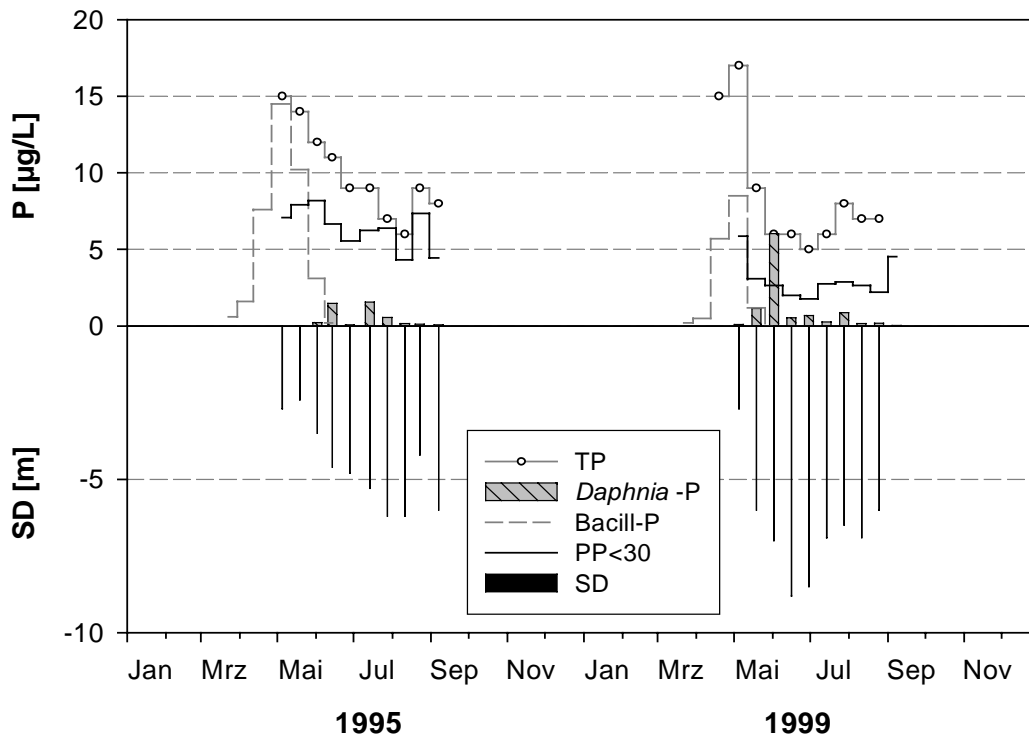


Abb.19: Saisonale P-Dynamik (TP, PP<30µm, *Daphnia*-P, Bacillariophyceae-P) und Entwicklung der Sichttiefen in der Vorsperre Große Dhünn in den Jahren 1995 und 1999. Bei durchschnittlich kleinerer individueller Körpergröße vermag *Daphnia galeata* die PP<30µm Konzentrationen im Jahr 1995 nicht unter 5 µg/L abzusinken. (PP<30µm berechnet aus PON<30µm Messungen mit N:P=20:1, Bacill-P mit C:P=166:1)

Wie die Fangergebnisse der Angelfischerei zeigen (Abb.20), sinkt der Fangenerfolg nach Umstellung der Besatzmaßnahmen (Tab.9) zu Beginn der 90er Jahre deutlich. Damit reflektieren die hohen Fangenerfolge zu Beginn der Untersuchungsperiode die hohen Besatzdichten mit fangfähigen Fischen, insbesondere auch Regenbogenforellen. Der hohe Fangenerfolg im Jahr 1993 ist darauf zurückzuführen, dass sowohl im Herbst 1992 als auch im Frühjahr 1993 Besatzmaßnahmen

durchgeführt wurden, so dass in der Angelsaison 1993 die doppelte Besatzmenge zum Fang zur Verfügung stand.

Die Cypriniden, überwiegend Rotaugen, stellen individuenmäßig einen hohen Anteil am Fang (Abb.20,21). Brassen fehlen und Döbel sind unbedeutend. Während der Döbel sein mittleres Körpergewicht in den Stellnetzfangen kontinuierlich von 198 g/Ind (1988) auf 767 g/Ind (1998) vergrößert, verbleibt das mittlere Körpergewicht der gefangenen ROA bis 1998 bei 300-400 g/Ind.

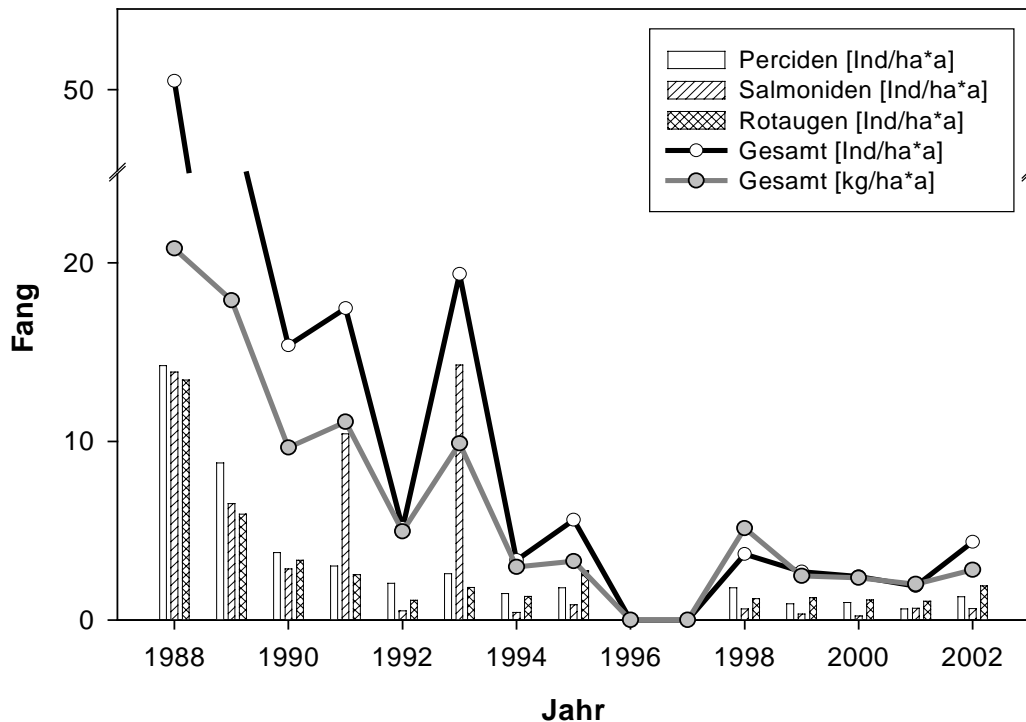


Abb.20: Entwicklung der Fangergebnisse der Angelfischerei in der Vorsperre Große Dhünn (1996 und 1997 keine Angelfischerei!)

Demgegenüber steigt das mittlere Körpergewicht der geangelten ROA zunächst mit dem Rückgang der Fänge auf 525 g/Ind (n=72) an, um nach 1992 auf ca. 150 g/Ind abzunehmen (Abb.21). Dem steht eine Körpergewichtszunahme der geangelten Barsche bei ebenfalls deutlich rückläufigen Fangerfolgen gegenüber (Abb.21). Nach 1992 steigt deren mittleres Körpergewicht auf ca. 400 g/Ind, bevor im Jahr 2002 ein Sprung auf ca. 800 g/Ind (n=37 Ind) erfolgt. In den Stellnetzfangen erlangen diese lediglich im 1995er Fang (658 g/Ind bei 33 cm) einen nennenswerten Anteil von ca. 40% an der Biomasse neben den Cypriniden (Abb.22). Dabei erwiesen sich Barsche bis 26 cm als überwiegend benthivore (Chironomiden, Ostracoden). Dieses Barsch-Maximum in den Stellnetzfangen des Jahres 1995 enthält etliche Barsch-„Giganten“ mit bis zu 1.450 g/Ind (L=47 cm). Tendenziell steigt das Körpergewicht der gefangenen Barsche in den Stellnetzfangen von 90-190 g/Ind (1988, n=9) über 190-250 g/Ind (1992, n=4) auf 125-1.450 g/Ind im Jahr 1995 (n=72, mittl.L = 32 cm) an, um im Jahr 1998 (n=3) wieder auf 120-530 g/Ind zu sinken.

Obwohl bereits 1990 Wiederfänge von Zandern mit der Angel zu verzeichnen sind, weist die 1991er Stellnetzbefischung nur 1 Individuum aus. Erst die 1995er Stellnetzbefischung ergibt einen nennenswerten Wiederfang (21 Individuen: 225 - 2.750 g/Ind). Das mittlere Körpergewicht steigt von 360 g/Ind (1991) auf 1.272 g/Ind (1998). Forellen erreichen bis 1991 und nochmals 1993 hohe Anteile am Fang, welche die Besatzmaßnahmen reflektieren (Abb.20).

Im Jahr 1998, nach zweijähriger Schonfrist, ergeben Netzfänge im Vergleich zu 1995 (Abb.22) mehrere Seeforellen der AG 2+ bis 5+ mit L = 52-69 cm (1.250 - 4.190 g/Ind), die sich durchweg piscivor ernährten. Parallel steigen die Fänge der Angelfischerei bei den Seeforellen vorübergehend auf 39 Ind/a, um nachfolgend wieder auf ca. 10 Ind/a abzusinken.

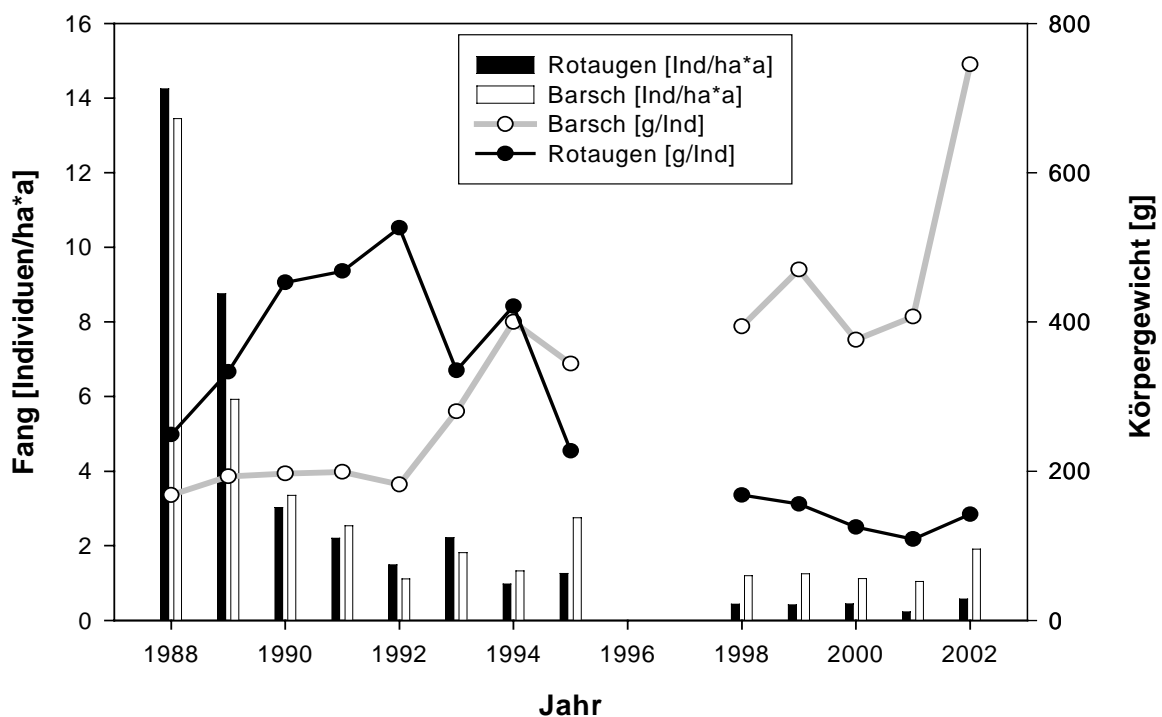


Abb.21: Entwicklung der Fangergebnisse der Angelfischerei von Barsch und Rotaugen in der Vorsperre Große Dhünn, sowie der mittleren Körpergewichte der gefangenen Barsche und Rotaugen

Das Verhältnis der piscivoren Besatzfische an der Biomasse in den Stellnetzfängen steigt somit nach 2-jähriger Schonfrist von ca. 15% auf 53% im Jahr 1998 an, um dann, nach Wiedereröffnung der Freizeitfischerei, bis zum Jahr 2003 erneut deutlich auf ca. 15% zu sinken (Abb.22). So ist das Ergebnis einer Stellnetzbefischung im Mai 2003 von ROA der 200 g/Ind-Klasse geprägt. Lediglich 2 Barsche (650-800 g/Ind) wurden gefangen. Damit ist der Raubfischanteil wieder unter die 20% Marke gefallen (Abb.22). Insgesamt schwanken die Einheitsfänge zwischen 1,2 - 1,7 kg/h (2,2 - 4,8 Ind/h) und durchlaufen im „Barsch“-Jahr 1995 mit 2,4 kg/h ein Maximum.

Eine detaillierte fischereiliche Untersuchung aus dem Jahr 2000 (Werner et al., 2001) ergibt einen geringen Gesamtfischbestand von 637 Ind/ha resp. 16 kg/ha ohne und 24 kg/ha mit Karpfen und

Schleien. Dabei dominieren ROA der AG 0+/1+ mit einem Anteil von 90-95% das Epilimnion (0-4m) bei Nacht. Tagsüber ist dieser Bereich nahezu fischfrei. Ebenfalls nahezu fischfrei ist das Hypolimnion > 8m. In den Nachtfängen dominiert der Barsch das Epi-/Metalimnion (2-6 m), welcher mit der AG 0+ individuenbezogen zweithäufigster Fisch ist. Insgesamt fehlen die Fische der mittleren Größenklassen L = 15-40 cm im Jahr 2000. Dem Gesamtbestand von 24 kg/ha steht im Jahr 2000 eine angelfischereiliche Entnahme von ca. 2-3 kg/ha*a (= 10%) gegenüber. Bezogen auf den Raubfischbestand (Seeforelle, Zander) mit 1,1 kg/ha liegt die Entnahme von 1,3 kg/ha*a (= 120%) rechnerisch über jener des ermittelten Bestandes! Elektrobefischungen am Tage weisen die AG 0+ ROA mit 49% gegenüber dem 0+ Barsch mit 18%, gefolgt von der AG 1+ mit 14%, als häufigsten Fisch im Uferbereich aus. Aale werden mit dieser Methode auch nachgewiesen.

Berechnet auf eine oxische 15 m Wasserlamelle ergibt sich aus diesen Ergebnissen eine Fischkonzentration von $0,16 \text{ g f.w.} / \text{m}^3 = 0,8 \mu\text{g P} / \text{L}$ (Abb.49). Damit erreicht das Verhältnis Phyto-P : Zoo-P : planktivoren Fisch-P ca. 1,0 : 1,7 : 0,9.

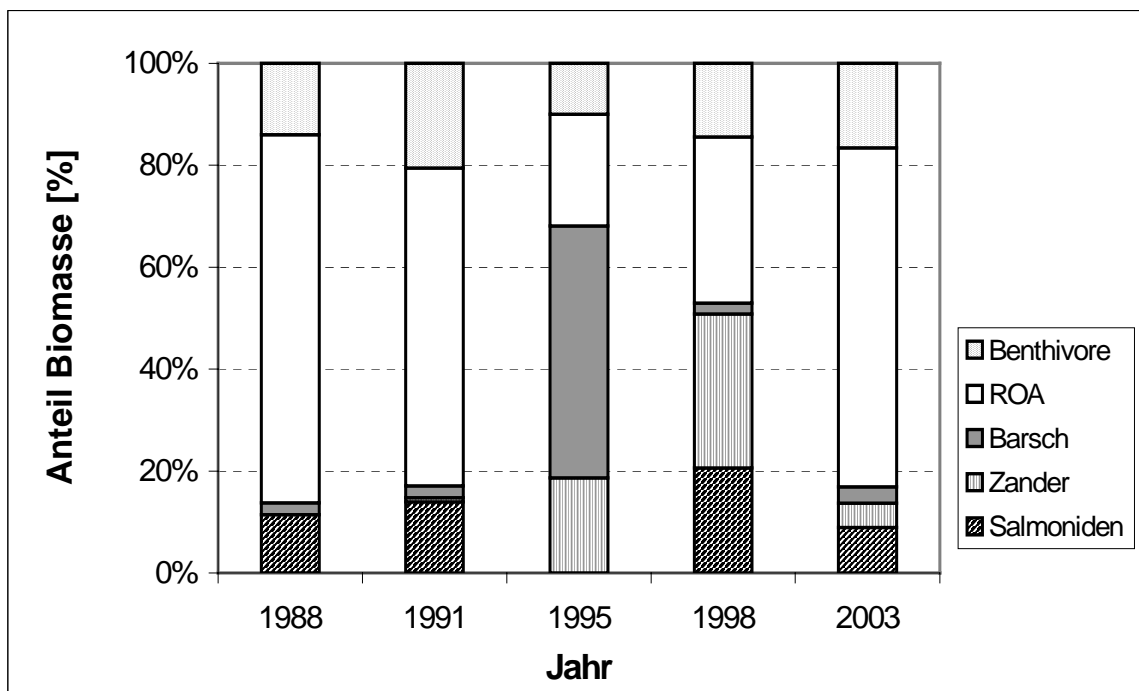


Abb.22: Ergebnisse der Stellnetzbefischungen in der Vorsperre Große Dhünn im Betrachtungszeitraum

Eine E-Befischung der Zuläufe im Sommer 2001 und 2003 ergab neben autochthonen Bachforellen auch Seeforellen mit 8-12 cm Länge.

Neben den Anglern tritt der Kormoran seit 1989 an der Sperre auf und brütet dort seit 1994. Andere Wasservögel sind unbedeutend.

Diskussion. Trotz der geringen Trophie ist das Gewässer cyprinidendominiert. Die zu Beginn der 90er Jahre eingeleitete Extensivierung der Besatzmaßnahmen wird durch die unmittelbar rückläufigen Fangergebnisse reflektiert. Der Aufbau einer Seeforellenpopulation gestaltet sich schwierig. Die hohen Raubfischentnahmen durch die Angelfischerei in Verbindung mit der Tatsache, dass der Aufbau eines vergleichbaren Seeforellenbestandes in der Großen Dhünn-Talsperre, wo nicht geangelt wird, relativ problemlos verlief, stützt die Überlegungen, dass die Angelfischerei Schlüsselfaktor für den Misserfolg beim Aufbau eines adäquaten Seeforellenbestandes ist. Eine These, welche durch den kurzfristigen Anstieg der Seeforellenfänge nach der Schonpause im Jahr 1998 gestützt wird. Ebenso ist der Kormoran in Verbindung mit Besatzmaterial <30cm als Ursache in Erwägung zu ziehen. Ist die mit den sinkenden Fangerträgen zunächst steigende mittlere Körpergröße der ROA verständlich, so zeichnet sich zwischen 1992-94, wie auch in anderen Talsperren nach Umstellung der Besatzmaßnahmen (vgl. Ergebnis Wupper-T, Abb.35), eine Abnahme des mittleren individuellen Körpergewichts der gefangenen ROA bei gleichzeitig steigendem Körpergewicht der Barsche ab. Da die Wiederfänge die Etablierung eines Zanderbestandes ab 1993-1995 anzeigen, liegt es nahe, die zeitgleichen Veränderungen im Barsch- und ROA-Bestand als ein durch den aufkommenden Raubfischbestand, insbesondere die Einführung des Zanders, verursachtes Ergebnis zu interpretieren (vgl. Diskussion Wupper-T). Bemerkenswert ist das Barschmaximum mit „Giganten“ (Persson et al., 2003) in den Stellnetzfangen des Jahres 1995 und der starke Anstieg der mittleren individuellen Körpergrößen der geangelteten Barsche im Jahr 2002 auf ein Niveau, wie es auch in der Wupper-Talsperre auftrat.

Erste Veränderungen beim Zooplankton, welche auf eine abnehmende Planktivorie deuten, werden nach der Schonpause im Jahr 1998 sichtbar und manifestieren sich im Zeitraum 1999-2002. Im Gegensatz zu anderen Talsperren - Wupper-T, Bever-T - beruht der Wechsel im Zooplankton nur auf einer Zunahme der Populationsdichten und mittleren Körpergrößen von *Daphnia galeata*, welche sich in der Fraktion >780µm niederschlägt. Ein qualitativer Sprung („switch“) mit einer Verdrängung der kleineren *Daphnia cucullata* ist nicht feststellbar. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass auch hier ein qualitativer Wechsel von *Daphnia galeata* zur konkurrenzstärkeren *Daphnia hyalina* zugrundeliegt, da diese mit in den *Daphnia galeata*-Komplex eingeordnet wurde. Auch wenn die quantitativen Veränderungen auf Ebene des Zooplanktons statistisch nur unzureichend abzusichern sind, sind die Reaktionen des Systems mit Blick auf die PP<30µm Konzentrationen und Sichttiefen unzweifelhaft. Als Antwort auf die Entlastung der Planktivorie führt das Auftreten größerer filtrierstärkerer Daphnien ab 1999 (hier *Daphnia hyalina*) zu einer Verdrängung der kleineren konkurrenzschwächeren *Daphnia galeata* (Gliwicz, 1990). *Daphnia hyalina* vermag nun die PP<30µm Konzentrationen von ca. 5 µg/l auf ca. 2-3 µg/L abzusinken (vgl. Kap.4.1, Abb.19,54). Beginnend mit einer Ausgangskonzentration von ca. 7 µg/L erhöht sich so die potenziell mögliche *Daphnia*-Dichte von ca. 7-8 Ind/L auf ca. 12-15 Ind/L. Beide Werte liegen in Höhe der jeweils in den

Intervallen gemessenen Dichten. Damit läßt sich die Zunahme der *Daphnia*-Populationsdichten nach 1998 mit einer besseren Ressourcennutzung durch die aus einer verringerten Planktivorie resultierenden Zunahme der Körpergrößen erklären, welche zu einer Erhöhung der Sichttiefen führt. Eine Beobachtung, die im Einklang mit der *size-efficiency* Hypothese (Brooks&Dodson, 1965) steht.

Eine Absenkung der CHL-Konzentrationen im Sinn der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1983) erfolgt nicht. Die fehlende Reaktion des Phytoplanktons, gemessen als CHL, ist in der fehlenden Erniedrigung der ohnehin niedrigen TP_{So} -Konzentrationen im Zeitraum 1999-2002 gegenüber den Jahren 1995-97 zu suchen. Allerdings zeigt ein Vergleich der Einzeljahre 1995 und 1999, beide ohne sommerliche Hochwassereinbrüche, durchaus noch eine Abnahme der ohnehin geringen mittleren TP_{So} -Konzentrationen mit dem Auftreten größerer Daphnien. Die große Bedeutung der Daphnien für den P-Haushalt der Vorsperre Große Dhünn ergibt sich nicht zuletzt aufgrund der hohen P-Anteile, welche *Daphnia galeata* hier zeitweise monopolisiert (Abb.18,49). So ist die vergleichsweise hohe negative sommerliche P-Bilanz in der Vorsperre Große Dhünn nicht zuletzt Folge der engen zeitlichen Verzahnung von Kieselalgensedimentation und *Daphnia*-Entwicklung bei stabiler Schichtung. Diese zeitliche Sequenz, eingebettet in eine stabile physikalische Struktur, führt zu einer ausgeprägten und nachhaltigen Absenkung der TP_{So} - gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen (vgl. Neye-T) und unterscheidet die Vorsperre Große Dhünn damit auch von anderen Talsperren (vgl. Lingese-T).

3.5. Wupper Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Die Talsperre ist ein ausgeprägter Rinnensee und wurde im November 1987 eingestaut. Vollstau wurde erstmals im Winter 1988 erreicht. Die externe P-Belastung erfährt zu Beginn des Jahres 1993 (Phase II) mit Inbetriebnahme des Klärwerks Marienheide, dessen Abwässer die Lingese-T belasteten, eine Verringerung. Die Erweiterung des unmittelbar in die Wupper Vorsperre einleitenden Klärwerks Hückeswagen mit der Inbetriebnahme weitergehender Abwasserreinigungstechnologien im Herbst 1997/98 und 2000 wirken sich hingegen nicht messbar auf die P-Belastung aus.

Die physikalische Struktur des Wasserkörpers durchläuft in den Jahren 1991 und 1996, bedingt durch die maximalen Tiefen von 18 m resp. 23 m gegenüber 30 m in den anderen Jahren, eine

einschneidende Änderung. Neben dem mit der vermehrten Abgabe kalten nährstoffarmen Tiefenwassers verbundenen Betrieb der unmittelbar oberhalb liegenden Bever-Talsperre (Abb.3) beeinflussen sommerliche Hochwasserereignisse die physikalisch-chemische Struktur der Talsperre und verursachen gelegentlich sommerliche P-Einmischungen in die trophogene Zone.

Seit 1989 wird ein Raubfischbestand durch Besatzmaßnahmen mit Hecht und Zander aufgebaut (Tab.11). Die Entnahme von Raubfischen wurde mit dem Jahr 1993 frei gegeben. Angelfischerei findet sowohl vom Ufer als auch vom Boot aus statt. Insgesamt werden jährlich ca. 225 Jahres- und 3.000 Tagesscheine für die Angelfischerei ausgegeben. Ab 1997 sind die Schonbestimmungen verschärft worden. So dürfen derzeit maximal 15 Raubfische pro Saison (1.6.-31.12.) und Angler mit den Mindestmaßen für Hecht 55 cm und für Zander 50 cm entnommen werden

Tab.11: Besatz Wupper-Talsperre

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1989	Zander	10.000	12-15	250-500
	Hecht	4.000	20-30	
	Karpfen	1.000		
1990	Zander	14.000	12-15	250-500
	Hecht	15.000	5-7	
	Karpfen	3.000		
1991	Zander	14.000	12-15	250-500
	Hecht	15.000	5-7	
	Karpfen	3.000		
	Aal	6.000		
1992 - 1995	Zander	14.000 / a	12-15	
	Hecht	15.000 / a	5-7	
1996 – 1999	Zander	10.000 / a	12-15	
	Hecht	6.000 / a	5-7	
ab 2000	Zander	5.000 / a	12-15	
	Hecht	2.000 / a	5-7	

Ergebnisse. Der Median der winterlichen TP-Zulaufkonzentrationen liegt nach Durchfluss der Wupper-Vorsperre in

Phase I (1988-1992) $TP_{IN} = 82 \mu\text{g/L}$, entsprechend $5,5 \text{ g P/m}^2\cdot\text{a}$

Phase II (1993-1998) $TP_{IN} = 44 \mu\text{g/L}$, entsprechend $3,3 \text{ g P/m}^2\cdot\text{a}$

Phase III (1999-2003) $TP_{IN} = 44 \mu\text{g/L}$, entsprechend $3,3 \text{ g P/m}^2\cdot\text{a}$

und führt zu TP-Zirkulationskonzentrationen von

Phase I (1988-92, ohne 1991) $TP_{Zirk} = 39 \mu\text{g/L}$ (n=39)

Phase II (1993-98, ohne 1996) $TP_{Zirk} = 31 \mu\text{g/L}$ (n=26)

Phase III (1999-03) $TP_{Zirk} = 30 \mu\text{g/L}$ (n=27).

Dabei unterscheiden sich die TP_{Zirk}-Konzentrationen in Phase I signifikant von denen in Phase II und III (Kruskal-Wallis, p=0,0001). Das mittlere N:P-Verhältnis beträgt im Sommer DIN:TP = 200 und durchläuft mit 60 im Spätsommer ein Minimum.

Eine vermehrte Abgabe kalten und sauerstoffreichen Wassers aus der Bever-Talsperre in den Sommermonaten stützt den hypolimnischen Sauerstoffhaushalt der Wupper-Talsperre. Als Folge der Entleerung der Bever-Talsperre im Jahr 1991 und der damit verbundenen vermehrten Wasserabgabe beschränkt sich das hypolimnische Sauerstoffdefizit in der nur teilgefüllten Wupper-Talsperre auf das Metalimnion. Demgegenüber sind die hypolimnischen Sauerstoffverhältnisse im Jahr 1993 in der Wupper-Talsperre extrem angespannt, da das Wasser der Bever-Talsperre in diesem Sommer nicht zur Verfügung steht. Seit 1994 ist das hypolimnische Sauerstoffdefizit, mit Ausnahme des Trockenjahrs 1996, in dem auch die Abgabe aus der Bever-Talsperre deutlich reduziert war, auf Juli-August beschränkt.

Tabelle 12: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), Daphnia galeata Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Wupper-Talsperre, n Anzahl Messungen Sommer. (Die Zeiträume (1988-92) und (1993-98) ohne die Werte der Jahre 1991 resp. 1996)

Jahr	TP_{Jahr} [µg/L]	CHL_{Jahr} [µg/L]	n	TP_{So} [µg/L]	CHL_{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1988-92	33	11,0	34	22	7,1	- 0,23	?	- 3,0
1993-98	29	12,9	47	22	8,9	- 0,12	0,4	- 3,5
1999-03	26	10,2	35	16	6,3	- 0,18	3,7	- 5,2
1991	45	17,5	9	42	19,0	+ 0,02	?	- 1,5
1996	42	18,7	8	45	21,8	0,00	0,4	- 2,0

Mit dem Aufkommen der Frühjahrsalgenentwicklung sinken die DIP-Konzentrationen ebenso wie die DSi-Konzentrationen unter die Nachweisgrenze. Die Sedimentation der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung (*Aulacoseira*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilaria*, *Asterionella*, *Synedra*, *Diatoma elongatum*), welche vielfach von *Gymnodinium*, *Cryptomonas* und *Planktothrix* durchsetzt ist, führt zunächst zu einer messbaren Abnahme der TP_{So}-Konzentrationen in der trophogenen Zone. Jedoch treten auch Szenarien auf, wie im Jahr 1997, in denen Cryptomonaden die frühjährlichen Kieselalgen ablösen und die TP-Konzentrationen zunächst wieder ansteigen (vgl. Abb.8). In den Jahren 1993-95, z.T. auch 1997, wird das Klarwasserstadium durch eine epilimnische Chlorococcalen-Entwicklung (*Sphaerocystis*, *Oocystis*, *Coelastrum*, *Scenedesmus*; *Staurastrum*), vermischt mit Cryptomonaden, abgelöst. Dabei werden die epilimnischen Algenentwicklungen (Abb.23), wie im Jahr 1995 (*Sphaerocystis*), durch ansteigende TP_{So}-Konzentrationen begleitet (Abb.29).

Es herrscht die Sequenz:

- Kieselalgen - „Klarwasserphase“ (*Daphnia cucullata*) – epilimnische (nichtfressbare) Chlorococcale

Der DOC steigt bis 1995 in den Sommermonaten auf 3,0 mg/L und erreicht in späteren Jahren 2,4 mg/L.

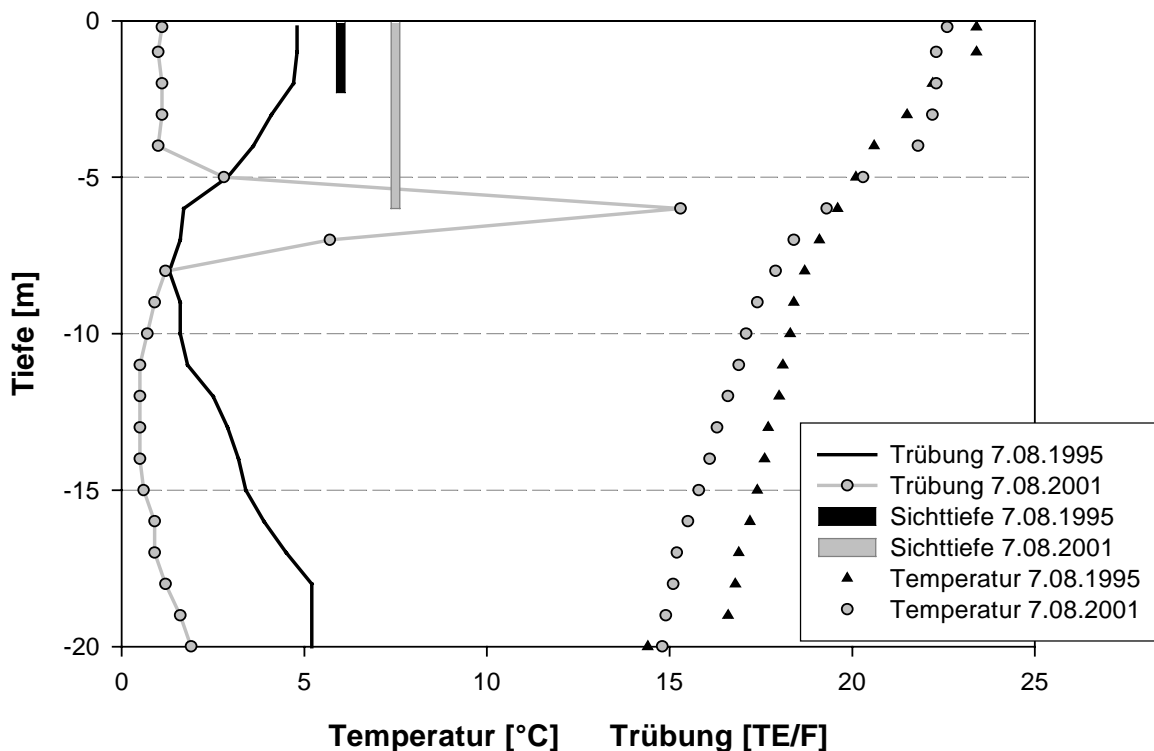


Abb.23: Im Sommer 1995 wird die Sichttiefe in der Wupper-T durch epilimnische Algenentwicklungen ($CHL=13,1 \mu\text{g/L}$) begrenzt, im Sommer 2001 durch die Lage einer metalimnischen Planktothrix-Platte. Die Temperaturgradienten sind in beiden Jahren vergleichbar

Ab 1999 leitet die fröhsommerliche Kieselalgensedimentation eine nachhaltige Absenkung der TP-Konzentrationen ein (Abb.29). Im Sommer gelangen jetzt zunehmend, je nach Witterungsverlauf, metalimnische Algeneinschichtungen, zunächst *Planktothrix-Fragilaria* (1999), dann *Tabellaria* (2000) und in den Jahren 2001 und 2002 *Planktothrix* zur Entwicklung. Dinophyceen (*Peridinium*, *Ceratium*), gelegentlich Chrysophyceen (*Dinobryon*), gewinnen an Bedeutung. Chlorococcale Grünalgen treten zurück. Die Sequenz ist nun geprägt durch

- Kieselalgen – „Klarwasserphase“ (*Daphnia galeata*) – metalimnische Algenentwicklungen (*Planktothrix*) (Abb.23).

Dauer und Ausmaß des Klarwasserstadiums nehmen ab 1999 zu. Die Sichttiefen (Tab.12, Abb.24) steigen gegenüber den Vorjahren an (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Gegenüber dem Zeitraum 1993-1998 sinken die CHL-Konzentrationen in den Jahren 1999-2003 (Mann-Whitney, $p = 0,0429$).

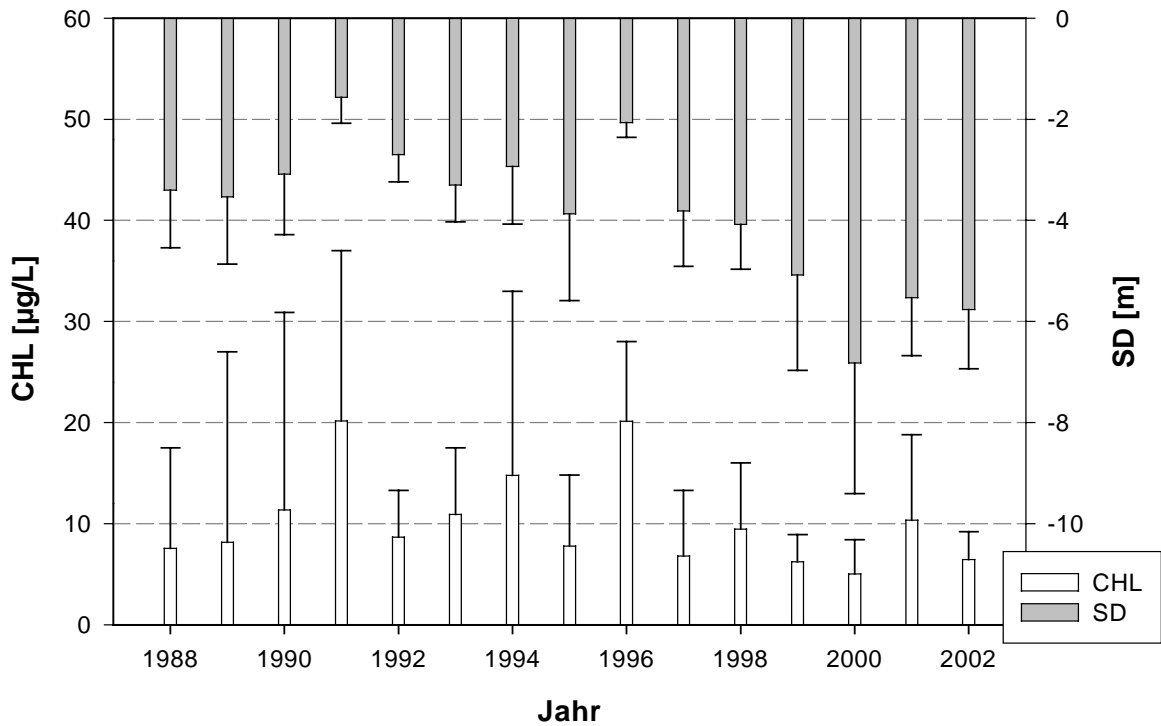


Abb.24: Entwicklung der sommerlichen Sichttiefen und Chlorophyllkonzentrationen (Median, Maxima) in der Wupper-Talsperre

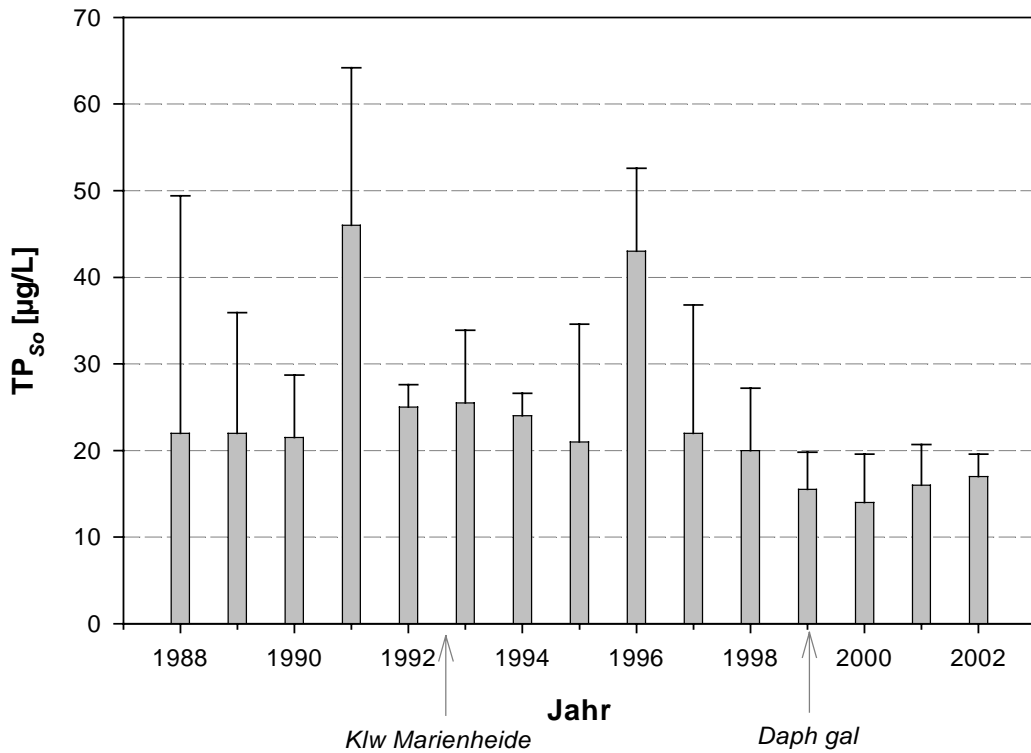


Abb.25: Entwicklung der TP-Konzentrationen (Median, 90-Perzentil) in der trophogenen Zone der Wupper-Talsperre während der Schichtungsperiode

Die sommerlichen CHL-Maxima erreichen nur noch im *Planktothrix*-Jahr 2001 10 µg/L (Abb.24). Das CHL/PP-Verhältnis erfährt keine signifikante Änderung im Betrachtungszeitraum (Mann-Whitney, $p=0,56$) und schwankt im Median zwischen 0,4 - 0,7 mit einem Maximum von 1,0 im *Planktothrix*-Jahr 2001 (Abb.53).

Vor 1999 ist *Daphnia cucullata* die bestimmende Cladocere (Abb.26). Diptomiden (bis 35 Ind/L) sind stets vertreten. *Ceriodaphnia* (bis 2 Ind/L) ist nahezu bedeutungslos während *Diaphanosoma* mit bis zu 15 Ind/L, meist im Herbst, höhere Dichten erreicht. *Eubosmina* erreicht Dichten von bis 30 Ind/L. *Bosmina* durchläuft neben einem Maximum von 1.100 Ind/L im Jahr 1991, kleinere Maxima mit ca. 200 Ind/L in den Jahren 1989, 1993 und 1996. Begleitet werden die *Bosmina* Jahre 1989, 1991 und 1996 von *Cyclops* mit Maxima von 50-100 Ind/L. Die 1999 einsetzende sprunghafte Verschiebung im Artenspektrum der Daphnien von *Daphnia cucullata* hin zu *Daphnia galeata* wird durch das Auftreten von Daphnien in der Fraktion $>780\mu\text{m}$ unterstrichen (Abb.26). *Daphnia parvula* verschwindet nach 1998 aus dem Plankton.

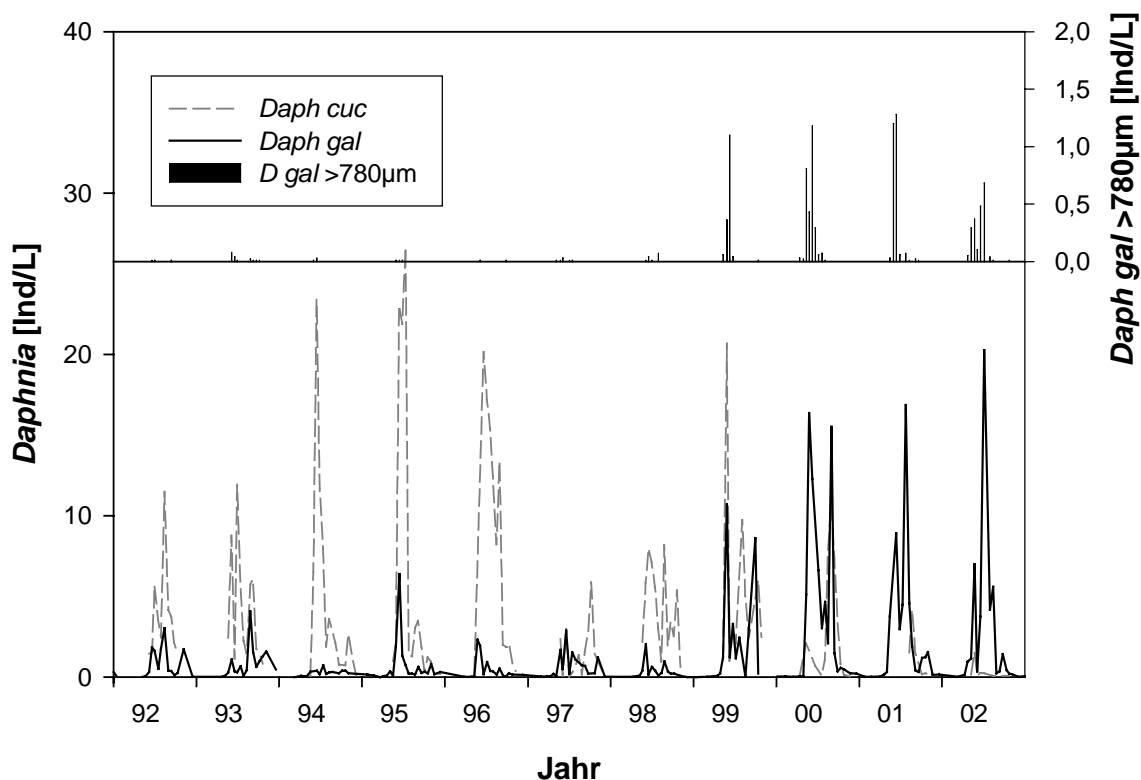


Abb.26: Seit 1999 wird *Daphnia cucullata* in der WupperT von *Daphnia galeata* abgelöst. Dieser Wechsel in der Zooplanktonstruktur wird durch das Auftreten von *Daphnia* in der Fraktion $>780\mu\text{m}$ begleitet

Invertebrate Räuber treten auf, bestimmen aber nur selten das Geschehen. So ist *Chaoborus* gelegentlich in den Netzfängen vertreten. *Asplanchna* (bis 60 Ind/L) tritt ganzjährig auf, während *Leptodora* (bis 0,2 Ind/L) auf die Sommermonate beschränkt ist.

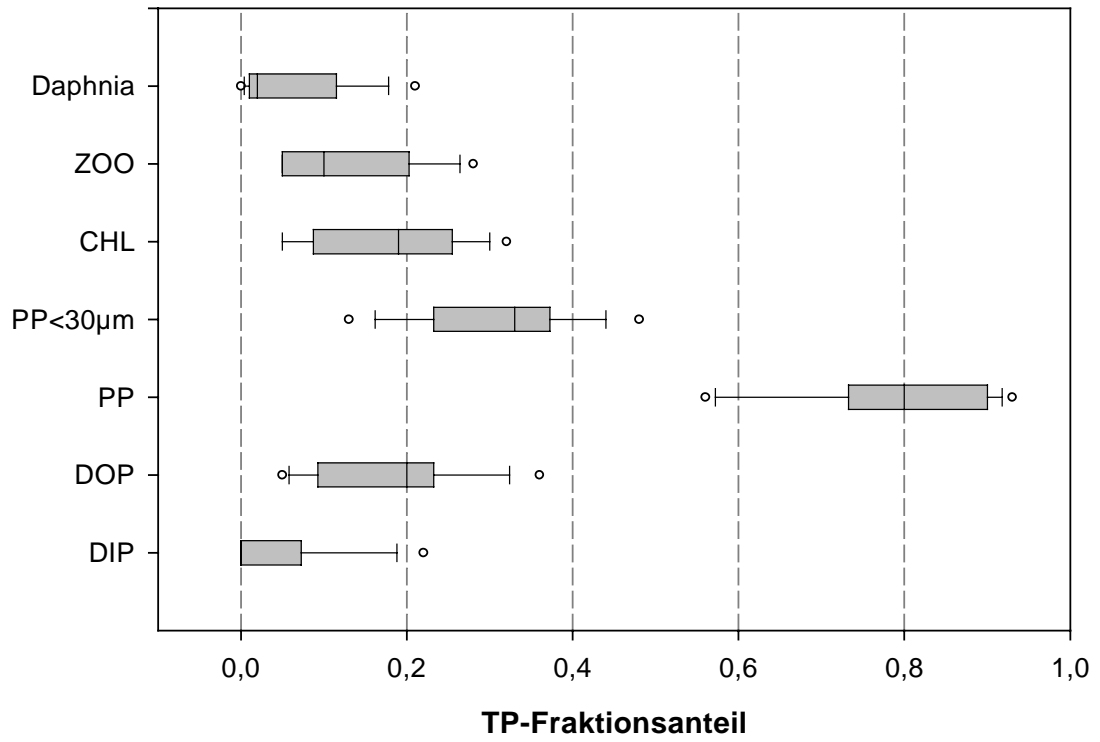


Abb.27: Aufteilung des Phosphors in der Wupper-T im Daphnia cucullata-Jahr 1995, $TP_{So}=22\mu\text{g/L}$

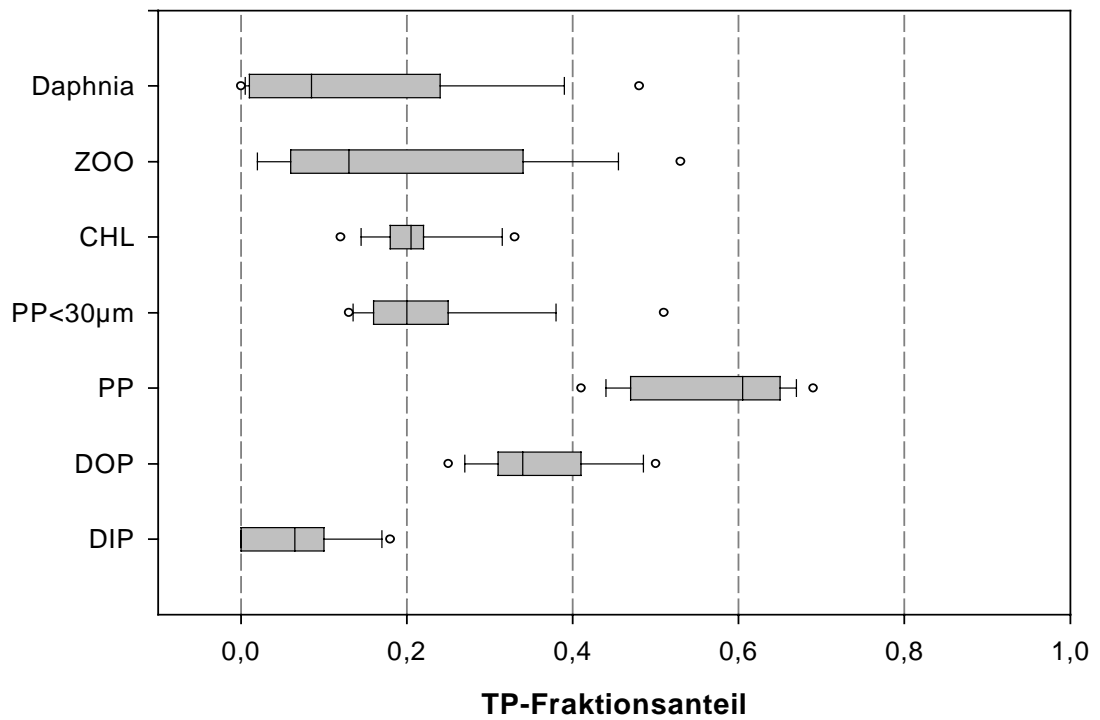


Abb.28: Aufteilung des Phosphors in der Wupper-T im Daphnia galeata-Jahr 2002, $TP_{So}=17\mu\text{g/L}$

Die berechnete mittlere Körperlänge des Zooplanktons liegt vor 1999 bei ca. 0,75 mm, durchläuft im Jahr 1991 mit der Dominanz von *Bosmina* und *Cyclops* ein Minimum von 0,58 mm und steigt mit dem Aufkommen von *Daphnia galeata* ab 1999 auf ca. 0,90-1,00 mm an. Diese Zunahme im Körpergrößenspektrum wird durch keinen Anstieg der Biomassen begleitet, welche bei ZOO-C = 82 µg/L (1993-98) und 98 µg/L (1999-2002) liegen (Mann-Whitney, $p=0,33$). Mit dem Wechsel im Zooplankton steigen die berechneten Filtrieraten von 0,08 d⁻¹ mit $CFR_{max} = 0,25$ d⁻¹ (1993-98) auf 0,12 d⁻¹ mit $CFR_{max} = 0,56$ d⁻¹ (1999-02) an (Mann-Whitney; $p<0,0106$). Das Verhältnis PHYTO-C/ZOO-C bleibt mit 1,6 (1993-98) gegenüber 1,4 (1999-02) unverändert (Mann-Whitney, $p=0,33$).

Mit zunehmender P-Akkumulation durch *Daphnia galeata* ab 1999 (Abb.27-29) sinken die PP<30µm Konzentrationen. Der Abnahme der PP<30µm-Fraktion, berechnet aus den PON<30µm Messungen mit N:P = 20:1, von ca. 6 µg/L am 7.5.2002 auf ca. 2,7 µg/L am 22.5.2002 steht eine Zunahme der *Daphnia*-P Konzentrationen um ca. 4 µg/L gegenüber (Abb.29). Demgegenüber sinken die PP<30µm Konzentrationen mit *Daphnia cucullata* als dominierendem Filtrierer im Jahr 1995 nicht unter 5 µg/L. Dabei verlagert sich der Beginn des Klarwasserstadiums zeitlich vom 12.06.1995 auf den 22.05.2002. Kieselalgensedimentation und *Daphnia*-Entwicklung folgen damit zeitlich enger aufeinander.

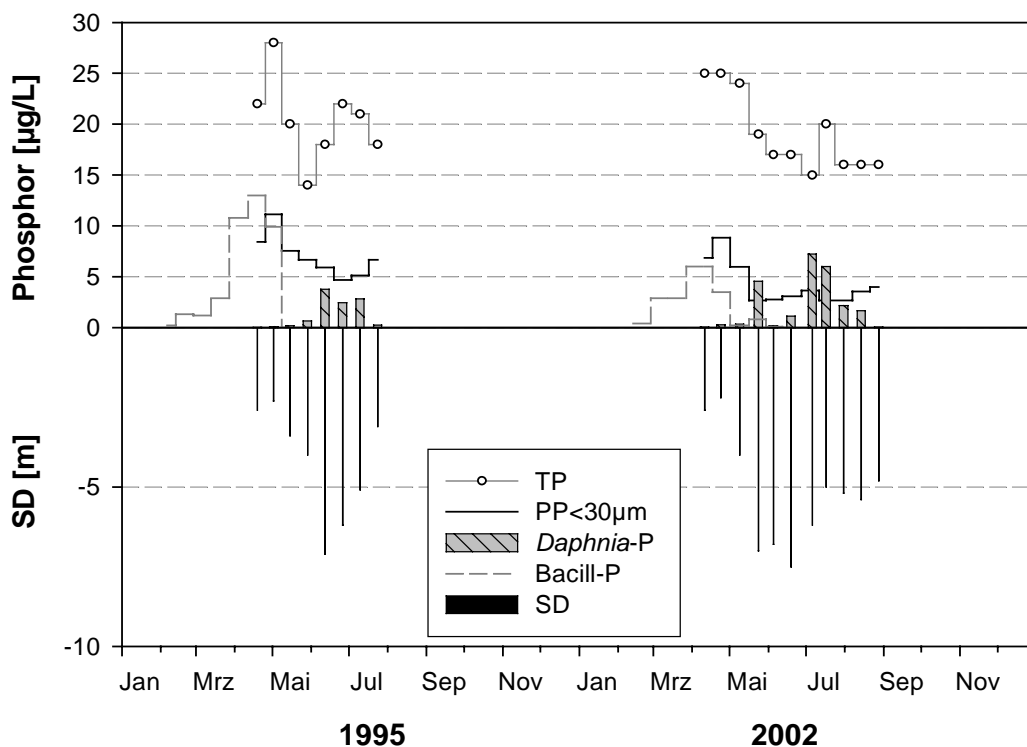


Abb.29: Während die Konzentrationen der PP<30µm Fraktion in der *Daphnia cucullata* Phase im Jahr 1995 nicht unter 5 µg/L sinken, vermag *Daphnia galeata* diese Fraktion in der Wupper-T auf ca. 3 µg/L zu senken (vgl.Abb.27,28), PP<30µm berechnet aus PON<30µm, Bacill Bacillariophyceae C:P=166:1

Eine Erweiterung der vergleichenden Betrachtung in Form einer Gegenüberstellung zeitlich aggregierter Werte der typischen *Daphnia cucullata*-Jahre 1993-95 und der *Daphnia galeata*-Jahre 2000-2002 (Abb.26) bei vergleichbaren steuernden „*Daphnia*“ Dichten und unveränderten externen P-Belastungen, charakterisiert über die TP_{Zirk} -Konzentrationen, offenbart die Reaktion des Systems auf Unterschiede resultierend aus der Qualität der *Daphnia*-Populationen mit Blick auf die Zustandsgrößen P-Verfügbarkeit, CHL-Konzentration und Sichttiefe in der Wupper-Talsperre (Tab.13, Abb.30).

Tab.13: Gegenüberstellung von TP_{Zirk} -Konzentrationen und „*Daphnia*“ Dichten als steuernde Größen der Zielgrößen Sichttiefe, TP_{So} - und CHL-Konzentration in der Wupper-Talsperre während der *Daphnia cucullata* Phase (1993-95) und der *Daphnia galeata* Phase (2000-02); (n=Anzahl der Messungen, * homogene Gruppe, p-Niveau Mann-Whitney)

Jahre	n	TP_{Zirk} [$\mu\text{g/L}$]	<i>Daphnia</i> [Ind/L]	TP_{So} [$\mu\text{g/L}$]	CHL [$\mu\text{g/L}$]	SD [m]
1993-1995	28	*28	*3,9	23	9,5	-3,0
2000-2002	24	*30	*7,2	16	6,4	-5,2
p		0,47	0,27	<0,0001	0,0425	<0,0001

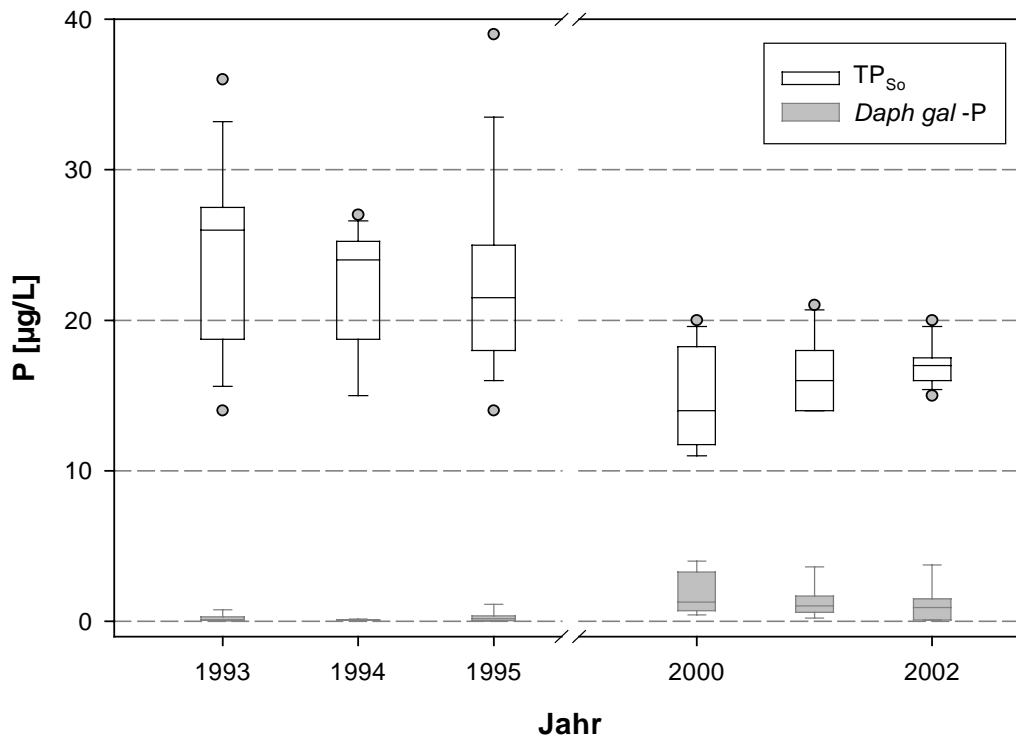


Abb.30: Mit zunehmender P-Akkumulation durch *Daphnia galeata* sinken die sommerlichen TP_{So} -Konzentrationen in der trophogenen Zone der Wupper-T bei gleichen TP_{Zirk} -Konzentrationen (vgl. Abb.9, Tab.13)

Während somit die abwassertechnische Reduktion der P-Belastung (TP_{IN}) im Einzugsgebiet der Lingese-T (Abb.3) ab 1993 zu einer signifikanten Abnahme TP_{Zirk} -Konzentrationen (Kruskal-Wallis, $p=0,0006$) in der Wupper-T führt, verringern sich die TP_{So} -Konzentrationen zunächst nicht (Tab.12, Abb.25). Ab dem Jahr 1999 sinken die sommerlichen Phosphorkonzentrationen in der trophogenen Zone mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* bei unveränderten TP_{Zirk} -Konzentrationen von $TP_{So} = 22 \mu\text{g/L}$ (1993-98) auf $TP_{So} = 16 \mu\text{g/L}$ (Mann-Whitney, $p<0,0001$) (Tab.12, Abb.30). Die *Daphnia*-P Konzentrationen erreichen nun Maxima von $6,5 \mu\text{g/L}$. Im Jahr 2000 berechnet sich die P_{reg} des Zooplanktons mit $5,9 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$ bei einer biomassespezifischen Umsatzrate von $ZOO-P_{UR} = 2,7 \text{ d}^{-1}$. Mit dem Rückgang der TP_{So} -Konzentrationen gegenüber den *Daphnia cucullata*-Jahren sinken die CHL-Konzentrationen bei deutlich steigenden Sichttiefen. Dabei geht das Aufklaren des Wasserkörpers ab 1999 (Tab.12, Abb.24) nicht nur mit einer Neustrukturierung des Größenspektrums im Seston einher (Abb.27-29), sondern auch mit einer Tendenz zur vertikalen Strukturierung des Wasserkörpers (Abb.23). Wie ein Tiefenprofil zeigt, bilden sich am 09.06.2001 erstmals metalimnische Algen- und TP-Maxima von $CHL = 10,2 \mu\text{g/L}$ mit $TP = 20\mu\text{g/L}$ in 9 m Tiefe aus. Die TP-Konzentrationen oberhalb und unterhalb in 2 m resp. 9 m Tiefe liegen mit $TP = 13\mu\text{g/L}$ resp. $16 \mu\text{g/L}$ niedriger als in 9 m Tiefe. Zu diesem Zeitpunkt betragen die mittleren Konzentrationen in der trophogenen Zone $CHL = 8,6 \mu\text{g/L}$ und $TP = 14 \mu\text{g/L}$. Am 7.08.2001 liegt die *Planktothrix*-Platte in 6 m Tiefe. Bis zum 20.08.2001 hat sich das metalimnische Maximum auf $CHL = 27,6 \mu\text{g/L}$ mit $TP = 49 \mu\text{g/L}$ angereichert und in 5 m Tiefe verlagert, um sich anschließend, mit einem Schlechtwettereinbruch, epilimnisch zu verteilen.

Den in den Jahren 1999-2002 berechneten C:P-Verhältnissen des Gesamtsestons von C:P = (250-275) : 1 stehen gemessene Werte von 215:1 (2003) gegenüber. Für die Fraktion $<30\mu\text{m}$ berechnet sich aus den im Sommer 2002 mit $PON_{<30\mu\text{m}} = 25-30 \mu\text{g/L}$ und $PP_{<30\mu\text{m}} = 3-5 \mu\text{g/L}$ gemessenen Konzentrationen ein N:P-Verhältnis von 19:1. Im Sommer 2003 ergeben sich im Median $POC_{<30\mu\text{m}} = 0,25 \text{ mg/L}$ bei Minima von $0,12 \text{ mg/L}$ und C:P $<30\mu\text{m} = 122 : 1$ mit Maxima von 188. Demgegenüber lag das Verhältnis im Gesamtsestons bei C:P = 215 : 1 im Median mit Maxima von 280 : 1.

Abweichend von dem oben beschriebenen Muster der Saisonalität stellen sich die Prozesse und Zustände in den Trockenjahren 1991 und 1996 mit einer deutlich verringerten Wassertiefe von ca. 20 m im April gegenüber 30 m bei Vollstau dar. Ein Klarwasserstadium fehlt in beiden Jahren ebenso, wie eine Abnahme der TP_{So} - gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen. Die sommerlichen Algen- und Phosphorkonzentrationen durchlaufen ein Maximum (Tab.12, Abb.24,25). Das Phytoplankton ist durch Cryptomonaden und Cyanophyceen (*Aphanizomenon*, *Planktothrix*) (1991), sowie ausschließlich durch Cryptomonaden im Jahr 1996, geprägt. Der DOC steigt auf $3,6 \text{ mg/L}$ (1991) resp. $3,1 \text{ mg/L}$ (1996). Die Gesamtbioasse des Zooplanktons durchläuft in den Jahren 1991 und

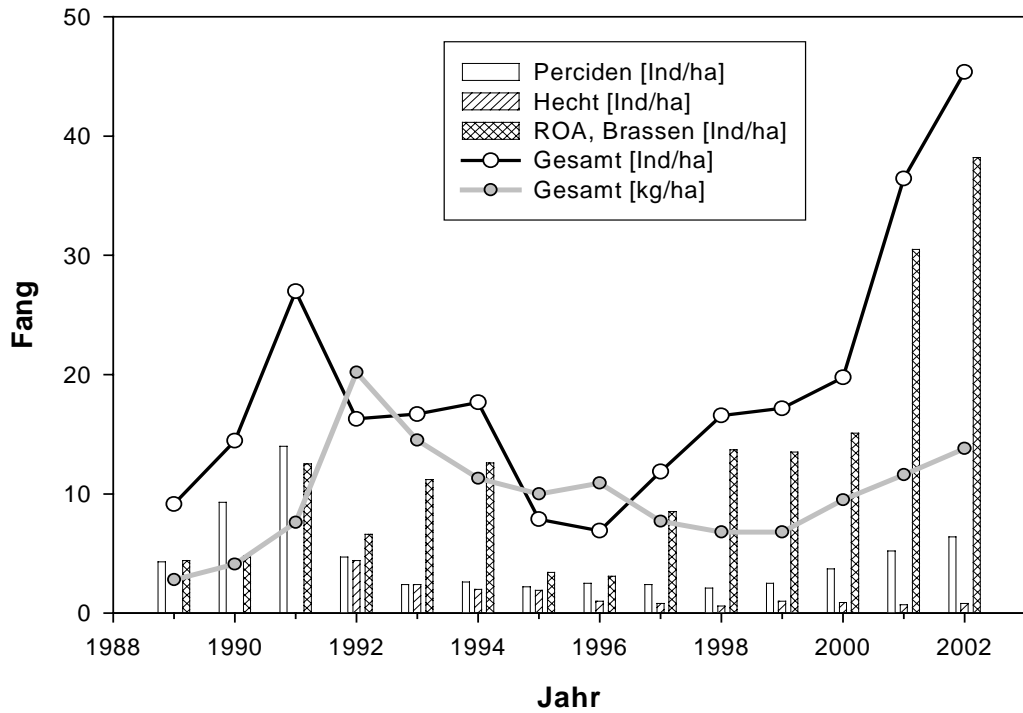


Abb.31: Entwicklung der Fangergebnisse der Angelfischerei in der Wupper-Talsperre. Ab 1992 ist Raubfischangelei erlaubt!

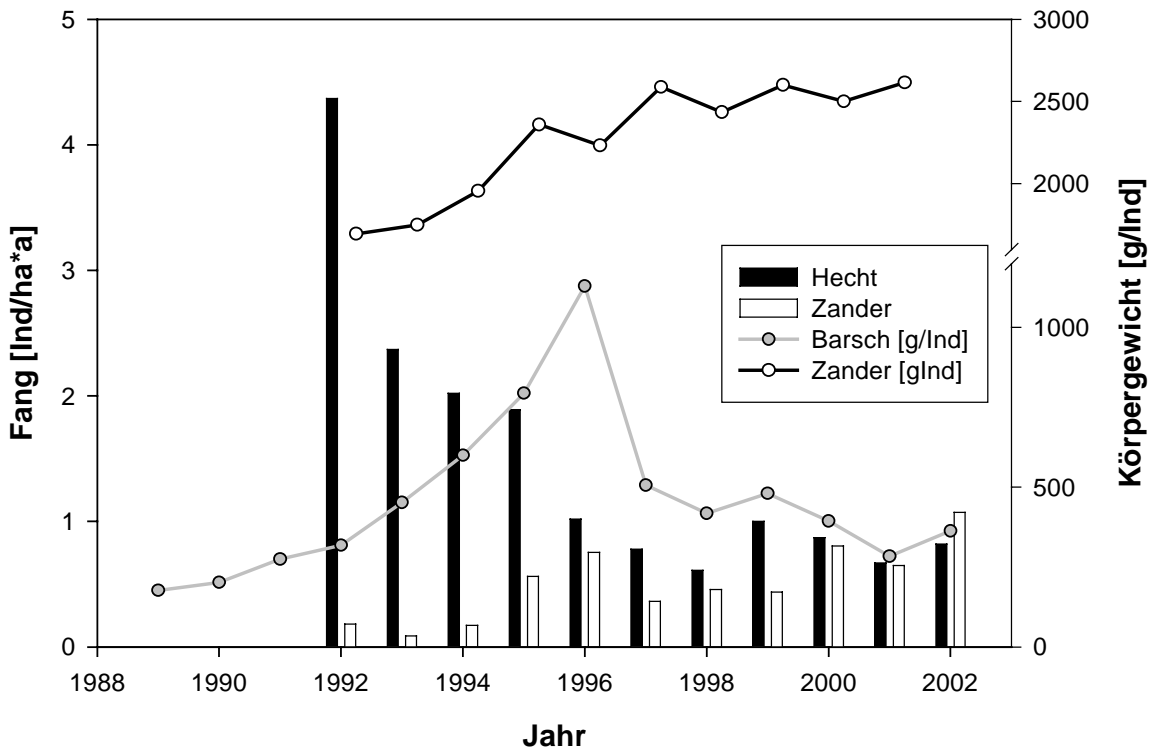


Abb.32: Entwicklung der Fangergebnisse der Angelfischerei von Hecht und Zander und des mittleren Körpergewichts der gefangenen Barse und Zander in der Wupper-Talsperre

1996 mit ZOO-C = 208 µg/L resp. 197 µg/L Maxima, welche im Jahr 1991 auf *Bosmina* (bis 1.100 Ind/L) und *Cyclops* (bis 130 Ind/L) rückführbar sind, während im Jahr 1996 *Daphnia cucullata* dominiert.

Makrozoobenthosaufsammlungen im Litoral weisen Asseln und Chironomiden im Juli 2000 mit 250-400 Ind/m² für die Fraktion >1 mm und 500 – 1.300 Ind/m² für die Fraktion 0,5-1,0 mm als prägend aus. Eine Profundalaufsammlung zeigt einen Bestand von 1,4 g f.w./m² mit Chironomiden der *plumosus*- und *thummi*-Gruppe neben Tubificiden.

Die Fangergebnisse (ROA, Barsche) steigen zunächst bis 1991 an und durchlaufen in den Jahren 1995-96 ein Minimum (Abb.31). Parallel hierzu sinken die mittleren Körpergewichte der geangelten ROA bis 1991, um in den Jahren 1995-96 ein kleines Maximum zu erreichen, bevor sich die mittleren individuellen Körpergewichte nachfolgend auf einem geringen Niveau bei stark steigenden Fängen stabilisieren (Abb.33). Mit Eröffnung der Raubfischentnahme im Jahr 1992 durchlaufen die Hechtfänge zunächst ein Maximum, bevor sie sich in den Folgejahren auf einem stabilen Niveau einpendeln (Abb.31,32). Der überdurchschnittliche Hechtfang des Jahres 1992 zeichnet für das Maximum im Gesamtfang mit Blick auf die Biomasse verantwortlich. Das durchschnittliche Körpergewicht der geangelten Hechte nimmt kontinuierlich von 2.500 g/Ind im Jahr 1992 auf bis zu 4.300 g/Ind ab dem Jahr 2000 zu.

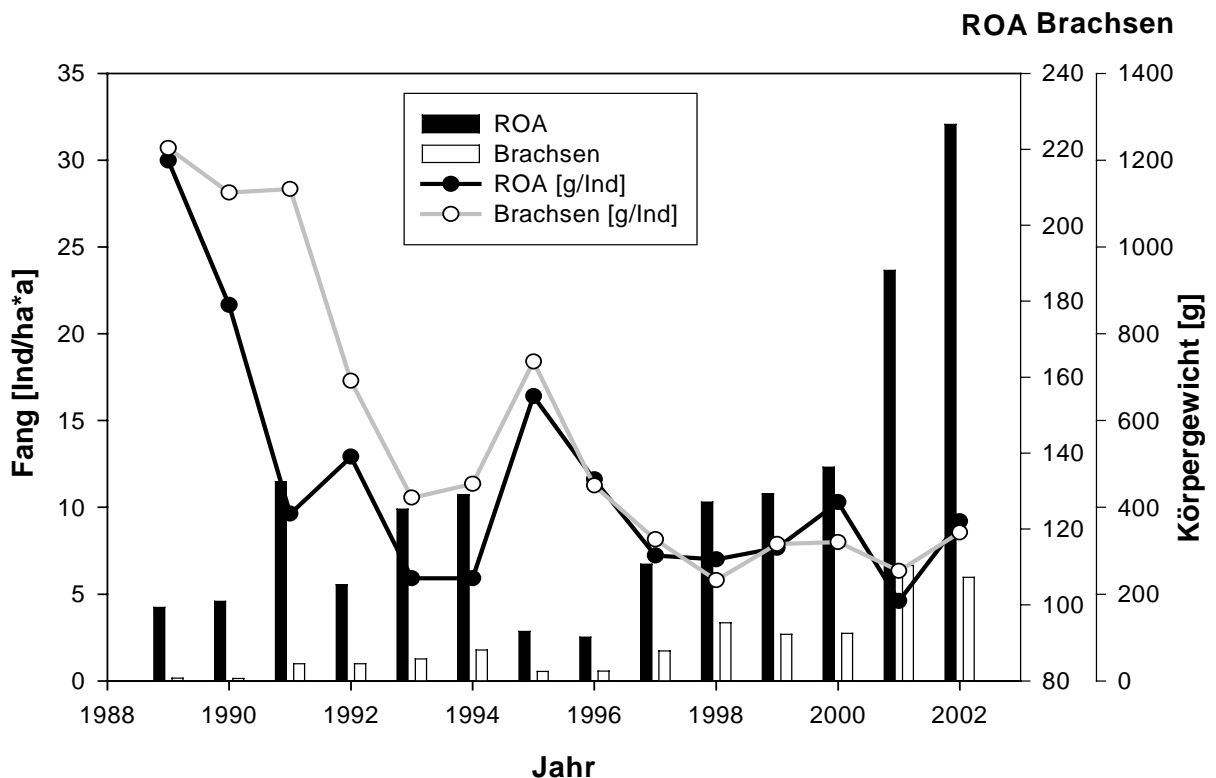


Abb.33: Entwicklung der Fangergebnisse der Angelfischerei von Rotaugen und Brachsen sowie deren mittleres Körpergewicht in der Wupper-Talsperre

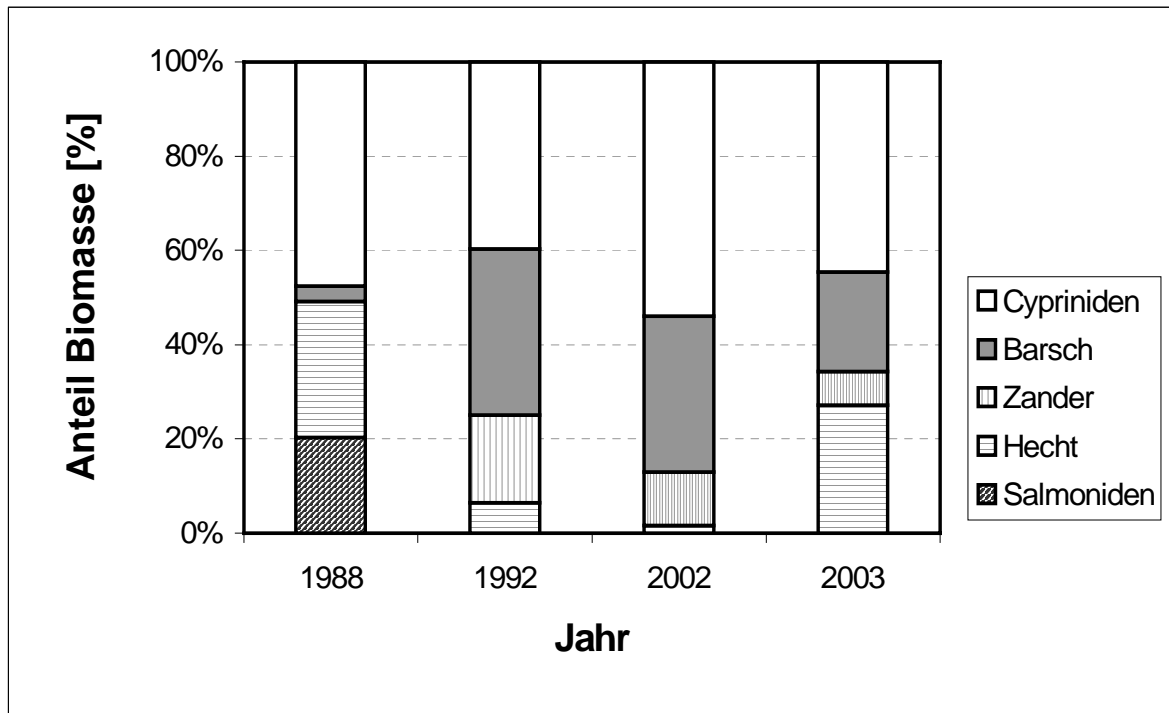


Abb.34: Ergebnisse der Stellnetzbefischungen in der Wupper-Talsperre

Die Zanderfänge stabilisieren sich ab 1995-96, wobei die durchschnittlichen Körpergewichte kontinuierlich von 1.700 g/Ind (1992) auf ca. 2.500 g/Ind ab 1997 ansteigen (Abb.32). Die mittleren Körpergewichte der geangelten Barsche steigen von ca. 200 g/Ind im Jahr 1988 kontinuierlich auf 1.130 g/Ind im Jahr 1996 an (Abb.32), um sich nachfolgend bei ca. 400 g/Ind zu stabilisieren.

Eine erste Stellnetzbefischung aus dem Jahr 1988 (Abb.34) weist bei geringer Bestandsdichte neben Fischen der eingestauten Äschenregion (Bachforelle, Äsche, Döbel) bereits Arten eines Cyprindengewässers (ROA, Hecht) auf, welche vermutlich aus der Vorsperre eingewandert sind. Der relative Anteil der piscivoren Fische liegt in einem Bereich von ca. 50 % der Biomasse. Die Barsche stellen seit 1992 hohe Anteile an der piscivoren Biomasse in den Stellnetzfangen. Deren Körpergewicht lag in den Stellnetzfangen des Jahres 2003 zwischen 195 - 600 g/Ind bei einer Länge von 20-34 cm, erreichte in den Stellnetzfangen des Jahres 1992 aber bereits 120-1.350 g/Ind bei 21-43 cm. Das individuelle Körpergewicht der ROA in den pelagischen Netzfängen lag im Jahr 2003 mit 180-270 g/Ind und L=18-30 cm über jenem der überwiegend vom Ufer aus geangelten ROA. Gegenüber den Stellnetzfangen des Jahres 1992 mit 305-725 g/Ind und 28-35 cm Körperlänge war deren Körpergewicht geringer. Dabei steigt der normierte Fang von 0,5 Ind/h resp. 0,3 kg/h (1988) über 1 kg/h (1992) auf ca. 2,5 kg/h resp. (= 9 Ind/h) in den Jahren 2002 und 2003 an.

Eine im August 2003 durchgeführte Untersuchung der Fischbestände mit Methoden der Stellnetz- und Elektrofischung, kombiniert mit Hydroakustik bei geringem Füllstand (Trockenjahr) und hohen Wassertemperaturen unterstreicht diese Ergebnisse (Werner, 2003). Insgesamt ist der Fischbestand von selbst reproduzierenden Arten getragen. 60% der Gesamtfischbiomasse entfallen

auf potenziell planktivore Fische, vornehmlich ROA und (0+)- Barsche, 40% auf Raubfische, vornehmlich Barsche, begleitend Zander. Bei den Barschen dominiert die AG 0+ mit ca. 70%, gefolgt von der AG 1+ mit ca. 25%. Bei den ROA dominieren die AG 1+ und AG 2+ mit einer Körperlänge von 180 mm. Im Uferbereich nimmt der Kaulbarsch eine Schlüsselposition ein, gefolgt von Hecht und Aal. Magenanalysen ergaben *Leptodora* als Hauptnahrung planktivorer (1+)- Barsche. Die piscivoren Perciden ernähren sich überwiegend kannibalisch von (0+)- Barschen.

Dabei zeigt sich ein Längsgradient des Fischbestandes mit steigendem Cyprinidenanteil im Stauwurzelbereich. Sobald sich die thermische Schichtung in Richtung Stauwurzel auflöst, verschwindet *Daphnia galeata* aus dem Zooplankton, welches nun von *Daphnia cucullata* und *Eubosmina* beherrscht wird. Im Tiefenprofil konzentriert sich *Daphnia galeata* während der Untersuchungen ganztägig in ca. 5 m Tiefe bei nur ca. 2 mg/L Sauerstoff kurz oberhalb eines metalimnischen Sauerstofflochs in 6-7 m Tiefe, während *Daphnia cucullata* und *Eubosmina* das Epilimnion beherrschen, wo sich *Microcystis* angesammelt hat.

Diskussion. Die Entwicklung der Fischbestände - hohe Hechtbestände, welche mit Freigabe der Raubfischangeln zunächst ein Maximum bei den Fängen ergeben, sowie starke Barschaufkommen in den ersten Jahren, welche späterhin durch einen ansteigenden Cyprinidenbestand abgelöst werden, sind typisch für die Entwicklung der Fischbestände in eutrophen Talsperren (Seda et al., 1997, Benndorf et al., 1991, Vostradovsky et al., 1989, Kubecka, 1989). Der nach wie vor hohe sich ausgesprochen kannibalisch ernährende Barschbestand in der Wupper-Talsperre hingegen kann als ungewöhnlich für ein eutrophes Gewässer (Persson et al., 1999) und als Zeichen biomanipulatorischer Eingriffe gewertet werden (Benndorf et al., 1991; Vostradovsky et al., 1989). Der Aufbau einer gut strukturierten Zanderpopulation in Verbindung mit dem starken piscivoren Barschbestand der Talsperre sollte zu einer Verdrängung kleinerer ROA aus dem Pelagial in die Ufer- und den Stauwurzelbereich führen, wo die thermische Struktur fehlt (Braband et al., 1994, Hölker et al., 2002). Diese Raumaufteilung der Fischbestände im Wasserkörper der Wupper-Talsperre wird durch die Ergebnisse der Zooplanktonuntersuchungen im Längsgradienten reflektiert. Vermutlich spiegelt auch die Vertikalverteilung des Zooplanktons im August 2003 die Vertikalstruktur der pelagischen Fischbestände. Die mit dem Habitatwechsel der ROA als Antwort auf ein steigendes Prädationsrisiko verbundene Umstellung in der Ressourcennutzung von Zooplankton zu energetisch geringwertigem Detritus- und Pflanzenmaterial in Verbindung mit steigender intra- und interspezifischer Konkurrenz sollte zu einem schlechteren Wachstum der Cypriniden führen (Hölker et al., 2002). Hingegen entlastet die Verdrängung kleiner ROA aus dem Pelagial die planktivoren Barsche von interspezifischer Konkurrenz und führt, wie die Ergebnisse zeigen, zur Stabilisierung einer Barschpopulation auf hohem Niveau bei nahezu eutrophen Verhältnissen. Die Verdrängung kleinerer ROA aus dem Pelagial basierend auf einem indirekten Effekt vermag zwanglos den Anstieg der überwiegend vom Ufer aus geangelten ROA (Nilsson,

2001) bei zunächst sinkenden, dann geringen mittleren Körpergrößen zu erklären. Dieser Trend der Abnahme der mittleren individuellen Körpergrößen wird durch die Ergebnisse der pelagischen Stellnetzfänge zwischen 1992 und 2003 bestätigt. Direkte, den ROA-Bestand reduzierende Effekte, sollten demgegenüber zu einer Zunahme der mittleren Körpergröße bei abnehmenden Fangerträgen führen. So erklären verhaltensinduzierte indirekte Effekte, hervorgerufen durch einen gut strukturierten und sich kannibalisch regulierenden Percidenbestand zwanglos (Braband et al. 1994; Nilsson, 2001; Hölker et al., 2002; Skov et al., 2002, Nilsson, 2001), dass es, trotz steigender ROA-Fänge (und Individuendichten?), zu einer Verringerung der Planktivorie kommt. Das Auftreten von Barschgiganten in den 92er Stellnetzfängen mag Ausdruck einer bimodalen Populationsstruktur mit mangelnder Kontrolle der AG 0+ Barsche durch piscivore Barsche sein (Persson et al., 2003). Entsprechend könnte das *Bosmina*-Jahr 1991 Folge eines starken (0+)-Jahrgangs sein. Der Zusammenbruch der ungewöhnlich hohen mittleren Körpergrößen der geangelten Barsche im Jahr 1997 könnte den Zusammenbruch der „Giganten“ und den Übergang zu einer Populationsstruktur reflektieren, welche es den piscivoren Barschen nun gestattet, die AG 0+ zu kontrollieren (Persson et al., 2003). Entsprechend fehlen die Barschgiganten in den Stellnetzfängen des Jahres 2003.

Die Verdrängung der kleineren *Daphnia cucullata* durch die größere *Daphnia galeata* führt zu einer sprunghaften Verbesserung der Gewässergüte. Dieser „switch“ im Systemverhalten steht im Einklang mit der These einer kritischen Schwelle der Planktivorie (Scheffer et al., 2000, Gliwicz, 2002), welche zu unterschreiten ist. Besonders deutlich wird der Unterschied in der Gewässergüte hervorgerufen durch den „switch“ bei einer vergleichenden Gegenüberstellung der typischen *Daphnia cucullata*-Jahre 1993-95 und der *Daphnia galeata* Periode der Jahre 2000-2002 (Tab.13). Die erhöhte Filtrierleistung der *Daphnia galeata* Population ab 1999 verursacht ein Aufklaren des Gewässers mit einer vermehrten P-Akkumulation in der *Daphnia*-Biomasse zu Lasten der PP<30 µm Fraktion. Zeitgleich mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* erhöht sich die P-Exportrate und bewirkt eine Abnahme der TP_{so}-Konzentrationen (Tab.13). Das parallele Auftreten metalimnischer Algenentwicklungen mit nichtfressbaren Algen (*Planktothrix*, vgl. Neye-T, Bever-T), welche auf ein verbessertes Lichtangebot angewiesen und durch erhöhte epilimnische P-Exporte begünstigt sind (Pilati et al., 2003), stützt diese Überlegung. Die Lage dieser Algenplatten bestimmt, wie in vielen mesotrophen Talsperren, die Höhe der Sichttiefe.

Insgesamt handelt es sich mit dem „switch“ ab 1999 um mehr als eine graduelle Änderung im Bild der Gewässergüte, haben doch indirekt wirkende systeminterne Kräfte und Mechanismen eine sprunghafte und grundlegende Umstrukturierung im Stoffhaushalt des Gewässers bewirkt. Dabei erweisen kannibalisch sich ernährende Perciden (Nilsson, 2001, Hölker et al., 2002, Person et al., 2003) und *Daphnia galeata* als Schlüsselorganismen und indirekte Effekte als Schlüsselprozesse (Benndorf et al., 2002). Die Wirksamkeit direkter Kräfte beschränkt sich auf die Reduktion der

Sestonfraktion < 30 µm. Die CHL-Konzentrationen sinken in Kombination mit indirekten Effekten, welche auf die Ressourcenbasis rückkoppeln und die P-Verfügbarkeit für ein epilimnisches Algenwachstum verringern. Die Bedeutung indirekter Effekte für das Geschehen in der Wupper-T wird aus den parallel zur Regressions-Linie verlaufenden Punkten im TP_{So} - CHL Diagramm gegenüber dem TP_{Zirk} - CHL Diagramm gestützt (Abb.60,62). Die vergleichsweise moderate Reaktion der CHL-Konzentrationen mag ihre Ursachen darin haben, dass hier, im Vergleich zu anderen Studien (Carpenter et al., 1993), die CHL-Konzentrationen der trophogenen Zone und nicht des Epilimnions zur Bewertung herangezogen wurden. Zudem vermögen die sich entwickelnden nichtfressbaren Algen auch bei geringen P-Konzentrationen aufgrund der hohen Variabilität der Körperstöchiometrie hohe Biomassen aufzubauen, wie die zeitgleich bei hohen grazing-Raten auftretenden Maxima der CHL/PP-Verhältnisse zeigen. Letztlich stehen die Ergebnisse im Widerspruch zur *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985) und stützen die an der Bedeutung indirekter Effekte für die Chlorophyllabsenkung orientierte BESP (Benndorf, 1987).

In diesem Punkt, der Wirkungsentfaltung indirekter Effekte, liegt ein wesentlicher Unterschied zu den enttäuschenden Ergebnissen der in vielen Randbedingungen mit der Wupper-Talsperre durchaus vergleichbaren Rimov-Talsperre (Kubecka & Seda, 1997), in der es zu keiner P-Absenkung kam. Dort gelang es nicht, den Raubfischbestand entsprechend zu entwickeln und die Wirkungsentfaltung systeminnerer Kräfte in Gang zu setzen.

In den Trockenjahren der *Daphnia cucullata* Phase „springt“ die Gewässergüte der Sperre bei reduzierten Füllständen aufgrund einer Umkehr in der P-Bilanz in den eutrophen Bereich (Tab.12, Abb.60). Dabei gelangen neben der durch die geringere Tiefe in Verbindung mit einer reduzierten thermischen Stabilität der Wassersäule begünstigten physikalisch vermittelten Einmischung hypolimnischer P-Anreicherungen vertikal migrierende Cryptomonaden zur Dominanz (Abb.58). Ob und in welchem Umfang diese durch die DVM zu den hohen sommerlichen TP-Konzentrationen beitragen (Salonen et al., 1983) und die Wirkung der frühjährlichen Kieselagen-P-Pumpe bei fehlenden *Daphnia*-Entwicklungen durch biogen vermittelte Transportprozesse für die Sommer-P-Bilanz kompensieren, kann derzeit ebensowenig entschieden werden, wie die Frage, ob diese Effekte der verringerten Tiefe in einer *Daphnia galeata* Phase ebenso auftreten oder ob die hiermit verbundene Erhöhung der P-Sedimentationsrate eine negative P-Bilanz zu erhalten vermag.

3.6. Bever Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Die Talsperre ist Endglied des Bever-Blocks, bestehend aus Schevelinger-, Neye- und Bever-Talsperre (Abb.3). Damit nimmt die Bever-Talsperre in den Wintermonaten neben den Zuläufen aus ihrem natürlichen Einzugsgebiet zusätzlich überlaufendes Wasser aus den oberhalb liegenden Talsperren des Bever-Blocks auf, welche das natürliche Einzugsgebiet der Bever-Talsperre erweitern. Die thermische Struktur ist ausgesprochen stabil. P-Einmischungen durch metalimnisch sich einschichtende Sommerhochwässer sind unbekannt. Aufgrund bautechnischer Sanierungsarbeiten ist die Talsperre 1993 nur teilgefüllt. Im Trockenjahr 1996 bleibt die maximale Tiefe im April mit ca. 20 m gegenüber 30 m bei Vollstau deutlich niedriger als in Normaljahren. Die externe P-Belastung kann im Untersuchungszeitraum als unverändert eingestuft werden, da im Einzugsgebiet keine nennenswerten Veränderungen erfolgten. Aufgrund der vielen Zuläufe und Überleitungen aus dem Bever-Block ist diese Größe jedoch nur annähernd zu quantifizieren.

Im Jahr 1992 erfolgte der Einstieg in eine Umstellung der fischereilichen Besitzmaßnahmen durch den Wupperverband. Dabei wurde der Weißfischbesatz in Verbindung mit fangfähigen Regenbogenforellen und Hechten abgelöst durch Hecht- und Zanderbesatz, seit 1999 durch Seeforellenbesatz (Tab.14). Jährlich werden ca. 225 Jahres- und 700 Tagesscheine ausgegeben. In Verbindung mit dem Besatz von Seeforellen wurde zunächst mit den Jahresschein-Inhabern eine Zurückhaltung bei der Befischung dieser Tiere vereinbart.

Tab.14: Besatz Bever-Talsperre

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1989	Hecht	500		500 - 1.000
	Karpfen	400		1.000 - 2.000
	Schleien	500	20-25	
	ROA	2.500	> 20	
	Aalbrut	20.000		
1991	Regenbogenforellen	600		1.000 - 2.000
	Karpfen	600		1.000 - 2.000
	Schleien	1.000	20-25	
	Aalbrut	20.000		
1992	Regenbogenforellen	300		1.000 - 2.000
	Hecht	800		500 - 1.000
	Zander	500	25-30	
	Aalbrut	20.000		
1993	Regenbogenforellen	300		500 - 1.000
	Hecht	1.000	20 - 30	
	Zander	500	20 - 30	
	Karpfen	600	30	

1994	Bachforellen	5.000	15-18	
	Hecht	10.000	3-7	
	Hecht	1.000	20-30	
	Zander	600	22-25	
1995	Hecht	15.000	3-7	
	Zander	500	25-30	
	Satzaal	10.000		
ab	Hecht	10.000 / a	3-7	
1996	Zander	250 / a	25-30	
1998	Hecht	8.000	3-7	
	Zander	2.000	15-18	
	Zander	250	25-30	
ab	Seeforellen	2.500 / a	10-15	
1999	Seeforellen	2.500 / a	20-25	
	Zander	2.000 / a	15-18	
ab	Seeforellen	1.000 / a	25-30	
2001	Zander	2.000 / a	12-15	

Im Stauwurzelbereich entwickeln sich ausgedehnte Bestände submerser Makrophyten, welche von *Polygonum amphibium* dominiert werden.

Ergebnisse. Die Bever-Talsperre wurde in den Jahren 1991-1992 (Phase 1), 1996, 1997-1998 (Phase 2) und 2000-2002 (Phase 3) untersucht. Der Median der winterlichen TP-Zulaufkonzentrationen aus dem natürlichen Einzugsgebiet liegt bei

$TP_{IN} = 45 \text{ mg/m}^3$, entsprechend $0,5 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{a}$

und kann für den Betrachtungsraum als unverändert eingestuft werden. In Verbindung mit den winterlichen Überleitungen aus den anderen Talsperren des Bever-Blocks stellen sich TP-Zirkulationskonzentrationen von

Phase 1 (1991-1992) $TP_{Zirk} = 16 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=6)

Trockenjahr (1996) $TP_{Zirk} = 22 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=4)

Phase 2 (1997-1998) $TP_{Zirk} = 14 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=7)

Phase 3 (2000-2002) $TP_{Zirk} = 13 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=11)

ein, welche sich, mit Ausnahme von 1996, nicht unterscheiden (Kruskal-Wallis, $p=0,17$). Hieraus resultieren TP-Sommerkonzentrationen (Abb.35) von

Phase 1 (1991-92) $TP_{So} = 12 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=12)

Trockenjahr (1996) $TP_{So} = 18 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=9)

Phase 2 (1997-98) $TP_{So} = 11 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=16)

Phase 3 (2000-02) $TP_{So} = 12 \text{ } \mu\text{g/L}$ (n=24)

welche sich, ebenfalls mit Ausnahme von 1996, nicht unterscheiden (Kruskal-Wallis, $p=0,50$). Das N:P-Verhältnis liegt im Median bei DIN:TP = 250 und durchläuft im Sommer ein Minimum von 130.

Tabelle 15: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), Daphnia galeata Dichte (D gal) und Sichttiefe (SD) in der Bever-Talsperre, n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	D gal [Ind/L]	SD [m]
1991-92	18	9,0	15	12	5,8	-0,05	0,0	-4,2
1996	19	7,6	9	18	6,8	-0,05	0,0	-3,5
1997-98	14	10,5	17	11	7,2	-0,04	0,1	-5,2
2000-02	12	7,9	26	12	6,3	-0,01	1,8	-5,9

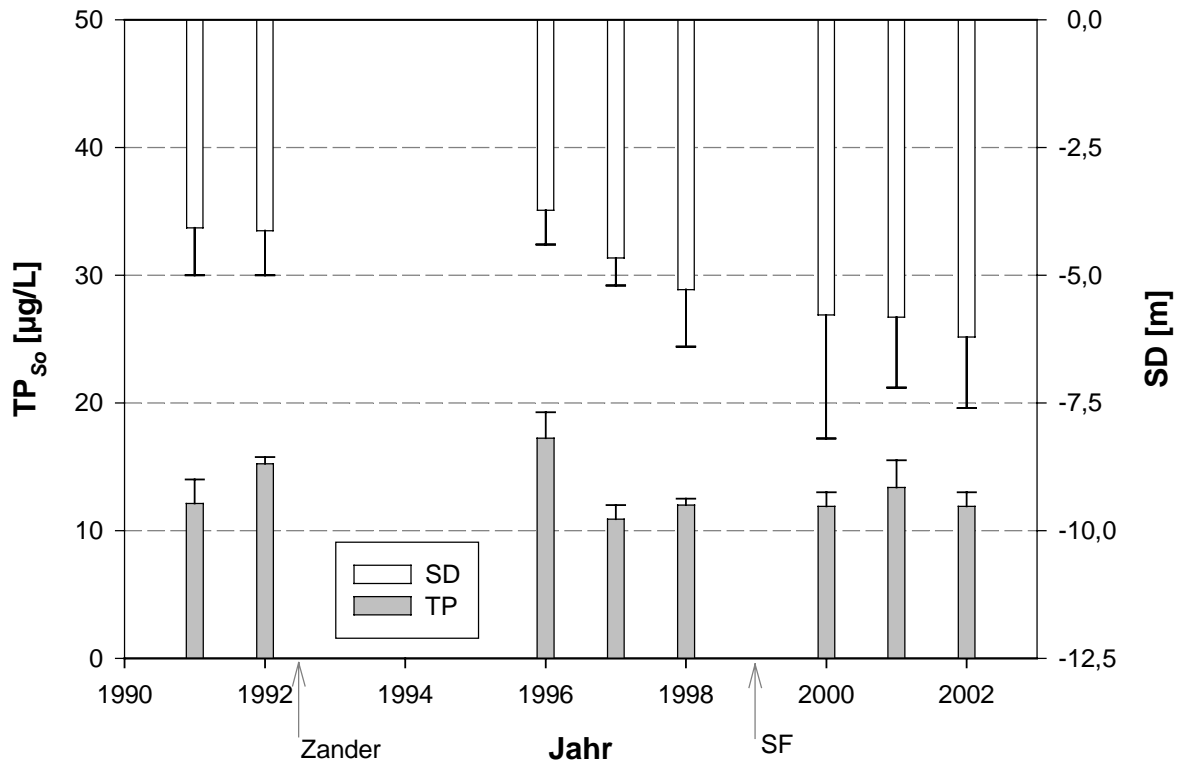


Abb.35: Entwicklung von Sichttiefen und Gesamtphosphor (Median, Maximum) in der Bever-Talsperre. (Seit Herbst 1992(Pfeil) erfolgt Zanderbesatz, seit Herbst 1999 (Pfeil) Seeforellenbesatz.)

Die frühjährliche Kieselalgenentwicklung (*Asterionella*, *Aulacoseira*, *Synedra*) ist vielfach stark von *Aphanocapsa*, *Planktothrix*, *Gymnodinium*, *Dinobryon* und Cryptomonaden durchsetzt. Die Algenentwicklung beginnt oftmals mit der Herbstzirkulation und dauert den Winter hindurch bis zum Einsetzen der thermischen Schichtung im darauf folgenden Frühjahr an. So gelangen im Winter 1998

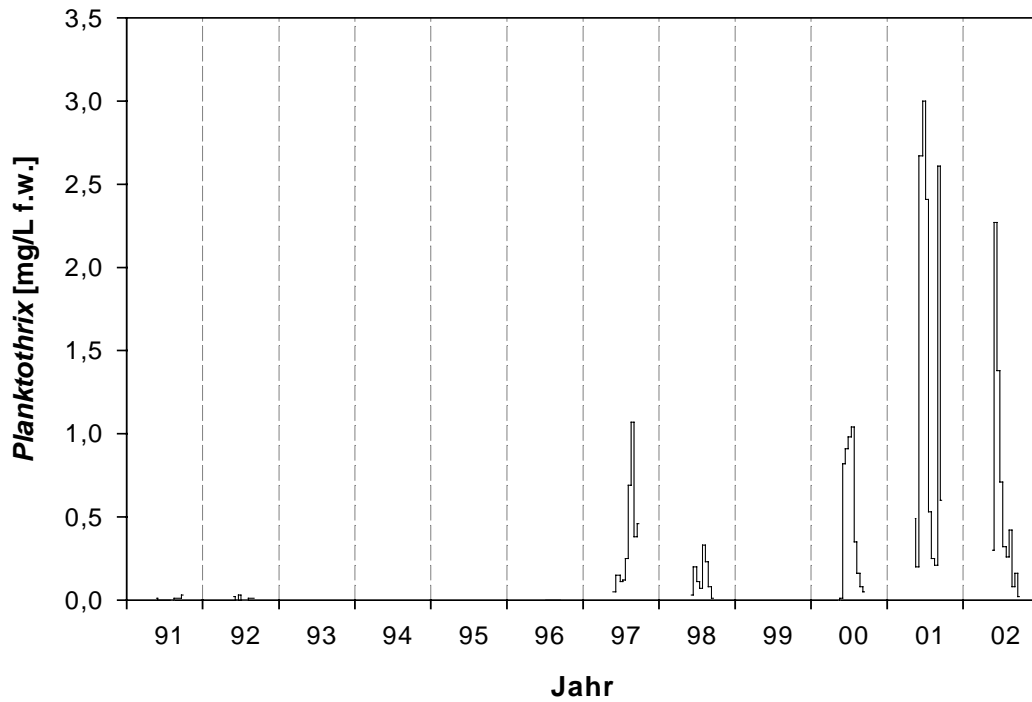


Abb.36: Mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* ab dem Jahr 2000 (Abb.39) gewinnt Planktothrix in den Sommermonaten an Bedeutung (nur die Populationsdichten im Zeitraum Mai-September sind berücksichtigt!) und die Bever-Talsperre klart auf (Abb.35,37)

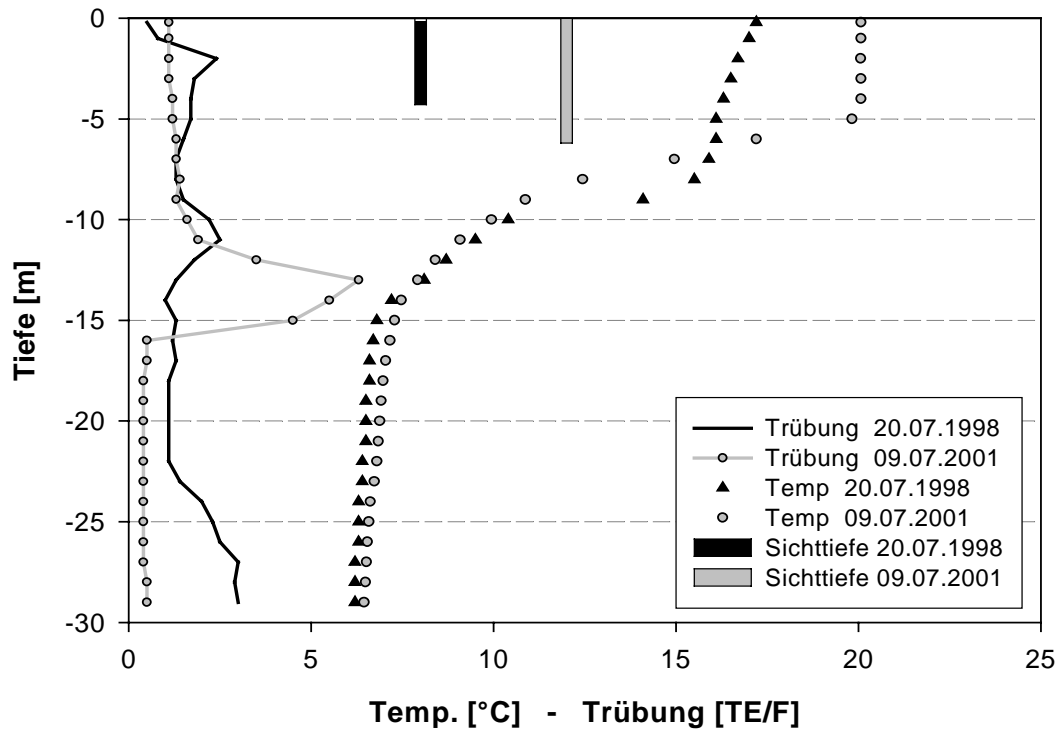


Abb. 37: Während die Chrysophyceen (*Dinobryon*) im Jahr 1998 vielfach epilimnisch in der Bever-T wachsen, klart das Gewässer mit Zunahme der sich metalimnisch einschichtenden Planktothrix-Population ab 2000 auf (vgl.Abb.36).

die Kieselalge *Tabellaria* und die Blaualge *Planktothrix* zur Entwicklung. In solchen Jahren liegen sowohl die DSI- als auch DIP-Konzentrationen ganzjährig an und unterhalb der Nachweisgrenze. Die mit Beginn der thermischen Schichtung einsetzende Algensedimentation führt zu einer nur geringen Abnahme der ohnehin niedrigen TP-Konzentrationen. In den Sommermonaten bestimmt *Dinobryon* vielfach das Bild, wird aber seit dem Jahr 2000 verstärkt durch metalimnische Einschichtungen von *Planktothrix* (Abb.36,37) und / oder *Tabellaria* begleitet. Die Dinophyceen *Gymnodinium*, *Peridinium* und *Ceratium* entwickeln sich ebenfalls und dominieren die Jahre 1991-92. Diese großen, nichtfressbaren Algen, bilden gelegentlich höhere Biomassen mit entsprechenden CHL/PP-Maxima.

Große Filtrierer, wie *Daphnia galeata*, fehlen zunächst im Zooplankton (Abb.38,39). Im Jahr 1991 erreicht die Zooplanktonbiomasse mit ZOO-C = 35 µg/L bei ZL=0,56 mm ein Maximum gegenüber dem Jahr 1992 mit 14 µg/L. Verantwortlich für die hohe Biomasse im Jahr 1991 sind Entwicklungen kleiner Filtrierer, wie Rotatorien, *Bosmina* mit bis zu 250 Ind/L und des Beutegreifers *Cyclops* mit bis zu 25 Ind/L (Abb.38). Im Trockenjahr 1996 ist *Daphnia cucullata* mit bis zu 13 Ind/L im Spätsommer bedeutend. Die Biomasse liegt bei ZOO-C = 15 µg/L. Auch in den Jahren 1997-98 erreicht die Biomasse nur 12-20 µg/L bei einer berechneten ZL von ca. 0,72 mm (1998). Daphnien bleiben unbedeutend. Während *Daphnia galeata* unter 1 Ind/L bleibt, entwickelt sich *Daphnia cucullata* mit meist wenigen Individuen/L mäßig (Abb.39). Neben *Cyclops* erreicht *Asplanchna* bis 1997 nennenswerte Populationsdichten. *Leptodora* ist ebenfalls vorhanden.

Ab dem Jahr 2000 ändert sich das Bild. Die Biomasse des Zoolanktons steigt gegenüber den Jahren 1997-98 von ZOO-C ca. 14-18 µg/L auf 42 µg/L (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) während die berechnete ZL = 0,89 mm (1999) erreicht. Waren Diaptomiden zuvor unbedeutend (< 1 Ind/L), so erreichen diese nun in den Sommermonaten bis zu 6 Ind/L. *Daphnia galeata* ist in den Jahren 2000-02 mit einer mittleren Populationsdichte von 1,8 Ind/L und Maxima bis zu 12 Ind/L die dominierende Cladocere. Mit dem Wechsel im Zooplankton erscheint die *Daphnia*-Fraktion $> 780\mu\text{m}$ (Abb.39), wenn auch in geringer Dichte. Dabei steigt die gemessene Körperlänge von *Daphnia galeata* von $L = 0,70$ mm im August 1997 ($n=27$) auf $L = 0,88$ mm im August 2000 ($n=106$) an (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Begleitet wird dieser Wechsel in der Zooplanktonstruktur durch eine verstärkte Tendenz zur Ausbildung metalimnischer Algenplatten, meist *Planktothrix*, welche das Trübungsmaximum in die Tiefe verlegen und so bei unveränderten CHL-Konzentrationen (Abb.35) in der trophogenen Zone ein Aufklaren des Wasserkörpers begünstigen (Abb.36,37).

Die Sichttiefen steigen zunächst 1997-98 und nochmals mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* ab 2000-02 (Abb.35) gegenüber den Jahren 1991/92 und 1996 an (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Die CHL-Konzentrationen bleiben unverändert (Kruskal-Wallis, $p=0,54$) (Tab.15, Abb.35). Bei den TP_{So}-Konzentrationen hebt sich lediglich das Jahr 1996 heraus, während die anderen Phasen eine homogene Gruppe bilden (Kruskal-Wallis, $p=0,50$). Das CHL/PP-Verhältnis schwankt zwischen 0,7-

0,9. Dabei grenzen sich die Jahre 1991-92 mit 0,7, die Jahre 1997-98 mit 0,90 und die Jahre 2000-02 mit 0,80 als homogene Gruppe von 1996 mit 0,48 (Kruskal-Wallis, $p=0,0117$) ab.

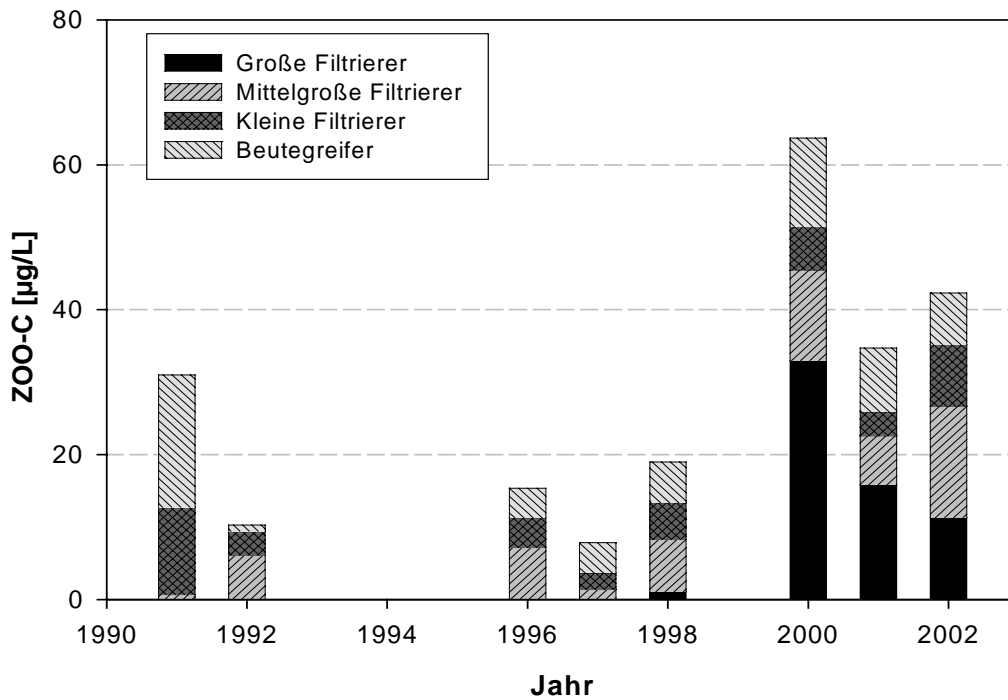


Abb.38: Struktur des Zooplanktons in der Bever-Talsperre

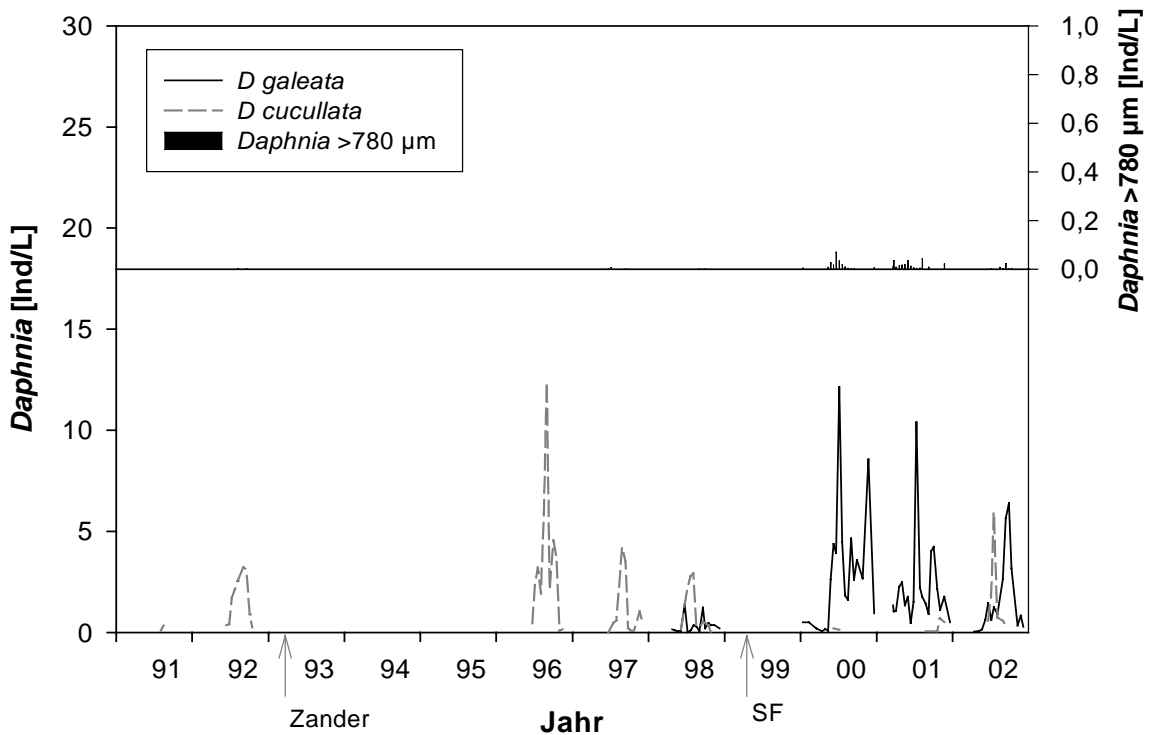


Abb.39: Seit dem Jahr 2000 hat *Daphnia galeata* die kleinere *Daphnia cucullata* im Pelagial der Bever-Talsperre abgelöst. (Die Pfeile markieren Änderungen in der Nahrungsnetzbewirtschaftung, vgl. Abb.35)

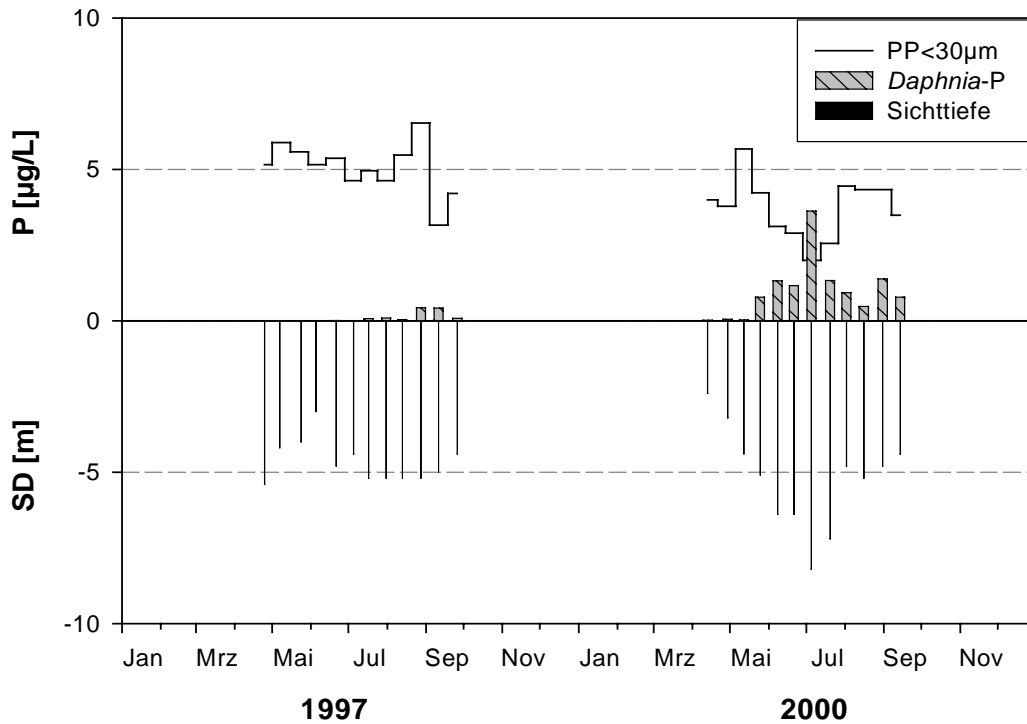


Abb.40: Die P-Akkumulation durch *Daphnia galeata* in der Bever-Talsperre geht zu Lasten der PP<30µm Fraktion. (Berechnung der PP<30µm Konzentrationen aus den gemessenen PON<30µm Konzentrationen mit N:P=20:1)

Der Anstieg der Filtrierraten von $0,02 \text{ d}^{-1}$ mit $\text{CFR}_{\text{max}} = 0,04 \text{ d}^{-1}$ im Jahr 1997 auf $0,06 \text{ d}^{-1}$ mit $\text{CFR}_{\text{max}} = 0,20 \text{ d}^{-1}$ im Jahr 2000 wird begleitet durch einen Anstieg der P_{reg} von $0,8 \text{ µg/L} \cdot \text{d}$ auf $2,6 \text{ µg/L} \cdot \text{d}^{-1}$. Demgegenüber sinkt die spezifische Umsatzrate des Zooplanktons von $\text{ZOO-P}_{\text{UR}} = 2,6 \text{ d}^{-1}$ auf $1,2 \text{ d}^{-1}$. Die zunehmende Akkumulierung des Phosphors durch *Daphnia galeata* geht zu Lasten der Fraktion<30µm (Abb.40-42). So steht der Abnahme der PP<30µm Fraktion um ca. $3,7 \text{ µg/L}$ mit dem Aufkommen der Daphnien im Jahr 2000 ein Anstieg der *Daphnia*-P-Konzentration auf ca. $3,6 \text{ µg/L}$ am 3.7.2000 gegenüber. Dies entspricht einem Biomassepotenzial von ca. 12-15 Ind/L und damit einem Niveau, wie es realisiert wird (Abb.39). Erreichen die Konzentrationen der $\text{CHL}<30\text{µm} = 2,5 \text{ µg/L}$ im Jahr 1998, so sinken diese im Jahr 2000 auf $1,5 \text{ µg/L}$ (Mann-Whitney, $p=0,0019$). Der Median der $\text{PON}<30\text{µm}$ -Konzentrationen sinkt als Reaktion auf die Veränderungen im Zooplankton von 47 µg/L im Jahr 1997 auf 30 µg/L im Jahr 2000 (Mann-Whitney, $p=0,0037$). Die Minima der $\text{PON}<30\text{µm}$ -Konzentrationen erreichen 41 µg/L im Jahr 1997 gegenüber 18 µg/L im Jahr 2000. Die berechneten C:P-Konzentrationen schwanken zwischen $(260-310) : 1$. Die für das Gesamtseston gemessenen Werte liegen bei $230 : 1$ (1998) und $270:1$ (2001), sowie $170:1$ in der Fraktion <30µm (2002).

Invertebrate Räuber (*Leptodora*, *Asplanchna*) treten in den Netzfängen auf, sind aber, mit Ausnahme von *Cyclops*, unbedeutend.

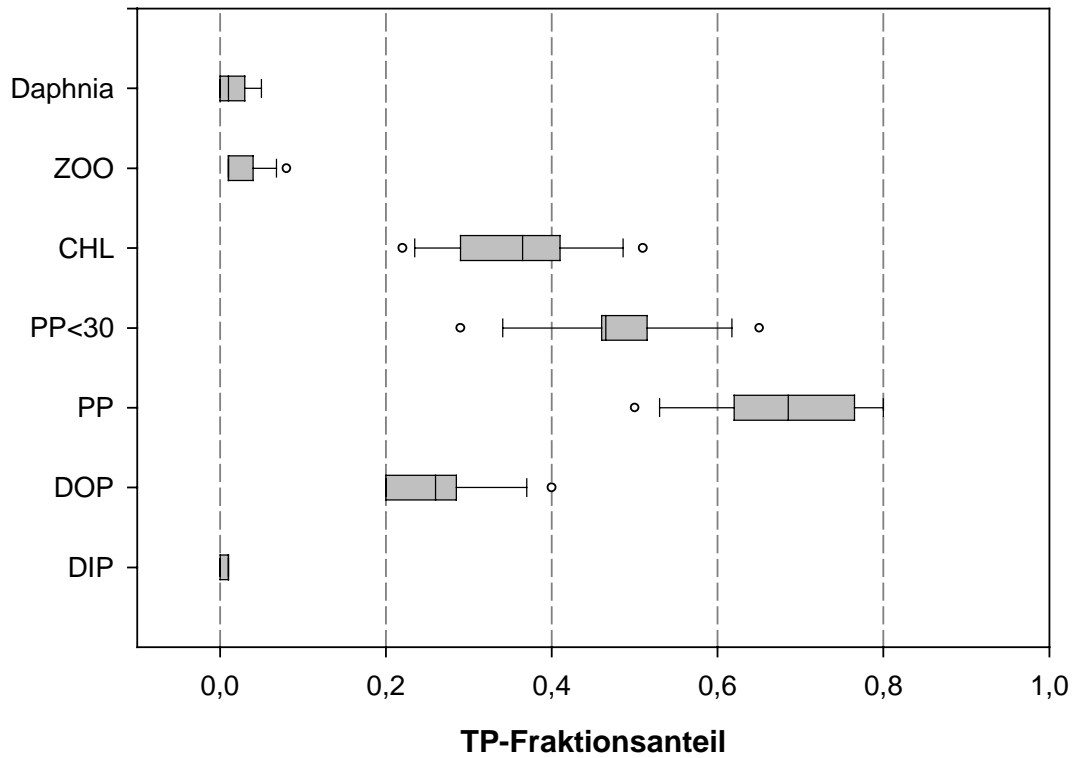


Abb.41: Aufteilung des pelagischen TP Pools in der Bever-T im Jahr 1997; TP=11 µg/L, PP<30µm berechnet aus PON<30µm

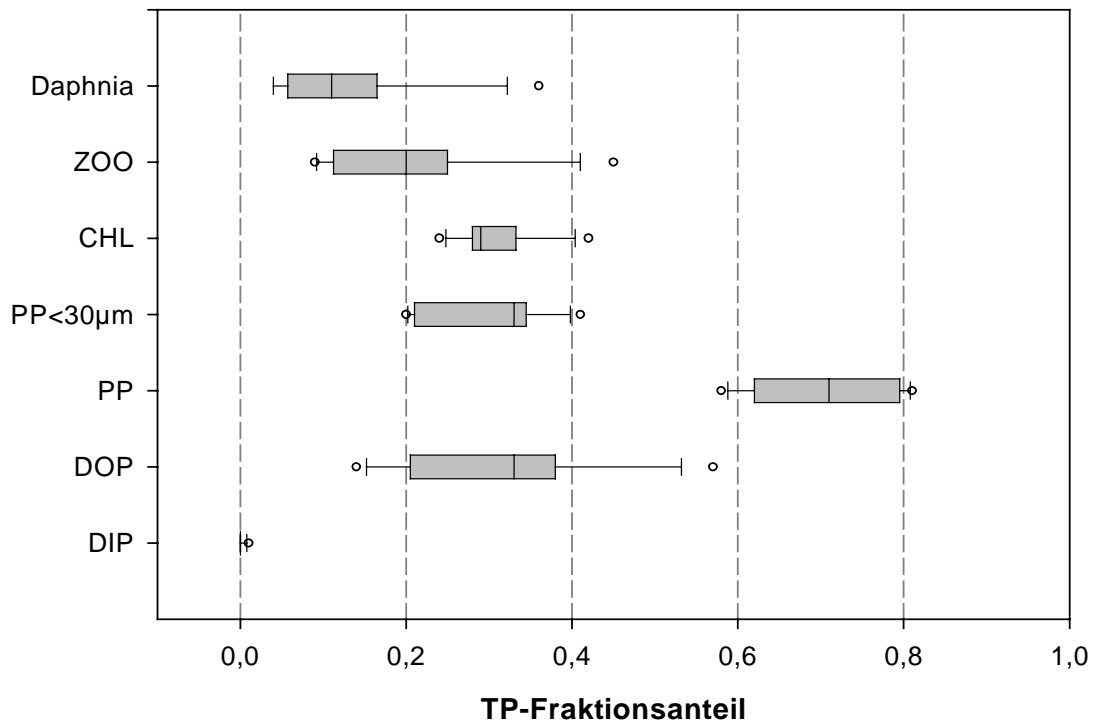


Abb.42: Aufteilung des pelagischen TP Pools in der Bever-T im Daphnia galeata Jahr 2000; TP=12 µg/L, PP<30µm berechnet aus PON<30µm

Die Profundalfauna der Bever-Talsperre rekrutiert sich bei einer Biomasse von 1,4 – 2,0 g f.w. /m² aus Tubificiden und Vertretern der *Chironomus thummi*-Gruppe.

Typisch für die Talsperre ist der selbst reproduzierende unbewirtschaftete Coregonen-Bestand. Die Umstellung der Besatzmaßnahmen zu Beginn der 90er Jahre wirkt sich deutlich auf die Fangergebnisse aus (Abb.43). So sinkt die Zahl der gefangenen ROA und Brachsen von ca. 6.000 Ind/a zu Beginn der 90er Jahre auf ca. 1.200 Ind /a im Jahr 1994. Ebenso gehen die Fänge von Karpfen und Regenbogenforellen ab 1993 deutlich zurück. Entsprechend vergrößern piscivore Barsche, Hecht und Zander ihren relativen Anteil bei nahezu unveränderter Fanghöhe. Während das mittlere Körpergewicht der geangelten Brachsen im Untersuchungszeitraum um ca. 700 g/Ind liegt, sinkt jenes der geangelten ROA von ca. 220 g/Ind (1992) auf ca. 150 g/Ind (2002). Dabei bleibt das Verhältnis beider Fische mit ROA : Brachsen ca. 2 : 1 unverändert. Die mittleren Körpergewichte der geangelten Barsche schwanken ohne eindeutigen Trend zwischen 350 g/Ind und 550 g/Ind. Dabei liegt die Schwankungsbreite der Barsche in den Stellnetzfangen bei 140-345 g/Ind mit L=19-30 cm (n=9) im Jahr 1991 und 290-1.271 g/Ind mit L=28-43cm (n=5) im Jahr 1998. Der Hecht beherrscht den Stauwurzelbereich (Werner, 2001), wo ausreichend submerse Makrophytenbestände Lebensraum bieten.

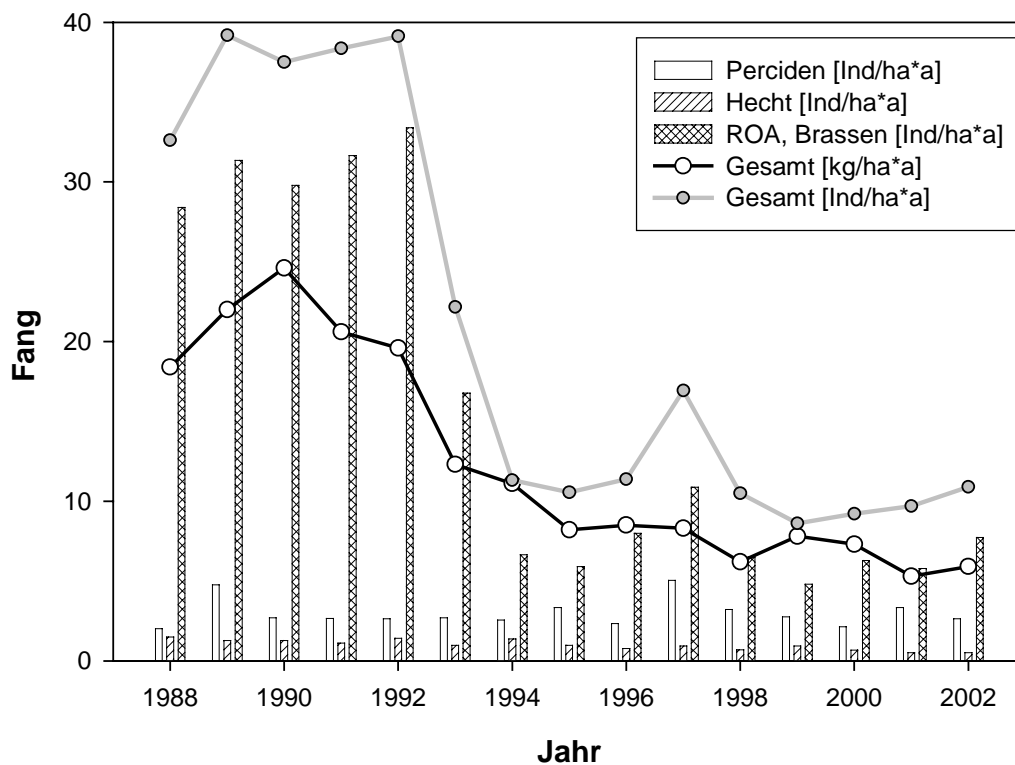


Abb.43: Fangergebnisse der Angelfischerei in der Bever-Talsperre

Die seit 1999 besetzten Seeforellen zeigen bisher nur geringe Wiederfänge bei der Angelfischerei: 2 Individuen (1,8 kg/Ind) im Jahr 2002, welche sich durch ein gutes Wachstum auszeichnen.

Im August 2000 wurde eine detaillierte Untersuchung des Fischbestandes im Hauptbecken der Talsperre durchgeführt (Werner, 2001). Dabei zeigt sich, dass der Gesamtfischbestand bei 129 kg/ha (=2.772 Ind/ha) liegt. Davon entfallen 68 kg/ha auf die Cypriniden, überwiegend ROA (34,7 kg/ha), welche tagsüber in 6-8 m Tiefe konzentriert sind. Der Barschbestand erreicht nur 8 kg/ha. Der Raubfischanteil liegt unter 10%. Die Coregonen, welche tagsüber das obere Hypolimnion der Talsperre in 18-20 m Tiefe nahezu allein besiedeln, stellen 49 kg/ha (=2.240 kg = 110.000 Individuen). Das Wachstum von *Coregonus albula* ist als durchschnittlich einzustufen. Nachts, wenn die Tiere im Wasserkörper verteilt auftreten, nehmen diese überwiegend cyclopoide Copepoden (90%) auf. Tagsüber, wenn die Fische bei 18-20 m konzentriert sind, werden neben *Cyclops* (40%) überwiegend *Eudiaptomus* (40%) und *Daphnia* (20%) konsumiert. 86% der konsumierten Daphnien hatten eine Körperlänge > 1,2 mm. Die Barsche ernähren sich überwiegend zooplanktiv von größeren Daphnien und *Leptodora*. Die AG 1+ und AG 2+ mit 15-52 g/Ind (110-160 mm) dominieren. Lediglich 5 der 84 untersuchten Barsche (>25 cm) waren piscivor und 3 erreichten L>30cm mit max. 900 g/Ind. Die piscivoren Perciden ernährten sich vorwiegend von *Coregonus albula*, nur mäßig kannibalisch. Mit einem jährlichen Zanderfang von 30-50 Individuen werden mehr als 50% des Bestandes durch die Angler entnommen. Bei den nächtlichen pelagischen Nezfängen dominieren adulte ROA (L=22-28 cm).

Berechnet auf eine oxische Wasserlamelle von 20 m bei sommerlichem Füllstand von 75% ergibt sich eine Fischkonzentration von $0,37 \text{ g f.w./m}^3 = 1,9 \text{ } \mu\text{g P/L}$. Dies entspricht einem Verhältnis Phyto-P : Zoo-P : Fisch-P = 1,0 : 0,9 : 0,8.

Diskussion. Die zu Beginn der 90er Jahre eingeleitete Extensivierung der fischereilichen Besatzmaßnahmen führt zu einem unmittelbaren Fangrückgang, welcher sich insbesondere auf die Cypriniden auswirkt. Der Aufbau eines den Freiwasserbereich nutzenden Raubfischbestandes durch Zander, ab 1999 durch Seeforellen, gestaltet sich zögerlich, werden doch jährlich mehr als 50% des Zanderbestandes durch die Angelfischerei entnommen. Die bisher geringen Wiederfänge und das gute Wachstum der besetzten Seeforellen lassen hoffen, dass sich diese Tiere überwiegend im kühlen Tiefenwasser aufhalten und so dem Wiederfang durch die Angelfischerei entziehen. Im Gegensatz zu den piscivoren Perciden der Wupper-Talsperre ernähren sich jene der Bever-Talsperre kaum kannibalisch. Wie in der Wupper-Talsperre und Vorsperre Große Dhünn zu beobachten, nimmt das mittlere Körpergewicht der geangelten ROA mit Einführung des Zanders auch in der Bever-Talsperre bei allerdings sinkenden Fangerträgen ab. Diese Reaktion könnte als Antwort auf eine zunehmende Piscivorie im Freiwasserbereich interpretiert werden (Hölker et al., 2002, Nilsson, 2001) - vgl. Diskussion Wupper-Talsperre. Trotz der eher bescheidenen Erfolge beim Aufbau eines piscivoren

Fischbestandes, zeigen sich beim Zooplankton durchgreifende Veränderungen gegenüber den Erhebungen zu Beginn der 90er Jahre, die eine Abnahme der Zooplanktivorie indizieren. Damit wäre auch hier die sprunghafte Änderung in der Gewässergüte als eine überwiegend verhaltensinduzierte Unterschreitung der kritischen Schwelle der Planktivorie (Scheffer et al., 1994) zu deuten, da die geringen Veränderungen in den Fangdaten zwischen 1997-98 und 2000-02 (Abb.43), ebenso wie die Ergebnisse der Untersuchungen aus dem Jahr 2000 (Werner, 2001) einen solchen Sprung aufgrund direkter (letaler) Effekte kaum erwarten lassen und der Rückgang der Fangergebnisse (Bestand?) sich bereits im Jahr 1994 stabilisiert.

So ist zunächst die Ausgangssituation im Bezugsjahr 1991 mit der Dominanz kleiner Filtrierer und *Cyclops* bemerkenswert, welches zeitgleich mit jenem in der Wupper-Talsperre auftritt und eine hohe Planktivorie indiziert. Ein „Sprung“ hin zu größeren, gegenüber hoher Planktivorie empfindlichen Daphnien, ist, ebenfalls wie in der Wupper-T, ab dem Jahr 1999(?)/2000 unverkennbar. Dabei nimmt auch die Zooplanktonbiomasse, entsprechend der *trophic cascade* Hypothese, zu (Carpenter et al., 1985). Die Phytoplanktonbiomasse, gemessen als CHL-Konzentration, bleibt allerdings, ebenso wie die TP_{So}-Konzentration, unverändert. Lediglich die Konzentration der Sestonfraktion <30µm geht als Antwort auf den zunehmenden grazing-Druck durch die filtrierstarken Daphnien zurück. Wie auch in der Wupper-Talsperre zu verzeichnen, nimmt zeitgleich die Tendenz zur Bildung metalimnischer Algenmaxima, deren Lage die Sichttiefe prägt, mit dem Aufkommen von *Daphnia galeata* zu. Der mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* vermutlich zunehmende epilimnische P-Export und das erhöhte Lichtangebot begünstigen auch hier die Ausbildung metalimnischer *Planktothrix*-Platten (Pilati et al., 2003) - vgl. Wupper-T, Neye-T. Entsprechend gelangen neben den metalimnischen Algenplatten (*Planktothrix*) nur eigenbewegliche, meist mixotrophe Algen (*Dinobryon*), welche P-Quellen aktiv erschließen können, zur Entwicklung. Dabei mag vielleicht die epilimnische Algenentwicklung abgenommen haben, nicht jedoch die CHL-Konzentration in der trophogenen Zone. Eine im Zuge des Auftretens von *Daphnia galeata* erhöhte epilimnische P-Sedimentationsrate, welche den Phosphor ins Meta-/Hypolimnion verlagert, wäre mit Blick auf die TP_{So}-Konzentrationen in der trophogenen Zone, ebenfalls neutral.

Der nur geringe Rückgang der TP_{So}- gegenüber den TP_{Zirk}-Konzentrationen mit Sedimentation der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass diese vielfach stark mit nur schlecht sedimentierbaren Algen durchsetzt ist. Da die Algen in der Bever-Talsperre oftmals den gesamten Winterzeitraum hindurch wachsen, ist darüberhinaus davon auszugehen, dass der Phosphor bereits während der Wintermonate einer kontinuierlichen biogen vermittelten Sedimentation unterliegt. Resultierend hieraus liegen die TP_{Zirk}-Konzentrationen im März /April bereits auf einem ohnehin niedrigen Niveau – vgl. Brucher-Talsperre.

3.7. Große Dhünn Talsperre

Rahmenbedingungen, Bewirtschaftung. Die Talsperre wurde im November 1984 eingestaut und erreichte 1987 erstmals Vollstau. Die externe P-Belastung im Betrachtungszeitraum ist nahezu unverändert. Die mittlere Tiefe durchläuft mit ca. 60% Stauinhalt in den Jahren 1990-92 und 1996-97 Minima von ca. 15 m gegenüber 20 m bei Vollstau. Instabilitäten der thermischen Struktur mit P-Einmischungen durch metalimnisch sich einschichtende Sommerhochwässer sind bedeutungslos.

Ab 1989 wird durch Besatzmaßnahmen ein Fischbestand aufgebaut (Tab.16), welcher auf Seeforellen, flankierend Zander, zielt. Fischereiliche Entnahmen finden nicht statt.

Tab.16: Besatz Große Dhünn-Talsperre

Jahr	Besatz	Stckz.	L [cm]	G [g]
1989	Seeforellen	400	30-40	
	Zander	500	30-40	
	Laichzander	200	40-50	
1990	Seeforellen	400	30-40	
	Zander	600	30-40	
1991	Seeforellen	1.500	30-40	
1994	Seeforellen	10.000	10-15	
2000	Seeforellen	15.000	10-15	
2001	Seeforellen	300	40-50	
2002	Seeforellen	500	30-40	
	Zander	500	20-25	
2003	Seeforellen	500	30-40	
	Zander	500	22-25	

Ergebnisse. Das frachtgewogene Jahresmittel der TP-Zulaufkonzentrationen beträgt nach Durchfluss der Vorsperren $TP_{IN} = 12 - 15 \mu\text{g/L}$, entsprechend $0,15 - 0,20 \text{ g P / m}^2 \cdot \text{a}$ und führt zu einer $TP_{Zirk} = 5 - 8 \mu\text{g/L}$. Das N:P-Verhältnis liegt bei $DIN:TP = 550$. DIP ist im Wasserkörper ganzjährig nicht messbar. Die DSi-Konzentrationen sinken im Verlauf der Sommermonate auf ca. $0,3-0,5 \text{ mg/L}$. Die Sedimentation einer sehr geringen frühjährlichen Kieselalgenentwicklung (*Asterionella*, *Aulacoseira*, *Fragilaria*, *Stephanodiscus parvus*), welche vielfach von anderen Algen (*Planktothrix*, *Cryptomonas*, etc.) durchsetzt ist, führt zu keiner messbaren Abnahme der TP-Konzentrationen in der trophogenen Zone. In den Frühsommermonaten kommt es gelegentlich zu zeitlich kurzen *Uroglena*-Peaks mit bis zu $CHL = 15\mu\text{g/L}$, welche von TP-Maxima mit $12 \mu\text{g/L}$ begleitet werden. Neben zentrischen

Kieselalgen (*Cyclotella*) und Chrysophyceen (*Dinobryon*, *Chrysochromulina*, *Kephyrion*) sind in den Sommermonaten Cryptomonaden und kleine fressbare Chlorococcale (*Monoraphidium*) bestimmend. In manchen Jahren, so 1992, 1995 und 1998, bilden sich metalimnische *Planktothrix*-Platten. Im Jahr 1992 prägt *Planktothrix* bereits im Winter das Bild (Abb.44). Kleine koloniebildende Cyanophyceen (*Aphanothece*) werden erstmals im Spätsommer 1995 dominierend und bestimmen im Sommer 1997 mit ca. 0,4 mg f.w. / L (= 60%) das Bild des Phytoplanktons, treten aber auch in den Folgejahren in den Sommermonaten sporadisch in den Vordergrund.

Tabelle 17: Median der Jahres- und Sommerkonzentrationen von Phosphor (TP), Chlorophyll (CHL), P-Flussrate (dTP), *Daphnia galeata* Dichte (*D gal*) und Sichttiefe (SD) in der trophogenen Zone der Großen Dhünn Talsperre, n Anzahl Messungen Sommer

Jahr	TP _{Jahr} [µg/L]	CHL _{Jahr} [µg/L]	n	TP _{So} [µg/L]	CHL _{So} [µg/L]	dTP [µg/L*d]	<i>D gal</i> [Ind/L]	SD [m]
1988-90	6,0	2,0	25	6-7	1,5-1,8	0,00	2,1-3,9	4,7-8,0
1992	7,0	3,3	7	7	3,5	0,00	0,2	6,5
1994-96	7,0	2,5	23	5-8	1,7-2,9	0,00	1,0-1,2	4,7-6,5
1997	6,0	3,1	11	6	3,3	0,00	0,3	3,5
2003	8,0	2,6	11	8	2,3	0,00	1,5	7,3

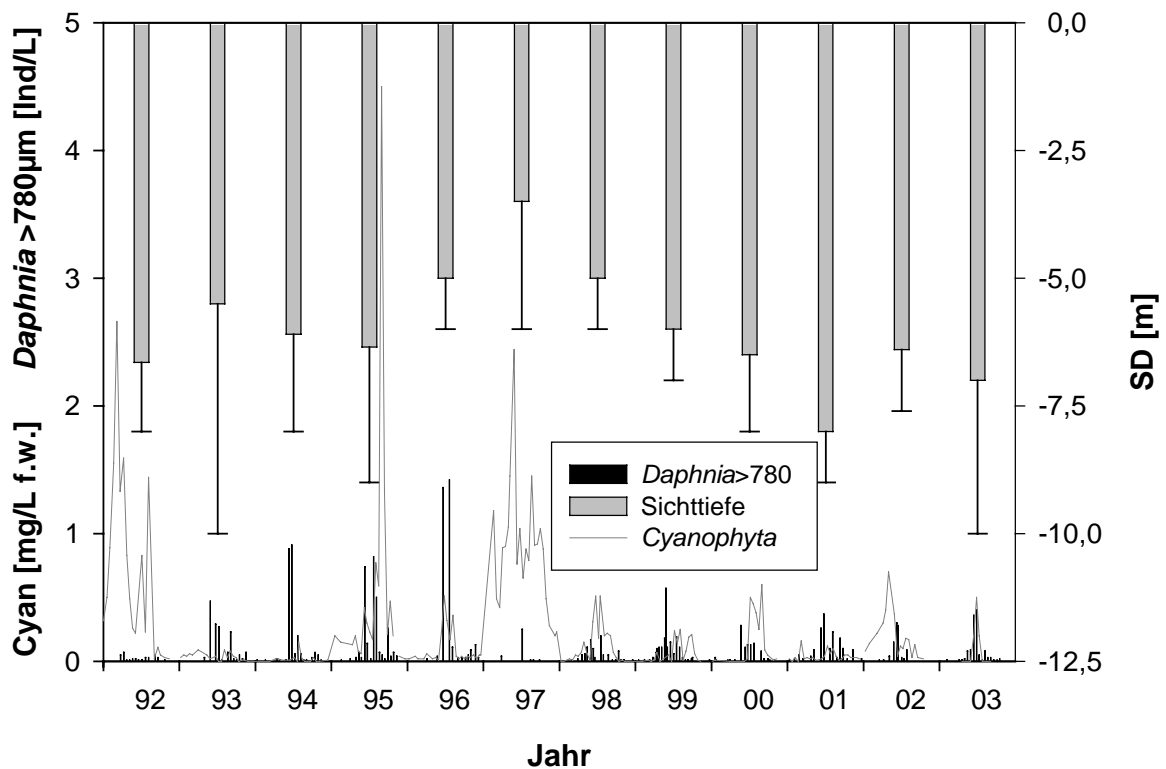


Abb.44: Entwicklung von Sichttiefe (Median, Maximum), Cyanophyceenbiomasse und der *Daphnia galeata* Fraktion >780µm in der Großen Dhünn Talsperre seit 1992

Erreichen die Populationsdichten von *Daphnia galeata* im September 1986 noch Maxima von 26 Ind/L, so gehen diese mit der Oligotrophierung der Talsperre zurück. In den Jahren 1988-90 werden noch Dichten von ca. 3 Ind/L mit Maxima um 10 Ind/L gezählt, welche in den Jahren 90er Jahren auf Dichten von 1-2 Ind/L mit Maxima von 5-7 Ind/L sinken. In den Jahren 1992 und 1997 werden, mit dem Aufkommen von Blaualgen, nur geringe Dichten mit Maxima von 1-2 Ind/L erreicht (Tab.17). Die Populationsdichten der Jahre 1988-90, 1994-96 und 2003 grenzen sich nicht untereinander, aber gegenüber den Jahren 1992 und 1997 ab (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Diese Dynamik wird von der Fraktion $>780\mu\text{m}$ reflektiert (Abb.44). Im Gegensatz zu den anderen Talsperren sind selbst in den Wintermonaten niedrige Dichten von ca. 0,02 Ind/L in dieser Fraktion $>780\mu\text{m}$ vertreten, deren relativer Anteil an der Population bis zu 20% beträgt. Das Hypolimnion steht während der gesamten Vegetationsperiode als Refugialraum für *Daphnia* zur Verfügung. *Daphnia cucullata* fehlt in der Großen Dhünn Talsperre. *Eudiaptomus* erreicht 1-3 Ind/L bei Maxima von 8-12 Ind/L. Im Jahr 1997 werden im Mittel nur 1 Ind/L mit Maxima von 2,7 Ind/L gezählt.

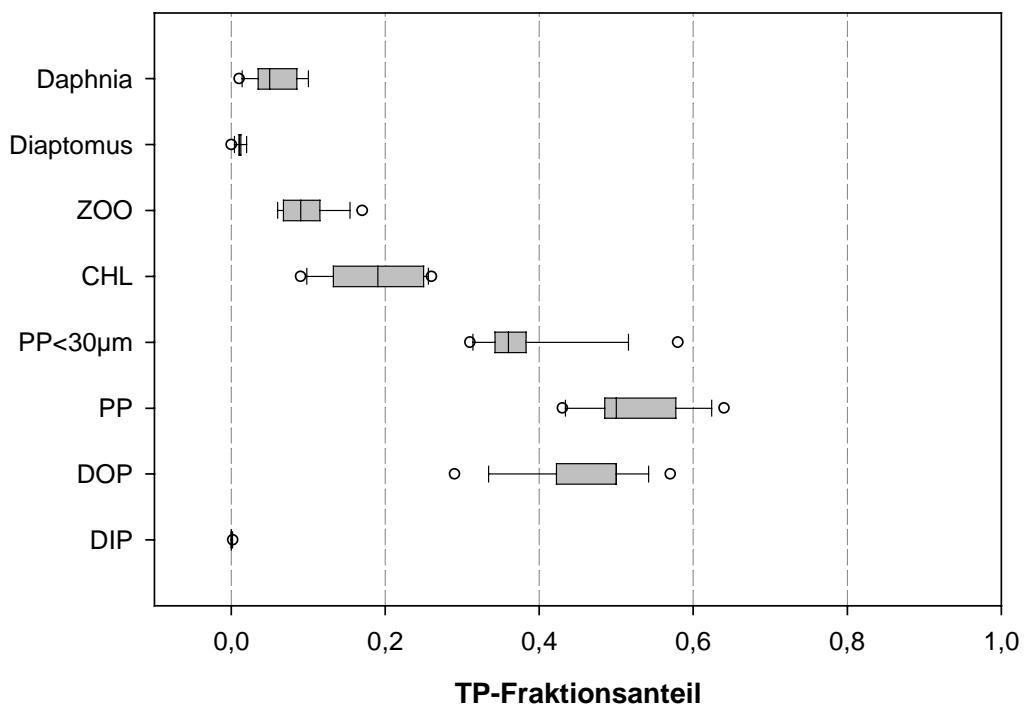


Abb.45: Sommerliche Aufteilung des pelagischen TP Pools in der Großen Dhünn Talsperre im Jahr 2003, TP = 8 $\mu\text{g/L}$

Rotatorien, insbesondere *Polyarthra*, *Kellicotia* und *Keratella*, sowie Nauplien, *Bosmina* und *Cyclops* prägen das Bild des Zooplanktons der Jahre 1997-98. Erreichen die Populationsdichten von *Bosmina* und *Eubosmina* in anderen Jahren kaum mehr als 0,2-1,0 Ind/L, so werden im September 1997 Maxima von 43 Ind/L registriert. Ebenso erreicht *Cyclops* mit 4 Ind/L bei Maxima von 8 Ind/L im Jahr 1997 erhöhte Dichten gegenüber anderen Jahren mit 0,2-1,0 Ind/L bei Maxima von 1-4

Ind/L. Die berechnete mittlere Körperlänge von ZL = 1,02 mm (1994) durchläuft im Jahr 1997 vorübergehend ein Minimum von 0,75 mm, um nachfolgend wieder auf 1,00-1,05 mm im Jahr 2003 anzusteigen. Die in den Jahren 1991-96 vermessenen Daphnien (incl. Spina) erreichen Längen von 1,3-1,4 mm (n=200-250/a) bei Maxima von 2,5 mm. Dabei liegen die Körpergrößen im Jahr 1991 mit im Mittel 1,4 mm geringfügig über dem Mittel der Jahre 1992-96 mit 1,3 mm (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Die mittleren Biomassen des Zooplanktons schwanken um ZOO-C = 25-50 $\mu\text{g/L}$. Invertebrate Räuber (*Leptodora* $< 0,1$ Ind/L, *Asplanchna*, *Chaoborus*, *Cyclops*) kommen vor, sind aber in den Tagesnetzfängen bis auf *Cyclops* unbedeutend. Ist *Asplanchna* im Jahr 1986 mit bis zu 80 Ind/L noch ständig präsent, so werden in den 90er Jahren kaum mehr als 4 Ind/L gezählt.

Zwar grenzen sich im Betrachtungszeitraum 1988-2003 durchaus die sommerlichen CHL-Konzentrationen (Kruskal-Wallis, $p = 0,00126$), ebenso wie die Sichttiefen (Kruskal-Wallis, $p = 0,0010$) und Populationsdichten von *Daphnia* (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$) einiger Einzeljahre gegeneinander ab, jedoch folgen diese Abweichungen keinem zeitlichen Trend (Abb.44), sondern werden aus einem komplexen Wechselspiel von Füllstand, Populationsdichte der Daphnien und Phytoplanktonqualität bestimmt. So durchlaufen etwa die Sichttiefen in den Trockenjahren 1990-91 und 1996-98 Minima, wenn die Talsperre mit einem um ca. 10 m reduzierten Füllstand in die Sommerstagnation eintritt. Die Daphnien erreichen in den Cyanophyceenjahren 1992 und 1997 niedrigere Bestandsdichten (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$) als in anderen Jahren (Tab. 17). Dabei durchläuft die Sichttiefe lediglich im Jahr 1997 mit der Entwicklung epilimnischer Blaualgen ein Minimum (Abb.44).

In den Jahren 1993-94 erreichen die berechneten Filtrierraten des Zooplanktons $0,05 \text{ d}^{-1}$ mit $\text{CFR}_{\text{max}} = 0,10 \text{ d}^{-1}$. Das CHL/PP-Verhältnis schwankt im Median ohne erkennbaren zeitlichen Trend im Untersuchungszeitraum zwischen 0,5-0,9 (Abb.53). In der Sestonfraktion $< 30 \mu\text{m}$ stellen die Algen im Sommer 2003 mit $\text{CHL}_{<30\mu\text{m}} = 1,5 \mu\text{g/L}$ 58% des Gesamt-CHL. Der partikuläre Kohlenstoff in dieser Fraktion beträgt $\text{POC}_{<30\mu\text{m}} = 0,22 \text{ mg/L}$ mit Minima von 0,15 mg/L. Dabei liegen die C:P-Quotienten der Fraktion $< 30 \mu\text{m}$ bei 200 : 1 mit Maxima von 260 : 1 (Abb.47). Demgegenüber erreichen die C:P-Quotienten des Gesamtsestons 280 : 1 mit Maxima von 390 : 1. Die berechneten Werte erreichen C:P > 400 .

Die relativen Anteile der PP $< 30 \mu\text{m}$ -Fraktion sind mit nahezu 80% des PP gegenüber ca. 40-50% in den schwach eutrophen Talsperren erhöht während der PP-Anteil mit ca. 50% am TP sehr niedrig liegt (Abb.45). *Daphnia galeata* vermag nur geringe P-Anteile zu akkumulieren (Abb.28,45). Auch in der Großen Dhünn Talsperre durchlaufen die Konzentrationen der PP $< 30 \mu\text{m}$ Fraktion zeitgleich mit den Maxima der *Daphnia*-Populationsdichten Minima (Abb.46). Dabei steht der *Daphnia*-P-Konzentrationszunahme um ca. 1 $\mu\text{g/L}$ eine Abnahme der PP $< 30 \mu\text{m}$ -Konzentrationen von ca. 4 $\mu\text{g/L}$ im April auf ca. 3 $\mu\text{g/L}$ im Mai gegenüber. Diese Abnahme spiegelt ein Populationspotenzial

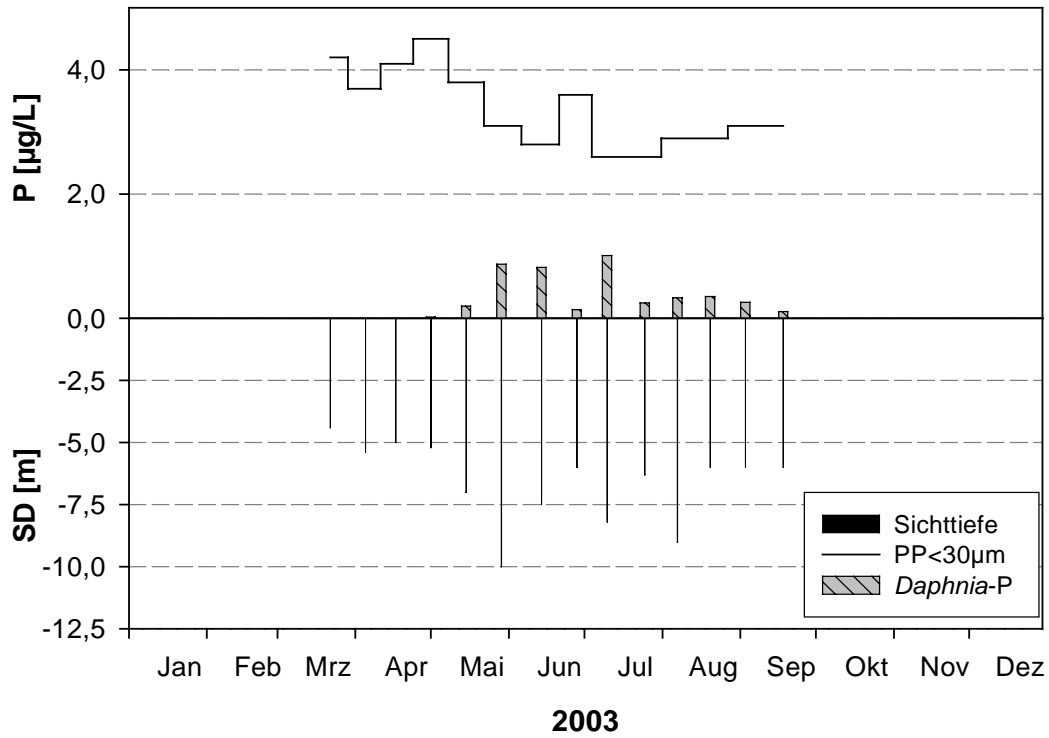


Abb.46: Das Auftreten der Daphnien führt in der oligotrophen Großen Dhünn Talsperre zu einer Verringerung der PP<30µm-Fraktion und zu einem Aufklaren des Wasserkörpers. Eine P-Verarmung der Fraktion<30µm läßt sich nicht feststellen (vgl. Abb.47)

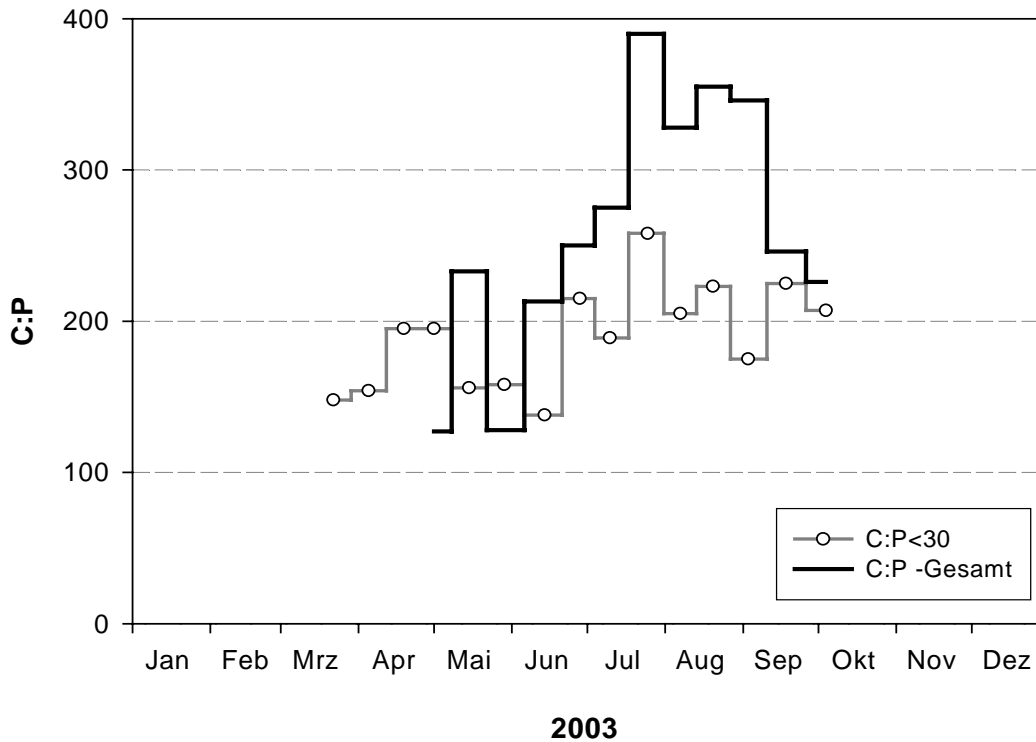


Abb.47: Während sich das C:P-Verhältnis der Sestonfraktion<30µm in der Großen Dhünn Talsperre nur geringfügig erhöht, führt die Entwicklung großer Dinophyceen im Sommer 2003 zu einer Erhöhung des C:P-Verhältnisses im Gesamtseston (vgl. Abb.46)

von ca. 4-5 Ind/L. Eine P-Verarmung der Sestonfraktion < 30 µm, kenntlich über eine Zunahme des C:P-Quotienten ist im Verlauf der *Daphnia*-Entwicklung im Sommer 2003 nicht feststellbar (Abb.46,47). Demgegenüber nimmt der P-Anteil im Gesamtseston (Abb.47) mit der Entwicklung nichtfressbarer Algen (Dinophyceen) in den Sommermonaten bei steigendem CHL/PP-Quotienten von ca. 0,7 auf 1,0 ab.

Die Bodentierwelt des Litorals ist im Sommer 2000 mit Individuen der Fraktion > 1 mm = 0,3 g f.w./m² vor Damm und 4,2 g f.w. /m² am Südufer sowie 0,1 und 0,3 g f.w./m² in der Fraktion < 1 mm vertreten. Die Tierwelt des Profundals wurde im Sommer 1999 mit einer Dichte von 1,6 g f.w. /m² (*Tanypodinae* >> *Tanytarsus* > *Chironomidae*) bestimmt.

Aus dem ehemaligen Fließgewässer mit eingestaut wurden Bachforellen, Äschen und Döbel. Rotaugen, Schleien und Barsche stammen vorwiegend aus dem Überlauf der beiden Vorsperren Kleine und Große Dhünn. Erste Stellnetzfänge aus dem Jahr 1986 (Abb.48, leider ohne Netzangaben!), weisen den Döbel, mit einem mittleren Körpergewicht von ca. 409 g/Ind, als häufigsten Cypriniden aus. Neben dem Döbel, der ca. 95% der Cypriniden-Biomasse stellt, bestimmen kleine Barsche (165 g/Ind) das Bild im Jahr 1986. Ein echter Raubfischbestand fehlt. Die benthivoren Fische sind ausschließlich auf Schleien rückführbar. Karpfen und Brassen fehlen. Auch im Jahr 1990 dominiert der Döbel, der sich von Anflug ernährt, mit einem mittleren Körpergewicht von ca. 660 g/Ind unter den Cypriniden. Dessen mittleres Körpergewicht steigt im Untersuchungszeitraum kontinuierlich auf 1.100 g/Ind (1994) und 1.830 g/Ind (2001) an.

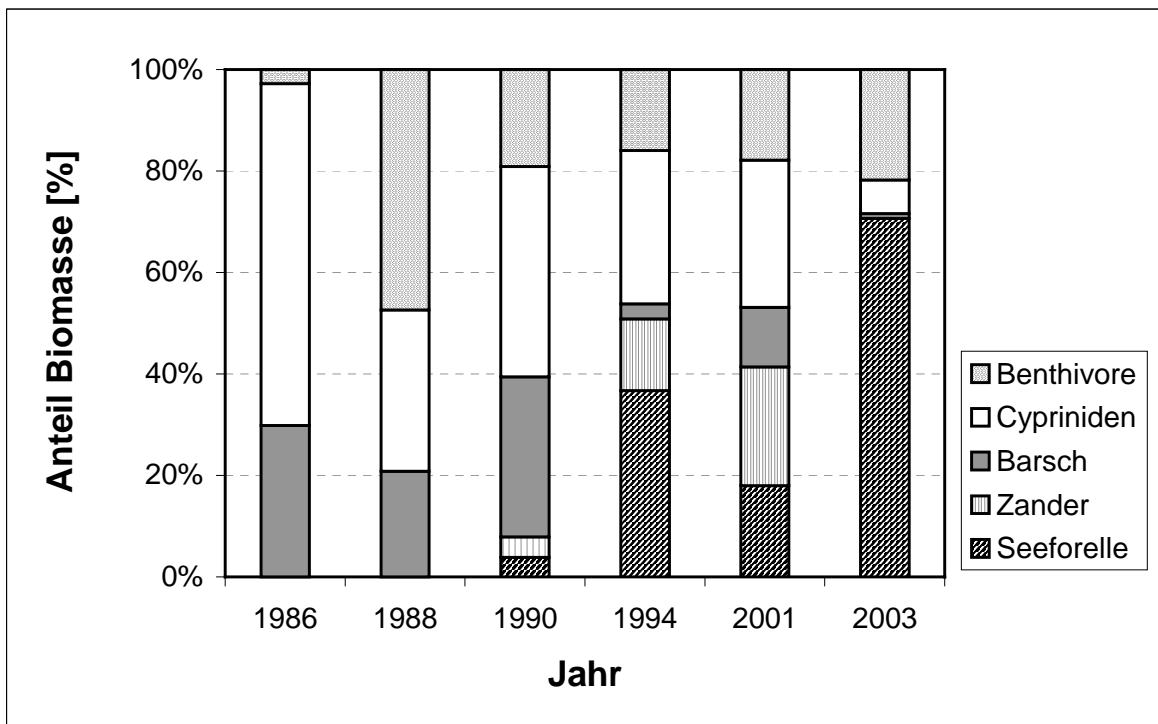


Abb.48: Ergebnisse der Stellnetzbefischungen in der Großen Dhünn Talsperre seit 1986

Im Jahr 2001 haben die Rotaugen (410 g/Ind), welche sich von Pflanzen und Chironomiden ernähren, den Döbel bei der Individuendichte als häufigsten Cypriniden abgelöst. Liegen die mittleren Körpergewichte der gefangenen Barsche 1986 noch bei 165 g/Ind, so schwanken diese in den Stellnetzfangen der Jahre 1988-1994 bei einem mittleren Körpergewicht von 300-400 g/Ind zwischen 120-1.390 g/Ind bei 21-44 cm Länge. Im Jahr 2001 erreichen die Körpergewichte 300-735 g/Ind bei 19-37 cm Körperlänge (n=39). Barsche mit einer Länge <22-25 cm ernährten sich vollständig von Chironomiden. Der Raubfischanteil von Seeforelle und Zander konnte durch Besatzmaßnahmen (Tab.16) von nahezu 0 % (1986) auf ca. 40-50% (ab 1994) der Biomasse in den Stellnetzfangen gesteigert werden (Abb.48). Zander (2.700 g/Ind) und Seeforelle (2.400 g/Ind, L=44-60 cm), deren Mägen überwiegend mit Barschen von 5-10 cm Länge gefüllt waren, bilden ab 1994 einen guten Prädatorenbestand.

Im Jahr 2003 zeichnet sich ein drastischer Einbruch bei den Fangergebnissen der Stellnetzfänge ab, so dass aufgrund der geringen Fangdichte (n = 9 Individuen bei 5 Stellnetzen) der relative Salmonidenanteil bei der Biomasse deutlich ansteigt (Abb.48). Die in Ufernähe gefangenen ROA weisen nur noch ein mittleres Körpergewicht von ca. 80 g/Ind (n=5 Ind) bei 19-23 cm Länge auf. Lediglich ein kleiner Barsch von 65 g wurde gefangen. Damit fehlt, wie in der Vorsperre Große Dhünn im Jahr 2000, die mittlere Größenfraktion der Fische von ca. 20 - 40 cm.

Diskussion. Im Gegensatz zur Vorsperre Große Dhünn erweist sich der Aufbau einer Seeforellen-Population durch Besatzmaßnahmen in der Hauptsperre als unproblematisch. Dabei spielt die fehlende fischereiliche Entnahme sicherlich eine entscheidende Rolle. Der drastische Rückgang der Rotaugen und Barsche in den Stellnetzfangen des Jahres 2003 bedarf aufgrund der geringen Anzahl gefangener Fische noch einer Validierung, könnte jedoch auf intensive „top down“ Kräfte, verursacht durch Seeforellen und Kormoran, rückführbar sein. Insgesamt weisen die Stellnetzfänge seit Beginn der 90er Jahre einen steigenden Anteil an piscivoren Besatzfischen aus, deren Höhe seit 1994 bei resp. über ca. 50% der Biomasse liegt, so dass die Annahme einer steigenden Piscivorie bei fallender Planktivorie im Untersuchungszeitraum nahe liegt.

Diesem Trend steigender Piscivorie steht ein zunächst tendenzieller Rückgang der *Daphnia*-Dichten und Körpergrößen zu Beginn der 90er gegenüber, welcher sich in den 90er Jahren nicht fortsetzt. Im Gegensatz zur Vorsperre wurde die Hauptsperre in ihrer Vorgeschichte niemals mit zooplanktivoren Fischen besetzt. So deuten die vorliegenden Zooplanktondaten bereits gegen Ende der 80er Jahre daraufhin, dass die kritische Schwelle der Planktivorie (Scheffer et al., 2000) hier, trotz eines nahezu fehlenden Raubfischbestandes, nicht überschritten wird. Wie die Magenanalysen der in den 90er Jahren gefangenen ROA und Barsche zeigen, nutzen diese überwiegend benthische Nahrung. Dies könnte einen Präferenzwechsel in der Nahrung der zooplanktivoren ROA und Barsche aufgrund der Unterschreitung einer kritischen *Daphnia*-Dichte reflektieren (Townsend et al., 1986). Entsprechend

führt die Zunahme piscivorer Fische in den 90er Jahren zu keiner adäquaten Reaktion des Zooplanktons. Der tendenzielle Rückgang der *Daphnia*-Dichten und Körpergrößen gegen Ende der 80er Jahre verläuft parallel zur Oligotrophierung der Talsperre (Scharf, 1985) und ist somit eher in einem verringerten Ressourcenangebot zu suchen. Damit wäre die These zu prüfen, ob die Dichte der Daphnien in der Großen Dhünn Talsperre derart streng "bottom up" kontrolliert ist, dass diese auf eine weitere Entlastung der Planktivorie nicht zu reagieren vermögen, auf eine Verknappung des verfügbaren Nahrungsangebots hingegen unmittelbar reagieren. Da die kritische Schwelle der Nahrungsquantität für das Populationswachstum von *Daphnia galeata-hyalina* (Andersen, 1997: *Daphnia hyalina* $C < 0,08$ mg/L, *Daphnia cucullata* $C < 0,21$ mg/L, *Eudiaptomus* mit $C < 0,034$ mg/L) im Jahr 2003 zu keinem Zeitpunkt unterschritten wird, verschiebt sich der Blick auf die Nahrungsqualität. So führen Elser et al. (1998) die fehlende Reaktion des Zooplanktons auf eine Abnahme der Planktivorie in oligotrophen kanadischen Seen auf eine Limitierung der Daphnien durch die Nahrungsqualität aufgrund des P-verarmten Sestons mit $C:P > 350$ zurück. Einer solchen Hypothese mangelnder Nahrungsqualität aufgrund eines P-defizitären Sestonangebots stehen in der oligotrophen Großen Dhünn-Talsperre zumindest die im Jahr 2003 gemessenen $C:P < 30\mu\text{m}$ Quotienten von $< 350 : 1$ entgegen (Elser et al., 1998).

Da das C-Ressourcenangebot durch die Daphnien nicht auf die Schwellenkonzentration von ca. 0,1 mg C/L (Andersen, 1997) abgesenkt wird, sollte noch Reaktionsspielraum für höhere Populationsdichten verfügbar sein, der scheinbar ungenutzt bleibt. Wie Boersma et al. (2002) zeigen konnten, verschiebt sich jedoch auch die untere C-Nahrungsschwellenkonzentration, welche für ein hochwertiges Nahrungsangebot mit $C:P$ ca. 110: 1 für *Daphnia hyalina* bei $C < 30\mu\text{m} = 0,08$ mg/L liegt, mit abnehmender Qualität, d.h. steigendem $C:P$ -Verhältnis nach oben: die Daphnien haben erhöhte Energiekosten zur Deckung des P-Bedarfs im Bereich der C-Schwellenkonzentrationen. Verknüpft man das P-Angebot mit dem Erhaltungs-C-Angebot für *Daphnia hyalina*, so ergibt sich rechnerisch bei einem $C:P < 30\mu\text{m}$ von ca. 200 : 1 ein $\text{POC} < 30\mu\text{m}$ Schwellenwert von ca. 0,2 mg C/L gegenüber 0,1 mg C/L bei $C:P < 30\mu\text{m} = 100:1$. Diese berechnete Schwellenkonzentration von ca. 0,2 mg C/L stimmt mit den in der Großen Dhünn Talsperre gemessenen $\text{POC} < 30\mu\text{m}$ -Konzentrationen überein und zeigt, dass die Daphnien ihren Reaktionsspielraum, welcher durch eine untere $\text{PP} < 30\mu\text{m}$ Schwellenkonzentration von ca. 3 $\mu\text{g/L}$ begrenzt wird (vgl. Kap.4.1.!), hier ausnutzen. Das im April/Mai maximal verfügbare Ressourcenangebot der $\text{PP} < 30\mu\text{m}$ Sestonfraktion von 1,0 - 1,5 $\mu\text{g/L}$ begrenzt die Populationsmaxima für *Daphnia hyalina* auf ca. 3-5 Ind/L, was mit den gezählten Dichten in guter Übereinstimmung steht. Kleinere filtertschwache Daphnien, deren C,P-Basisschwellenwert höher liegt, sind damit bereits ausgeschlossen, was ebenfalls durch das Fehlen von *Daphnia cucullata* bestätigt wird. Trotz geringer Populationsdichten nimmt *Daphnia galeata* hier eine Schlüsselposition im Nahrungsnetz ein und entfaltet zeitweise erhebliche „top down“ Wirkungen auf die Sestonfraktion $< 30\mu\text{m}$, was sich in erhöhten Sichttiefen spiegelt. Dies gilt jedoch nur, wenn das verfügbare $\text{PP} < 30\mu\text{m}$ Sestonangebot ansonsten von der Qualität den Ansprüchen der

Daphnien genügt. Wie der Einbruch der *Daphnia*-Populationsdichten u.a. im *Aphanothece*-Jahr 1997 zeigt, reagieren diese unmittelbar auf eine Zunahme qualitativ schlechter Nahrungsanteile, welche zu einer weiteren Verknappung der ohnehin geringen Ressourcen führen. Ebenso ist das Nahrungsangebot in den *Aphanothece*-Jahren vom Größenspektrum her auch für *Eudiaptomus* ungeeignet. Bei Unterschreitung einer verfügbaren PP<30µm-Ressourcenschwellenkonzentration von ca. 3 µg P/L verschwinden die Daphnien und werden durch ein Nahrungsnetz, welches seinen Ausgang vom Pico- und Nanoplankton des Microbial Food Web via Rotatorien, Nauplien und *Bosmina* über *Cyclops* nimmt, abgelöst. Ein vergleichbares Nahrungsnetz, in welchem *Daphnia* keine Schlüsselposition mehr einnimmt, beschreiben Stockner & Shortreed (1988) aus ultra-oligotrophen kanadischen Seen. In solch einem System findet infolge eines völlig unzureichenden Nahrungsangebots für die Daphnien ein sehr ineffizienter Energietransfer zu den Fischen statt. Hier drängt sich eine gewisse Analogie sowohl zu den Verhältnissen in der hoch eutrophen Lingese-Talsperre (vgl.Kap.3.1.) als auch dem Aufkommen nichtfressbarer Blaualgen als Reaktion auf biomanipulatorische Maßnahmen in eutrophen Seen (McQueen et al., 1986) auf. Die geringe P-Verfügbarkeit in der Großen Dhünn-Talsperre erlaubt die Entwicklung von *Aphanothece*, welche aufgrund der geringen Zellgröße ein konkurrenzstarker Picophytoplankter um die Nutzung niedriger P-Konzentrationen ist. Dies gilt auch für die eigenbeweglichen Phytoplankter, die aufgrund mixotropher Ernährungsweise (*Uroglena*, *Dinobryon*, *Cryptomonas*) und resp. oder vertikaler Wanderungen (*Uroglena*, *Planktothrix*, *Cryptomonas*) P-Quellen aktiv erschließen können und gelegentlich das Bild des Phytoplanktons bestimmen (Jones, 2000; Urabe et al., 1999; Urabe et al., 2001). Vermutlich haben im oligotrophen Bereich, welcher gerade noch die omni-/herbivoren Filtrierer ernährt, auch omni-/carnivore Beutegreifer Ernährungsprobleme (Oksanen et al., 1981), so dass die Gefahr einer Übermanipulation, welche zu einer Entwicklung invertebrater Räuber führt (Benndorf, 1987), hier relativ gering ist.

Insgesamt stellt sich das Gewässer als ein ausgeprägt P-limitiertes System dar. Entsprechend reagieren die Daphnien sehr sensibel auf Veränderungen an der Ressourcenbasis, nicht jedoch auf eine Verringerung der wohl ohnehin geringen Planktivorie. Direkte Effekte aus der Filtrieraktivität der Daphnien resultierend machen sich bis in diesen Bereich hinein, trotz geringster Populationsdichten, saisonal für die Gewässergüte bemerkbar. Indirekte Effekte hingegen, welche auf die Ressourcenbasis rückkoppeln, sind, nicht zuletzt aufgrund der geringen Seston-P-Konzentrationen, nicht nachweisbar. Hier ist die untere „Biomanipulationseffektivitätsschwelle der P-Belastung“ (Benndorf et al., 2002) erreicht.

4. Synthese der Einzelfallergebnisse

Basierend auf den Ergebnissen der Einzelfallanalysen erfolgt in diesem Kapitel eine Synthese, welche die kollektiven Eigenschaften der untersuchten Systeme mit den Methoden einer vergleichenden Betrachtung beleuchtet. Im Zentrum der Betrachtungen steht die mit der partikeleliminierenden Wirkung direkter Kräfte einhergehende Aufteilung des Phosphors innerhalb des pelagischen Nahrungsnetzes. Ausgehend von der Hypothese, dass Veränderungen der Planktivorie sich auf die P-Verfügbarkeit für das Algenwachstum auswirken, sollte es zu Veränderung der P-Verteilung innerhalb des Nahrungsnetzes, speziell einer P-Akkumulation in der Zooplanktonbiomasse, kommen. Die hieraus resultierenden Veränderungen der Partikeleigenschaften lenken den Blick auf die Wirkungsentfaltung indirekter Effekte, welche auf die Quantität des Sestons und die Ressourcenbasis rückkoppeln sollten. Die kombinierte Wirkungsentfaltung direkter und indirekter Effekte bildet den grundlegenden Mechanismus für den Erfolg einer Nahrungsnetzbewirtschaftung mit Blick auf die Zielgrößen Chlorophyll und Sichttiefe (Benndorf et al., 2002). Dabei finden die Randbedingungen, welche von der P-Belastung gesetzt werden, Eingang in die Überlegungen, was die Diskussion nach den Grenzen einer erfolgreichen Nahrungsnetzbewirtschaftung eröffnet. Eine Analyse der P-CHL-Regression lenkt die Aufmerksamkeit auf die Ursachen der Schwankungsbreiten dieser Regression und die Thesen der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985). In ihrer Konsequenz führen diese Betrachtungen zu einer Diskussion über die Grundlagen der Trophieklassifikation stehender Gewässer.

4.1. Die Aufteilung des pelagischen Phosphors

Ergebnisse. Eine aggregierende Betrachtung der sommerlichen P-Konzentrationen im Pelagial aller hier untersuchten Talsperren weist den partikulären Phosphor PP, welcher eng mit der mittleren sommerlichen TP-Konzentration in der trophogenen Zone korreliert ($r^2=0,99$, $p<0,0001$), als Hauptkomponente des TP-Pools, gefolgt vom DOP, aus. Dabei entfallen im Median 27% des sommerlichen TP auf die DOP-Fraktion und 65% auf die PP-Fraktion. Im Gegensatz hierzu, dominiert beim Kohlenstoff die gelöste (DOC) gegenüber der partikulären Fraktion (POC) (Abb.49). Während sich die pelagischen DOC-Konzentrationen im oligo-/mesotrophen Bereich in Höhe der Zulaufkonzentrationen von DOC = 1,8 mg/L bewegen, steigen die DOC-Konzentrationen bei sinkendem DOC:POC Verhältnis in der hoch eutrophen Lingese-Talsperre deutlich an (Abb.50).

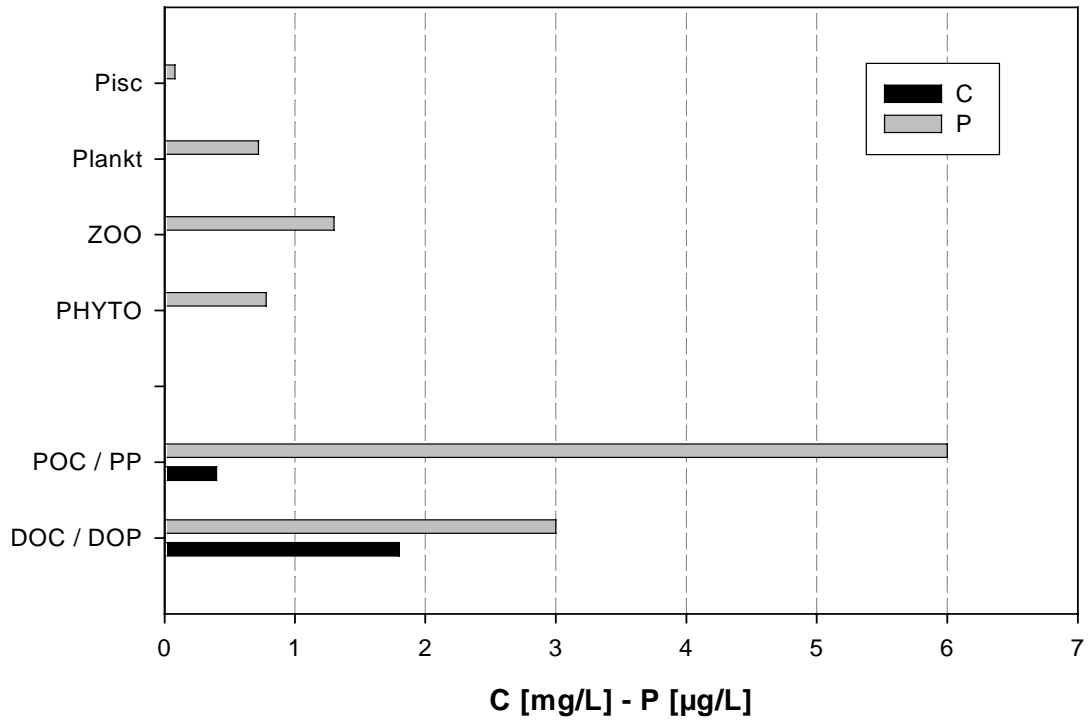


Abb.49: Aufteilung der sommerlichen Kohlenstoff- und Phosphorkonzentrationen im Pelagial der oligo-/mesotrophen Vorsperre Große Dhünn bei geringer Planktivorie im Jahr 2000, $TP_{So} = 9,5 \mu\text{g/L}$ (Pisc Piscivore Fische, Plankt Planktivore Fische, ZOO Zooplankton, PHYTO Phytoplankton)

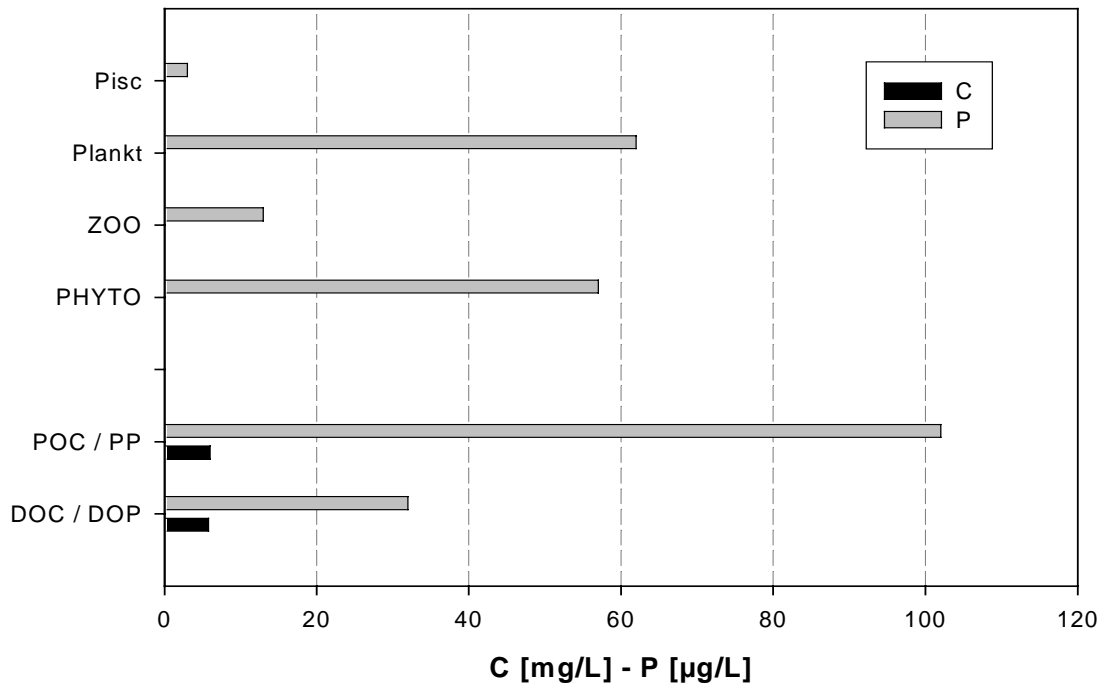


Abb.50: Aufteilung der sommerlichen Kohlenstoff- und Phosphorkonzentrationen im Pelagial der hoch eutrophen Lingese-Talsperre bei hoher Planktivorie im Jahr 1990; $TP_{So} = 150 \mu\text{g/L}$ (Pisc Piscivore Fische, Plankt Planktivore Fische, ZOO Zooplankton, PHYTO Phytoplankton)

Über das Gesamtspektrum der hier untersuchten Talsperren betrachtet, akkumulieren Phyto- und Zooplankton im Median zu etwa gleichen Anteilen ca. 45% des partikulären pelagischen Phosphors während der Schichtungsphase. Dominiert wird die PP-Fraktion von der Differenz aus $1 - \sum\text{PHYTO,ZOO}$, welche ca.55% des PP stellt (Abb.51).

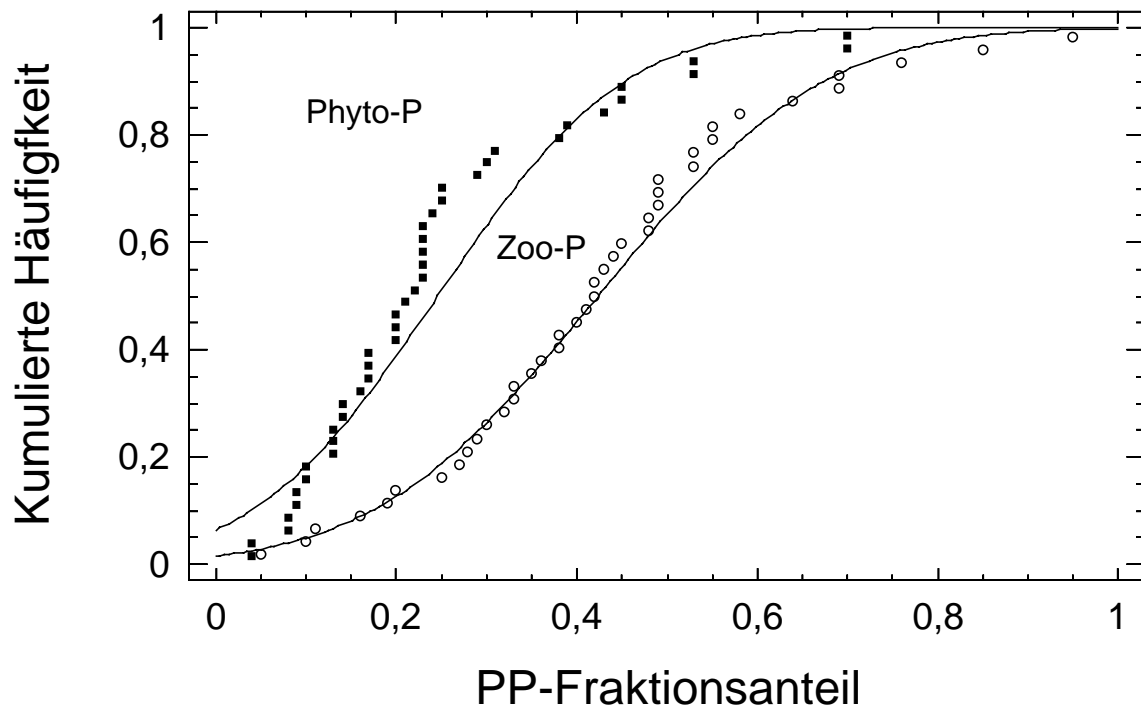


Abb.51: Häufigkeitsverteilung des Phytoplankton-P (schwarze Rechtecke) und der Summe aus Phyto- und Zooplankton (Kreise)

Bezieht man die Fische in die Betrachtung ein, so zeigt sich, dass diese erhebliche Anteile (Abb.50) von bis zu 40% des pelagischen Phosphors an der Spitze des Nahrungsnetzes binden können. Im hoch eutrophen Bereich der Lingese-Talsperre entfallen so bei hoher Planktivorie im Jahr 1990, berechnet mit C:P=166:1 ca. 34% des PP auf das Phytoplankton. Demgegenüber akkumuliert das Zooplankton nur ca. 8% des PP. Auf den berechneten Anteil aus $1 - \sum\text{PHYTO,ZOO}$ entfallen ca. 22% des partikulären pelagischen Phosphors. In der mesotrophen Vorsperre Große Dhünn hingegen vermag das Zooplankton, insbesondere *Daphnia galeata*, bei niedriger Planktivorie im Jahr 2000 einen sommerlichen PP-Anteil von ca. 20% im Median zu binden (Abb.49). Kurzzeitig, während der Klarwasserphase, entfallen hier ca. 90% des PP auf die Daphnien. Demgegenüber vermögen das Phytoplankton, berechnet mit C:P=350:1 nach Sterner et al. (1997), und die Fische ebenfalls jeweils

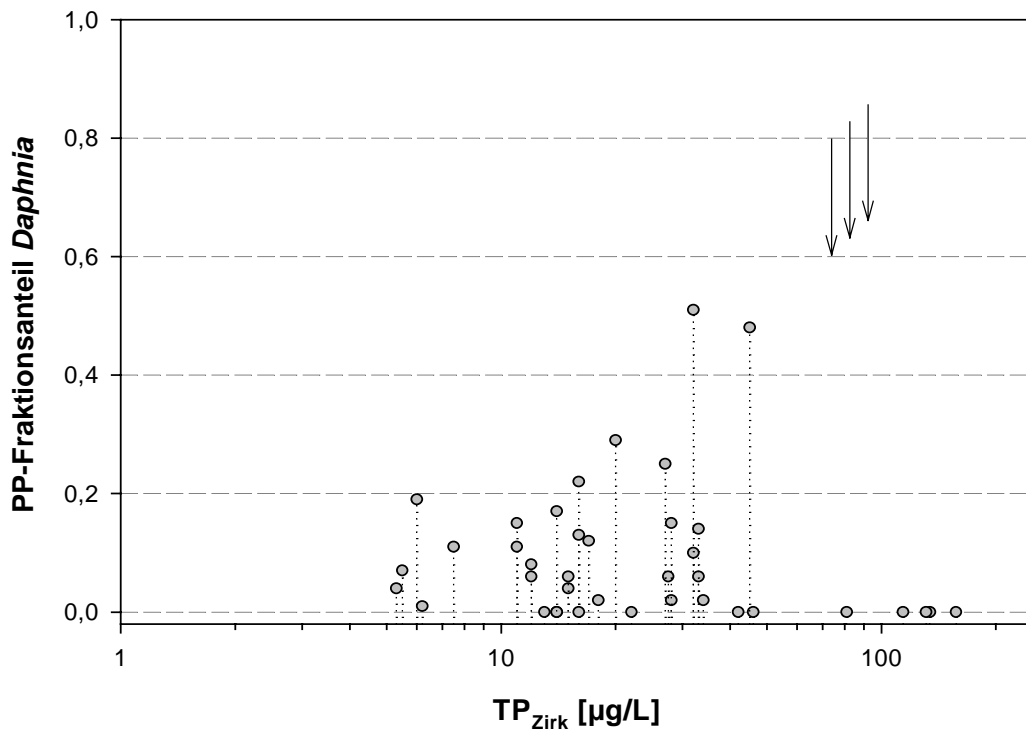


Abb.52: Der Median der sommerlichen PP-Fraktionsanteile der Daphnien erreicht in den untersuchten Talsperren im schwach eutrophen Bereich bei geringer Planktivorie Maxima, um im hoch eutrophen Bereich bei hoher Planktivorie (Pfeile!) auf null zu sinken (vgl. Abb.53)

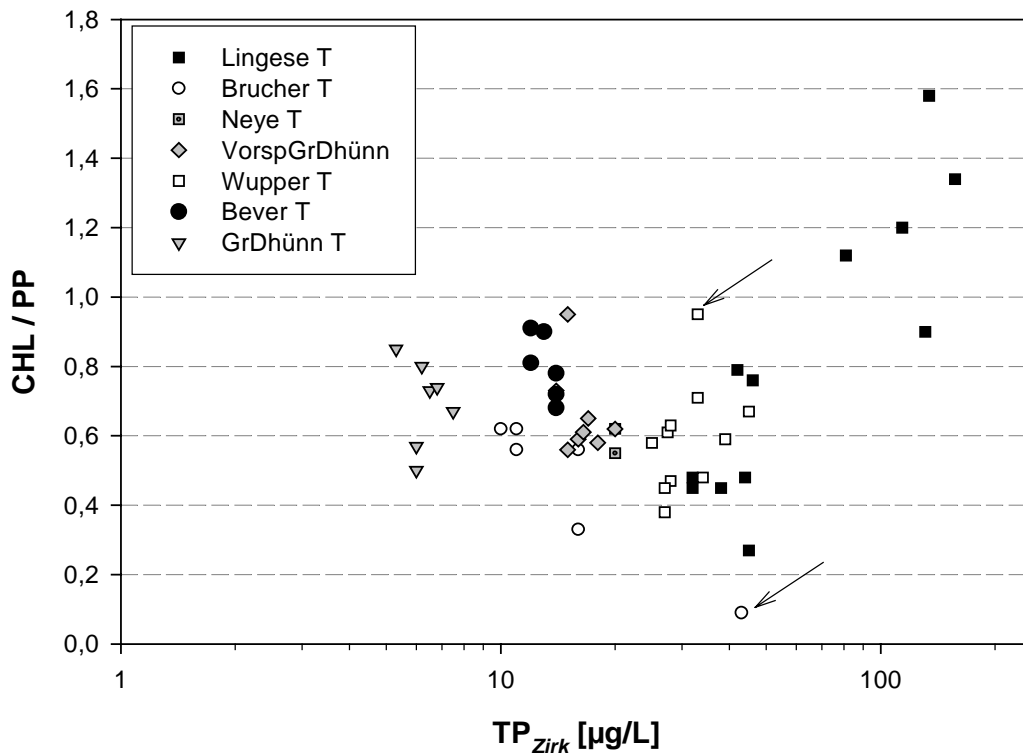


Abb.53: Median der sommerlichen CHL/PP-Quotienten (vgl. Abb.52; Pfeile: Wupper-T (2001) und Brucher-T (1993))

nur ca. 10-12 % des PP zu binden. Der überwiegende Anteil mit ca. 55% entfällt hier auf die Differenz $1 - \sum \text{PHYTO,ZOO}$. Damit steht einem PHYTO-P : ZOO-P : planktivoren FISCH-P-Verhältnis von ca. 1,0 : 1,7 : 0,9 in der oligo-/mesotrophen Vorsperre Große Dhünn ein solches von ca. 1,0 : 0,2 : 1,1 in der hoch eutrophen Lingese-T bei hoher Planktivorie gegenüber.

Der sommerliche PP-Fraktionsanteil von *Daphnia* unterliegt hohen saisonalen Schwankungen. Über das Trophiespektrum der hier untersuchten Talsperren betrachtet, treten bei geringer Planktivorie im meso- bis schwach eutrophen Bereich Maxima der *Daphnia*-P-Konzentrationen und PP-Fraktionsanteile auf, um bei hoher Planktivorie im hoch eutrophen Bereich auf null zu sinken (Abb.52). Die mittleren sommerlichen *Daphnia*-P-Konzentrationen steigen bei geringer Planktivorie von ca. 0,3 µg/L in der oligotrophen Großen Dhünn Talsperre (2003) auf bis zu 8 µg/L im Median in der schwach eutrophen Lingese-T im Jahr 1999 an.

Die sommerlichen CHL/PP-Quotienten unterliegen hohen saisonalen und internannualen Schwankungen. Minima finden sich in den untersuchten Talsperren gehäuft im schwach eutrophen Bereich bei geringer Planktivorie, während im hoch eutrophen Bereich, bei fehlendem *Daphnia* grazing aufgrund hoher Planktivorie, stets hohe CHL/PP-Quotienten auftreten (Abb.53). Dabei ist unverkennbar, wie die CHL/PP-Quotienten in der Lingese-T mit abnehmender Planktivorie bei parallel sinkenden TP_{Zirk}-Konzentrationen zurückgehen. Hohe CHL/PP-Quotienten von ca. 1,0 treten aber auch im oligo-/mesotrophen Bereich zeitgleich mit der Entwicklung nichtfressbarer Algen (*Planktothrix*, *Aphanothece*, *Uroglena*, *Dinobryon*, *Quadrigula*, *Sphaerocystis*) in Verbindung mit *Daphnia*-grazing auf.

Die Konzentrationen der Sestonfraktion <30µm verlaufen zeitlich invers zur *Daphnia*-P-Konzentration (Abb.19,29). Dabei sinken die Konzentrationen der PP<30µm Fraktion in Verbindung mit der partikeleliminierenden Wirkung von *Daphnia galeata* auf ein Basisniveau von ca. 3 µg/L (Abb.54). Bei Dominanz kleiner filternschwächerer Daphnien, wie *Daphnia cucullata*, sinken die Konzentrationen der PP<30µm Fraktion kaum unter einen Wert von ca. 5 µg/L (Abb.19,29). Mit dem im April/Mai, vor Aufkommen der Daphnien, gemessenen PP<30µm Konzentrationsbereich von ca. 4 -12 µg/L in den untersuchten Talsperren (Abb.54) kann *Daphnia galeata* in den schwach eutrophen Talsperren ein fröhsommerliches Biomassepotenzial von ca. 30-40 Ind/L, in den mesotrophen von ca. 5-9 Ind/L und in der oligotrophen Großen Dhünn Talsperre von ca. 3-4 Ind/l aufbauen. Dies sind Größenordnungen, wie sie auch gezählt werden.

Dort, wo im Sommer 2003 Messungen zur Futterqualität des Sestons für die Daphnien mit Blick auf den P-Gehalt durchgeführt wurden, zeigte sich keine P-Verarmung in der Sestonfraktion <30µm im Verlauf des Sommers resp. mit der Zunahme der *Daphnia*-P-Konzentrationen (Abb.54,55). Demgegenüber steigen die C:P-Quotienten der Gesamtseston-Fraktion im Verlauf sommerlicher Algenentwicklungen an (Abb.47). In der Lingese-T erreichen die C:P-Quotienten der Gesamtseston-

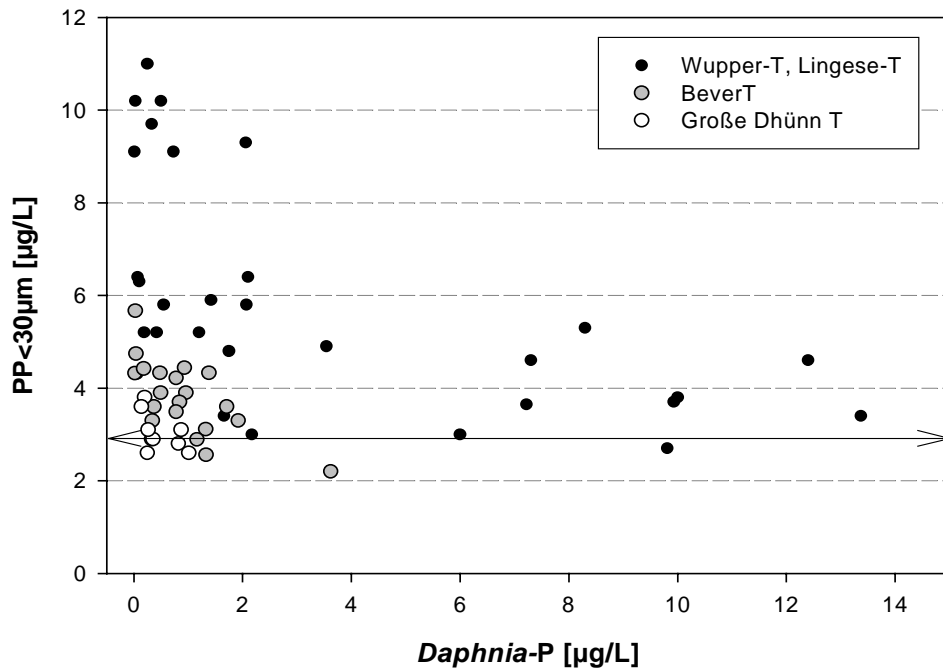


Abb.54: *Daphnia galeata* senkt die Konzentrationen der Sestonfraktion $PP_{<30\mu m}$ bis auf einen Basiswert von ca. 3 µg/L. ($PP_{<30\mu m}$ Konzentrationen der mesotrophen Bever-T aus den $PON_{<30\mu m}$ Konzentrationen mit $N:P=20:1$ berechnet)

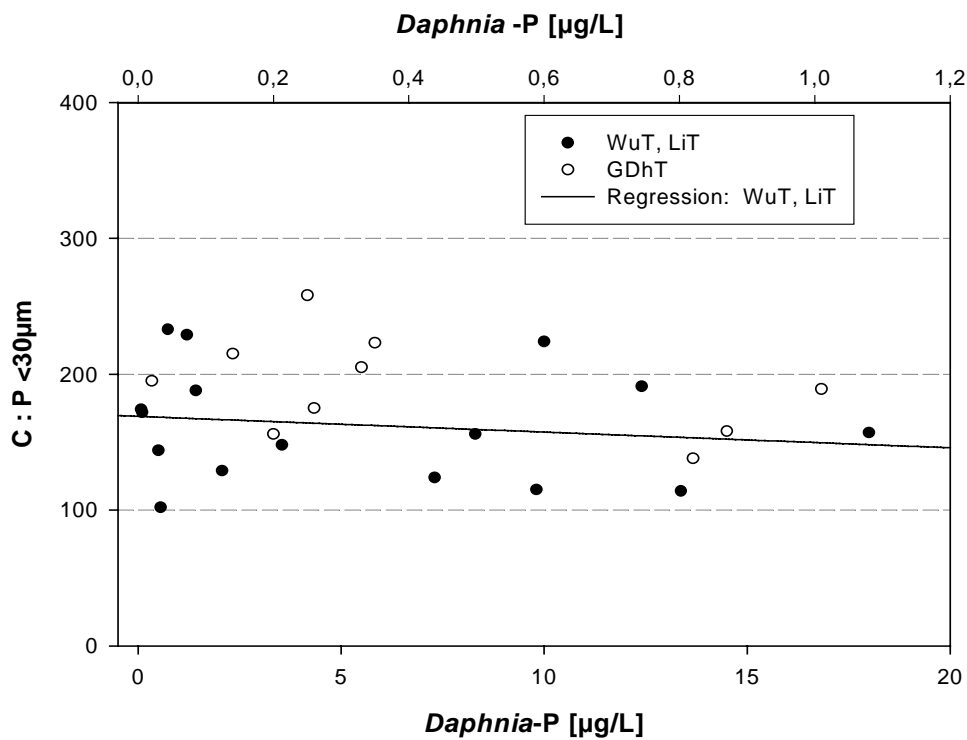


Abb.55: Das C:P-Verhältnis der Sestonfraktion $<30\mu m$ sinkt im Sommer 2003 nur geringfügig mit zunehmender $Daphnia-P$ -Konzentration ($r^2=0,025$, $p<0,0001$). (Untere x-Achse Konzentrationen für die schwach eutrophen Talsperren (Wupper-T, Lingese-T), obere x-Achse für die oligotrophe Große Dhünn-T)

Fraktion während einer *Sphaerocystis-Daphnia*-Entwicklung C:P = 365 : 1 begleitet durch Maxima der CHL/PP von 1,2. Demgegenüber steigen die C:P<30µm nicht über 200:1. Die C:P-Quotienten des Gesamtsestons in der Wupper-, Lingese- und Großen Dhünn-Talsperre liegen mit 240 : 1 im Median und Maxima von 390 : 1 stets höher als jene der Fraktion<30µm. In den schwach eutrophen Talsperren erreichten die sommerlichen C:P<30µm-Quotienten im Median 160 : 1 mit Maxima von 200 : 1 gegenüber 200:1 bei Maxima von 260:1 in der oligotrophen Großen Dhünn-Talsperre.

Diskussion. Die P-Fraktionsanteile (DIP, DOP, PP) gehen, ebenso wie der PP-„Rest“ = $1 - \sum \text{PHYTO-P, ZOO-P}$, auf operationell definierte Fraktionen zurück. Da Ca-P und Ton-P-Komplexe im Wasserkörper der hier untersuchten Talsperren auf Höhe des Absperrbauwerks während der Sommermonate von geringer Bedeutung sind, sollte die berechnete „Rest“-Fraktion überwiegend organischer Natur sein. Andersen (1997) bezeichnet diese Fraktion als „Bakterioplankton“. Neben organismischen Bestandteilen, welche überwiegend zum Microbial Food Web gehören, dürfte diese berechnete Fraktion einen gewissen Detritusanteil umfassen, obwohl der Phosphor - im Gegensatz zum Kohlenstoff – nach Untersuchungen von Olsen et al. (1986) und Vadstein et al. (1988) keinen echten Detrituspool bildet. Der aus der Differenz TP-TDP ermittelte PP-Fraktionsanteil könnte insbesondere dort, wo große Daphnien dominieren, zu niedrig liegen, da diese probennahmetechnisch nur unzureichend erfasst werden, aber überproportional zum PP beitragen.

Die ermittelten Größenordnungen der Aufteilung des pelagischen Phosphors auf die Biozönose stimmen grundsätzlich mit Ergebnissen aus norwegischen Seen überein (Hessen et al., 1992 zitiert aus Andersen, 1997). Dort entfallen 14% des PP-Pools auf das Zoo-, 27% auf das Phyto- und 59% auf das „Bakterioplankton“ (berechnet aus $= 1 - \sum \text{PHYTO, ZOO}$). Letzterem steht ein Anteil von 55% in den hier untersuchten Talsperren gegenüber. Der höhere P-Anteil der Phytoplanktonfraktion bei Hessen et al. (1992) ist z.T. darin begründet, dass die dortigen Berechnungen zum Phytoplankton-P auf gemessenen CHL-Konzentrationen mit C:P=106:1 beruhen. Hier wurden die Phytoplanktonbiovolumina unter Berücksichtigung der berechneten (Sterner et al., 1997) resp. z.T. auch gemessenen C:P Quotienten oder aber dort, wo beides nicht möglich war, mit C:P=166:1 (Harris, 1986) zur Basis der Berechnung. Der hohe P-Anteil der Fische, wie hier in der Lingese-Talsperre, ist kompatibel mit Literaturangaben (Beaver et al., 1998). Dabei sind vermutlich die Phyto-P Anteile in der Lingese-T im Jahr 1990 zu hoch angesetzt, da mit einem C:P=166:1 (Harris, 1986) gerechnet wurde. Da die Algen hier sehr hohe CHL/P-Quotienten ausweisen, sind diese C:P-Werte vermutlich zu gering angesetzt, was sich u.a. zu Lasten des berechneten MFW/Detritus-Anteil auswirkt.

Die im Verteilungswettbewerb innerhalb des Nahrungsnetzes durch die Algen monopolisierbaren P-Anteile und die Körperstöchiometrie, welche bei diesen sehr stark von den Wachstumsverhältnissen abhängt, bestimmen das CHL/P-Verhältnis. Ein CHL/TP = 1,0 (CHL/PP ca. 1,7) bildet die obere

Grenze der Umweltkapazität ab (Andersen, 1997; Reynolds, 1992). Das Erreichen dieser Grenze charakterisiert eine „Blütenbildung“ mit geringen Wachstumsraten und hohen C:P-Verhältnissen des Phytoplanktons, was durch die Messergebnisse zum C:P des Gesamtsestons im Jahr 2003 bestätigt wird. Derartige Blütenbildungen sind Ausdruck einer Entkopplung des Energietransfers im Nahrungsnetz an der Schnittstelle Phyto-/Zooplankton. Während in den hier untersuchten Talsperren der Anstieg der CHL/PP-Quotienten im hoch eutrophen Bereich durch fressbare Algen (*Cryptomonas*, *Scenedesmus*, etc.) in Verbindung mit fehlenden *Daphnia*-Entwicklungen aufgrund hoher Planktivorie zu suchen ist, sollten die CHL/PP-Quotienten im hoch eutrophen Bereich auch bei entsprechenden *Daphnia*-Entwicklungen ansteigen. Dann sollte der Anstieg der CHL/PP-Quotienten allerdings in Verbindung mit der Entwicklung nichtfressbarer, meist epilimnischer Blaualgenentwicklungen (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, etc.) stehen, welche den Erfolg biomanipulatorischer Maßnahmen begrenzen (McQueen et al., 1986; Benndorf et al., 1988). Wie das vorliegende Datenmaterial zeigt, ist das Phänomen der Entkopplung des Energietransfers im Nahrungsnetz an der Schnittstelle Phyto-/Zooplankton nicht auf den eutrophen Bereich beschränkt. Auch im oligo-/mesotrophen Bereich werden zeitweise hohe CHL/PP-Quotienten durch nichtfressbare Arten in Verbindung mit *Daphnia*-grazing verursacht. Die dortigen Arten entgehen der extremen epilimnischen P-Limitation durch unterschiedliche Strategien. Neben hoher P-Affinität (*Aphanothece*) und der Nutzung metalimnischer P-Anreicherungen (*Planktothrix*) sind mixotrophe Ernährungsweisen (*Uroglena*, *Dinobryon*) und / oder Ernährungsstrategien, welche die Daphnien als P-Quelle nutzen (*Quadrigula*, *Sphaerocystis*, etc.), bedeutsam. Im Gegensatz zum eutrophen Bereich sind die „Blütenbildungen“ im oligo-/mesotrophen Bereich jedoch wenig störend mit Blick auf die Gewässergüte. Grund ist die geringe Umweltkapazität, gesetzt durch die TP-Konzentration, in Kombination mit der Tendenz zur metalimnischen Einschichtung dieser Algenentwicklungen. Am häufigsten treten Minima des CHL/PP-Quotienten in den untersuchten Talsperren im schwach eutrophen Bereich bei niedriger Planktivorie auf. Hier erreichen die Daphnien ihre höchsten Dichten und Fraktionsanteile am PP-Pool.

Neben der P-Umverteilung durch direkte partikeleliminierende Kräfte von der PP<30µm-Fraktion zu den größeren Daphnien finden sich in den untersuchten Talsperren keine Hinweise auf eine weitergehende P-Verlagerung aus der C:P<30µm Fraktion, welche in Verbindung mit Homöostase und Körperstöchiometrie zu einer selektiven P-Anreicherung in der *Daphnia*-Biomasse und so zu einer P-Verarmung und damit Erhöhung des C:P<30µm-Verhältnisses führen sollten (Sommer et al., 2003; Sterner, 1986; Elser & Urabe, 1999). Dieses Ergebnis deckt sich nicht mit Ergebnissen aus Enclosure-Versuchen (Sommer et al., 2003), in denen die C:P-Quotienten des Sestons aufgrund einer selektiven P-Anreicherung in der *Daphnia*-Biomasse mit der Daphnien-Dichte bis ca. 40 Ind/L steigen, was die P-Limitation des Phytoplanktons erhöhen sollte. Im Unterschied zu den Messungen von Sommer et al. (2003), welcher sich auf die Sestonfraktion<100µm bezieht, liegen hier

Messungen der Fraktion <30µm und des Gesamtsestons für die Bewertung zugrunde. In den vorliegenden Untersuchungsergebnissen findet sich eine P-Verarmung des Sestons nur im Gesamtseston, nicht in der Fraktion <30µm. Da die P-Abnahme des Gesamtsestons jene des Phytoplanktons nur unzureichend spiegelt, muss man davon ausgehen, dass das C:P-Verhältnis der Algen aufgrund der hohen Variabilität der Körperstöchiometrie die gemessenen C:P-Quotienten des Gesamtsestons von 390 überschreitet. In Verbindung mit hohen CHL/PP-Quotienten ist diese P-Verarmung der Algen wohl überwiegend Ausdruck geringer Wachstumsraten des nichtfressbaren Phytoplanktons, welches sich an der Kapazitätsgrenze bewegt. Somit wird die Daphnien-Entwicklung im Sommer 2003 mit Blick auf die P-Versorgung in den hier untersuchten Beispielen zu keinem Zeitpunkt durch die P-Qualität der Nahrung (Elser et al., 1999, C:P>350) begrenzt.

Wie überschlägige Berechnungen zur Entwicklung der *Daphnia*-P-Konzentrationen zeigen, realisieren die Daphnien frühlommerliche Populationsdichten, welche der zeitgleichen Abnahme des PP<30µm Angebots im Mai entsprechen. Verknüpft man den Erhaltungsenergiebedarf, also die untere C-Nahrungsschwellenkonzentrationen für *Daphnia hyalina*-Populationen mit 0,08 mg C/L und *Daphnia cucullata* mit 0,22 mg C/L (Andersen, 1997) mit dem P-Angebot, so berechnet sich bei einem qualitativ hochwertigen Futterangebot von C:P = 100:1 eine korrespondierende P-Schwellenkonzentration von 2,6 µg P/L resp. 5,7 µg P/L. Beide Konzentrationen entsprechen sehr genau jenen, welche in *Daphnia galeata* resp. *Daphnia cucullata*-Systemen als Basisniveau der PP<30µm-Fraktion erreicht und gemessen werden. Abweichungen ergeben sich allerdings im korrespondierenden C<30µm Angebot, welches in der oligotrophen Großen Dhünn-T mit ca. 0,2 mg C/L über den Literaturangaben der Nahrungsschwellenkonzentration von 0,08 mg C/L für *Daphnia hyalina* liegt. Wie Ergebnisse von Boersma et al., 2002 zeigen, resultiert diese Differenz aus dem Unvermögen der Daphnien mit dem qualitativ minderwertigen Futterangebot von C:P<30µm = 200:1 das C-Angebot in der Großen Dhünn-T entsprechend auf 0,1 mg C/L abzusenken (vgl. Diskussion Große Dhünn-T). Diese Betrachtung verdeutlicht, warum die Basisschwellenkonzentration von PP<30µm ca. 3 µg/L in *Daphnia galeata* Systemen nicht unterschritten werden kann und eine „natürliche“ Grenze darstellt. Im übrigen wird die Höhe dieser Basisschwellenkonzentration durch Untersuchungen von Sommer et al. (2003) bestätigt. In Verbindung mit einem PP<30µm Anteil von ca. 70% am PP-Pool und ca. 60% des PP am TP-Pool berechnet sich eine hiermit korrespondierende TP-Konzentration von ca. 6 µg/L, welche die untere Schwelle einer möglichen Wirkungsentfaltung von „top down“ Kräften auf die Sestonfraktion <30µm in *Daphnia galeata* Systemen markiert. Wie die Ergebnisse zeigen, ist die Wirkungsentfaltung der partikeleliminierenden Kräfte in diesem Bereich, trotz der geringen Populationsdichten, zumindest saisonal deutlich erkennbar (Abb.46). Mit diesen Grundlagen berechnen sich für *Daphnia cucullata* Systeme über das PP<30µm Basisniveau von ca. 5 µg/L untere TP-Konzentrationen von ca. 10 µg/L, welche das Aufkommen von *Daphnia cucullata* begrenzen. Gleichzeitig grenzt diese TP-Konzentration die untere Schwelle für einen

potenziell möglichen „switch“ zwischen *Daphnia galeata* und *Daphnia cucullata* Systemen ab und erklärt zwanglos die Ergebnisse. Erstmals in der mesotrophen Bever-Talsperre bei $TP_{Zirk}=15 \mu\text{g/L}$ tritt mit Absenkung der Planktivorie dieser „switch“ zwischen *Daphnia galeata* und *Daphnia cucullata* Systemen auf. Damit ist das Biomasse- und Reaktionspotenzial der Daphnien in den untersuchten Talsperren bei Unterschreitung der kritischen Schwelle der Planktivorie durch das Ressourcenangebot der PP-Fraktion $<30\mu\text{m}$ begrenzt (Abb.54). In Übereinstimmung mit der *size-efficiency*-Hypothese (Brooks&Dodson, 1965) senken die aufkommenden filtrierstärkeren Daphnien das Seston $<30\mu\text{m}$ -Angebot in den oligo-/mesotrophen Talsperren unter die Nahrungsschwelle kleinerer Daphnien ab und konkurrieren diese aus. Entsprechend fehlt *Daphnia cucullata* in diesen Systemen. Im schwach eutrophen Bereich führt eine Verknüpfung des durch das PP $<30\mu\text{m}$ Angebots von ca. 10 - 12 $\mu\text{g/L}$ begrenzten Biomassepotenzials bei *Daphnia galeata* zu Dichten von ca. 35 Ind/L, was Filtrierraten von ca. $500 \text{ ml L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ gleichkommt. Diese Filtrierleistung entspricht dem Niveau, welches notwendig ist, jedwedes Algenwachstum der fressbaren Fraktion PP $<30\mu\text{m}$ bei einer Wachstumsrate von ca. $0,7 \text{ d}^{-1}$ zu unterdrücken (Reynolds,2002). Mit einem relativen Anteil des PP $<30\mu\text{m}$ von 40-50% am PP und ca. 65% am TP errechnet sich eine korrespondierende TP_{Zirk} von ca. 30 $\mu\text{g/L}$.

Mit Blick auf die Frage nach den Grenzen einer erfolgreichen Nahrungsnetzbewirtschaftung (Benndorf et al., 2002) stellt sicherlich die Grenze der Wirkungsentfaltung von „top down“ Kräften durch *Daphnia galeata* im Bereich von TP ca. 6 $\mu\text{g/L}$ eine untere Grenze dar (vgl. Diskussion Große Dhünn-T). Gleichzeitig ist eine Marke von ca. 10 $\mu\text{g/L}$, welche die Möglichkeit einer gravierenden Veränderung in der Zooplanktongrößenstruktur durch eine fischereiliche Bewirtschaftung bietet, eine aus anwendungsorientierter Sicht interessante Grenze. Hierbei handelt es sich, im Gegensatz zur oberen Grenze der BESP (Benndorf et al., 2002), um Konzentrationsschwellen.

Die mit der partikeleliminierenden Wirkung der „top down“ Kräfte verbundene Größenstrukturierung des Sestons verändert nicht nur die Partikelkonzentrationen (Quantität) sondern auch die Eigenschaften dieser Partikel (Qualität). Einhergehend hiermit ergeben sich Auswirkungen auf die Zielgrößen der Nahrungsnetzbewirtschaftung: Sichttiefe und Chlorophyllkonzentration, welche in den folgenden Kapiteln behandelt werden.

4.2. Auswirkungen partikeleliminierender Kräfte auf die Sichttiefen

Neben der Verteilung der Partikel im Wasserkörper entscheidet das Partikelgrößenspektrum bei gegebener Sestonkonzentration über das Ausmaß der Lichtstreuung und damit die Sichttiefe. Entsprechend zeigt sich mit Zunahme der Sestonkonzentration, hier charakterisiert über die PP-Konzentrationen, eine tendenzielle Abnahme der Sichttiefen (Abb.56). Gleichzeitig steigt die Sichttiefe mit sinkendem Anteil der Partikelfraktion <30µm bei gleicher PP-Konzentration. So ist die deutliche Zunahme der Sichttiefen beim Übergang von *Daphnia cucullata* zu *Daphnia galeata* Systemen mit der erhöhten partikeleliminierenden Wirkung dieser verbunden (Abb.29). Während *Daphnia galeata* aufgrund der gegenüber *Daphnia cucullata* niedrigeren unteren Futterschwellenkonzentration von ca. 0,1 mg C/L (Andersen, 1997) die PP<30µm Konzentrationen bei einem C:P<30µm Verhältnis von 100:1 auf 2,6 µg P/L zu senken vermag, liegt diese Schwelle in *Daphnia cucullata* Systemen mit 0,22 mg C/L (Andersen, 1997) deutlich höher bei 5,7 µg P/L. Entsprechend sind dort, wo lang anhaltende *Daphnia galeata* Entwicklungen die PP<30µm-Konzentrationen während der Schichtungsphase auf einen Schwellenwert von PP<30µm ca. 3 µg P/L senken, wie in der WupperT in den Jahren 2000-02, die Sichttiefen selbst bei höheren PP-Sestonkonzentrationen im Bereich von Systemen mit geringeren PP-Konzentrationen, wie z.B. der Bever-T in den Jahren 1997-98 (Abb.56).

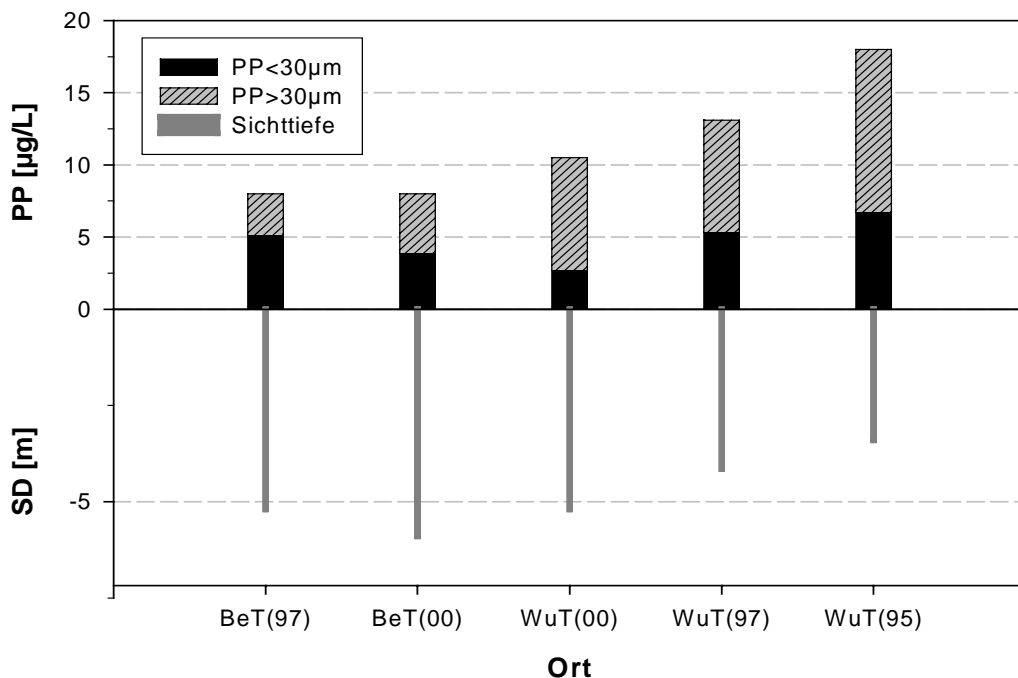


Abb.56: Quantität und Qualität der partikulären P-Fractionen (Median) bestimmen bei vergleichbarem spektralen Absorptionskoeffizienten des Wassers die Sichttiefen (Median). (BeT(97):Bever-T 1997-1998;BeT(00): 2000-2002; WuT(00): WupperT: 2000-02; WuT(97): WupperT 1997-98; WuT(95): WupperT 1995)

Wie die Ergebnisse weiterhin zeigen, ist die partikeleliminierende Wirkung direkter Effekte nicht nur mit einer Größenstrukturierung des Sestons verbunden, sondern begünstigt darüberhinaus eine räumliche Vertikalstrukturierung des Sestons im Pelagial. So zeigen sich in *Daphnia galeata* Systemen, z.B. in der Bever-, Neye- und Wupper-Talsperre, deutliche Tendenzen zur Ausbildung metalimnischer Sestonmaxima, deren Tiefenlage die Sichttiefe bestimmt (Abb.23).

Da kleine Sestonpartikel schlechter sedimentieren als große, sollten sich über diesen Zusammenhang auch auf die Ressourcenbasis rückkoppelnde Effekte ergeben, welche die pelagischen PP-Konzentrationen senken (Mazumder et al., 1992; Laroque et al., 1996). Neben einer weiteren Abnahme der Lichtstreuung sollten solche indirekten Effekte die pelagischen P-Konzentrationen und damit die Umweltkapazität für das Algenwachstum senken (Benndorf et al., 2002).

4.3. Die epilimnischen Phosphor-Konzentrationen im Kontext interner Strukturen und Prozesse

Ergebnisse. Die frühjährlichen TP-Zirkulationskonzentrationen kennzeichnen das Ausmaß der externen winterlichen P-Einträge. In nahezu allen untersuchten Gewässern leitet eine Kieselalgenentwicklung im März / April, welche auf das vorliegende P-Angebot reagiert und die gelösten P-Verbindungen partikularisiert, die Vegetationsperiode ein. Mit Ausbildung der thermischen Schichtung, welche den Rückgang der Kieselalgenentwicklung auslöst, sinken die PP- und damit einhergehend die TP-Konzentrationen. Allerdings verbleiben diese anschließend nicht zwangsläufig auf dem erreichten niedrigen Niveau (Abb.8,16,29). Vielmehr stellen sich die aktuellen und damit auch mittleren sommerlichen TP-Konzentrationen als Ergebnis dynamischer Export-/Importprozesse dar, welche u.a. eng an die Entwicklung eigenbeweglicher Partikel in Form von Algen (*Cryptomonas*, *Dinobryon*, etc.) oder größeren Daphnien geknüpft sind (Abb.8,14,16,19,40,58). Ebenso beeinflussen physikalisch vermittelte Transportprozesse, z.B. aufgrund metalimnisch sich einschichtender sommerlicher Hochwasserereignisse, die P-Bilanz (Abb.16). Dabei begünstigen abnehmende Stauhöhen und geringe Füllstände im April/Mai hypolimnische P-Anreicherungen und Instabilitäten der physikalischen Struktur (vgl. Wupper-T 1996).

Mit Blick auf die zeitlich aggregierten Daten wirken alle Talsperren als P-Senken für die winterlichen P-Einträge mit Bezug auf die TP_{Zirk} -Konzentrationen, kenntlich durch die oberhalb der $TP_{IN} : TP_{Zirk} = 1:1$ Linie liegenden TP_{IN} -Konzentrationen (Abb.57). Diese Abweichung von der 1:1 Linie kennzeichnet die Sedimentation des mit winterlichen Zuläufen eingetragenen partikulären Phosphors.

Die TP_{So} Konzentrationen steigen zunächst linear mit den TP_{Zirk} -Konzentrationen bis ca. $15 \mu\text{g/L}$ an. Danach verläuft der Anstieg der TP_{So} -Konzentrationen vielfach unterproportional. Die TP_{So} -Konzentrationen verbleiben unterhalb der $TP_{So} : TP_{Zirk} = 1:1$ Linie. Oberhalb einer TP_{Zirk} von ca. $45 \mu\text{g/L}$ überschreiten die TP_{So} -Konzentrationen die $TP_{So} : TP_{Zirk} = 1:1$ Linie (Abb.57), d.h. es gilt $TP_{So} > TP_{Zirk}$. Entsprechend steigt die mit Gleichung (5) annähernd berechnete P-Exportrate bis zu dieser Schwelle an (Abb.58).

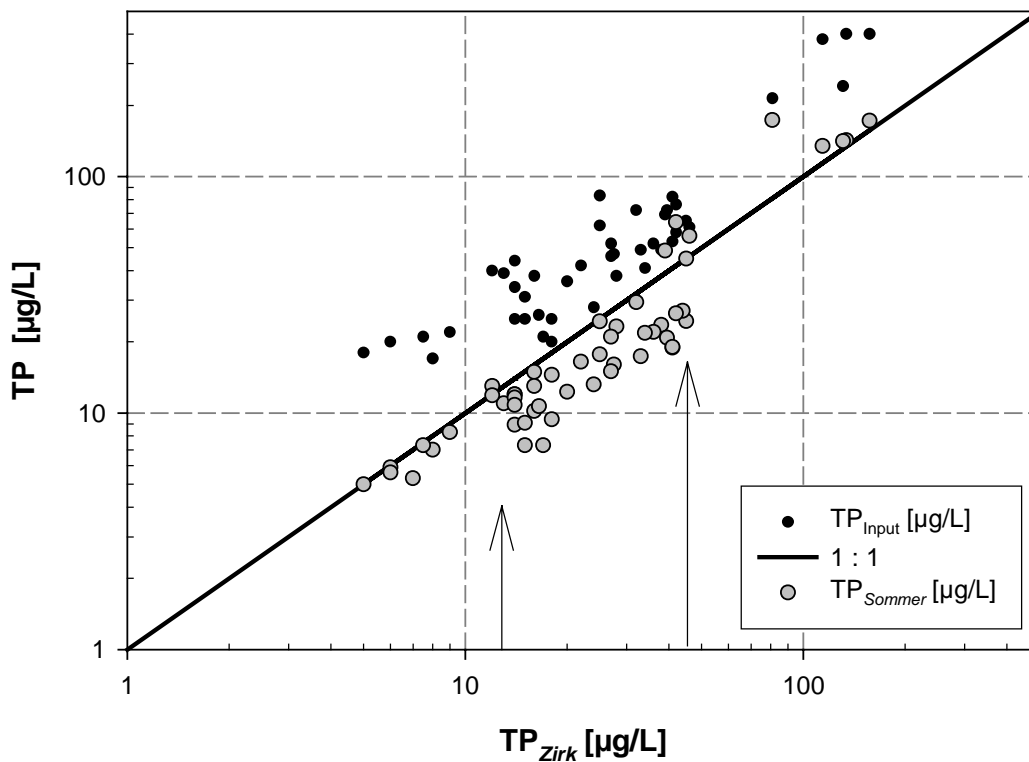


Abb.57: Während alle Talsperren mit Blick auf den winterlichen P-Input gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen als Senken wirken, beschränkt sich die Senkenkapazität während der Schichtungsperiode auf einen Bereich von TP_{Zirk} von ca. $15 \mu\text{g/L}$ bis ca. $45 \mu\text{g/L}$

Bei Überschreitung dieser Schwelle wird die sommerliche P-Bilanz $d TP/dt$ positiv (Abb.57,58). Die Höhe dieser Schwelle ist von der physikalisch-chemischen Struktur des Gewässers abhängig. In all diesen Fällen sind hypolimnische P-Anreicherungen in Verbindung mit mäßig stabilen Schichtungen aufgrund niedriger Füllstände - Wupper-T in den Jahren 1991 und 1996, Lingese-T vor 1995 - zu beobachten. Die biologische Struktur ist in diesen Fällen durch die Dominanz eigenbeweglicher Großcryptomonaden und das Fehlen von *Daphnia galeata* geprägt (Abb.58).

Beschränkt man die Betrachtung auf den Bereich unterhalb dieser TP_{Zirk} -Schwellenkonzentration von ca. $45\mu\text{g/L}$, so ergeben sich folgende Regressionsmodelle für die P-Exportrate:

$$- dTP/dt = 0,03 - 0,013 PP \quad r^2=0,61, p=0,0001 \quad (n=16) \quad (6)$$

$$- dTP/dt = 0,04 - 0,0063 TP_{Zirk} \quad r^2=0,88, p<0,0001 \quad (n=17) \quad (7)$$

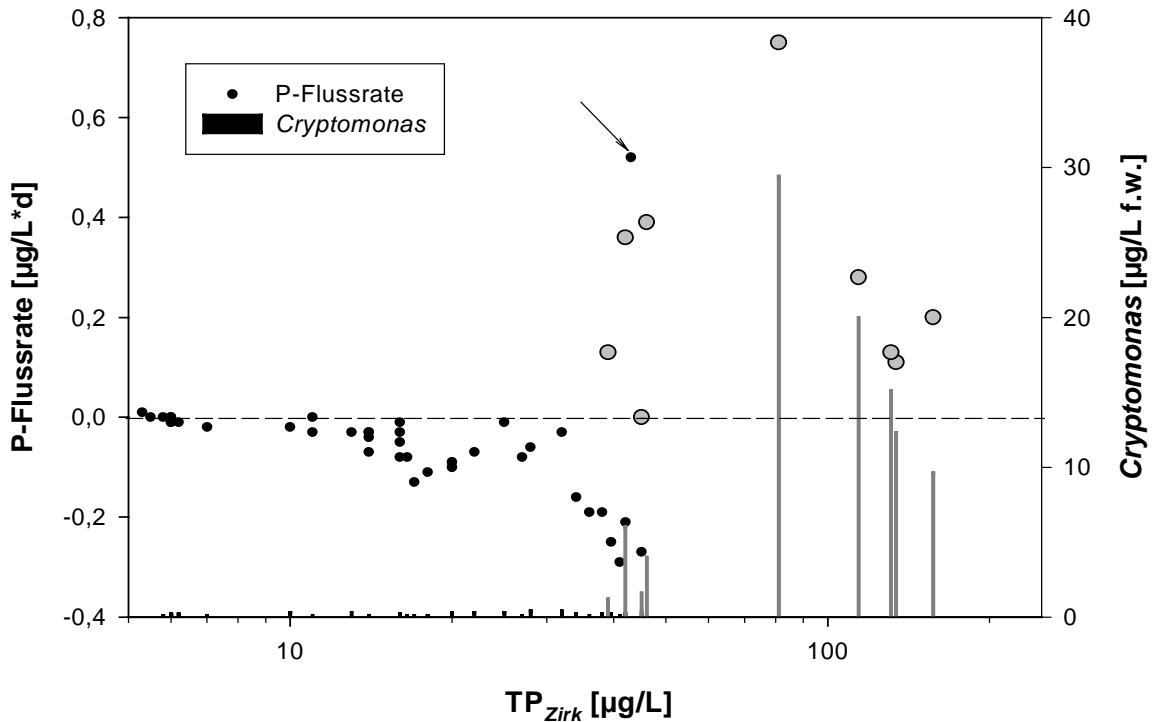


Abb.58: Inwieweit Cryptomonaden (Balken) durch Vertikalwanderungen im eutrophen Bereich P-Importe verursachen und resp. oder nur die entstehende Nische aufgrund instabiler Schichtungsverhältnisse zur Entwicklung nutzen, bleibt offen (Pfeil: Brucher-T 1993)

Diskussion. Basierend auf den empirischen *critical-load* Modellen (Vollenweider, 1975) hängt die P-Retention und damit die Belastbarkeit eines stehenden Gewässers von dessen morphometrischen bzw. hydrologischen Kenndaten ab. Zur exakteren Beschreibung der P-Retention splittet Prairie (1988) in seinen Betrachtungen die P-Retention in eine aus dem Zulauf („load decay“) und eine aus dem P-Gehalt des Seewassers resultierende Komponente („retention“) auf. Folgt man diesem Gedanken in den hier untersuchten Rinnenseen, so zeigt sich, dass beide Komponenten ihre Wirksamkeit in den Talsperren zeitlich und räumlich getrennt entfalten. Die auf der Sedimentation allochthoner Partikel beruhende abiogene P-Retention („load decay“) erfolgt überwiegend in den Wintermonaten bei erhöhten Zuläufen im Stauwurzelbereich. Das Ausmaß dieser P-Retention ist hier durch das Verhältnis von TP_{IN} zu TP_{Zirk} charakterisiert. Diese Bilanz ist, unabhängig von der Höhe der externen P-Belastung und TP_{Zirk} , stets negativ (Abb.57). Die überwiegend biogen vermittelte Sedimentation autochthoner Partikel („Retention“) nimmt ihren Ausgang mit der Sedimentation der frühjährlichen Kieselalgenentwicklung und dominiert die P-Exporte aus dem sommerlichen

Seewasser im Bereich des Hauptwasserkörpers vor dem Absperrbauwerk. Dieser Prozess wird hier durch das Verhältnis von TP_{Zirk} zu TP_{So} beschrieben und ist sehr stark durch die biologische Struktur, eingebunden in die physikalisch-chemische Struktur, geprägt. Bei höheren Belastungen wird diese Bilanz positiv, was einen P-Import als „internal loading“ abbildet (Abb.57-59).

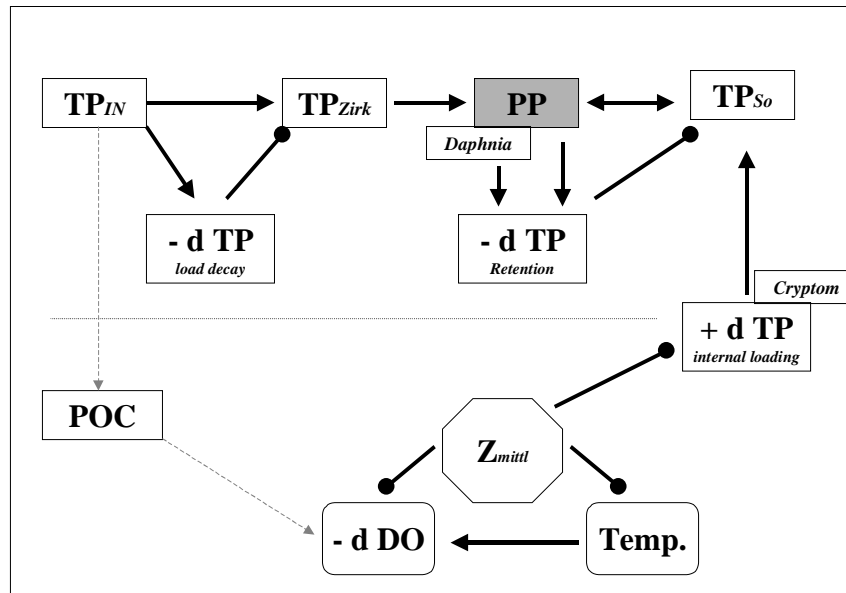


Abb.59: Eingebettet in die physikalisch-chemische Struktur bestimmen Quantität und Qualität des PP (=biologische Struktur) in den Sommermonaten entscheidend die epilimnische P-Bilanz

Ausmaß und Höhe der P-Sedimentation und damit die pelagische P-Bilanz werden bei gegebener physikalisch-chemischer Struktur entscheidend durch die

- Quantität des Phosphors - gemessen als PP (Gleichg.6)
- Qualität des Phosphors - Größenspektrum, Eigenbeweglichkeit der Partikel (Mazumder, 1992; Bloesch et al., 1989; Bossard et al., 1993, Andersen, 1997)

geprägt.

Beide Annahmen werden aus den Untersuchungsergebnissen gestützt. So steigt die biogen vermittelte sommerliche P-Sedimentationsrate, berechnet aus Gleichung (5), zunächst mit steigender P-Belastung, charakterisiert über die TP_{Zirk} , bis zum Erreichen einer Schwellenkonzentration an ($r^2=0,88$, $p<0,0001$). Da die sommerlichen PP-Konzentrationen in den Talsperren eng mit den TP_{Zirk} korreliert sind ($r^2=0,79$, $p<0,0001$), ist dieser Zusammenhang Ausdruck der bis zum Erreichen der kritischen Schwelle in Höhe von ca. 45 $\mu\text{g/L}$ negativ auf die Ressourcenbasis rückkoppelnden Quantität des Sestons, gemessen als PP (Abb.57-59). Dieses Ergebnis stützt jene von Guy et al., 1994 an kanadischen Seen im Bereich bis 20 $\mu\text{g/L}$ gewonnenen Daten.

Der Einfluss der Qualität des PP auf die sommerliche P-Bilanz zeigt sich u.a. durch verringerte TP_{So} -Konzentrationen in der Wupper-T in den Jahren 1999-2002 gegenüber 1993-98 (Tab.13, Abb.30). Diese Konzentrationsabnahme spiegelt eine Erhöhung der P-Exportraten beim „switch“ vom *Daphnia cucullata* zum *Daphnia galeata* System. Von der Gesamtentlastungsrate in Höhe von ca. $0,25 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$ entfallen in der Wupper-Talsperre ca. 25% auf indirekte Effekte resultierend aus der durch das Auftreten größerer Daphnien bedingten Sedimentationszunahme um ca. $5 \mu\text{g/L}\cdot\text{d}$ nach 1999. Grund hierfür ist u.a. die mit der partikeleliminierenden Wirkung von *Daphnia galeata* einhergehende Größenstrukturierung des Sestons, welche zu einer Abnahme der schwer sedimentierbaren Fraktion $<30\mu\text{m}$ führt (Andersen, 1997; Mazumder et al., 1992; Benndorf et al., 2002). Ebenso schwanken die TP_{So} -Konzentrationen in der Lingese-Talsperre nach 1999 invers zu den *Daphnia galeata* Dichten (Abb.9) - vgl. auch Vorsperre Große Dhünn in den Jahren 1995 und 1999. In der Lingese-Talsperre finden sich zudem in Verbindung mit den höchsten ermittelten *Daphnia galeata*-P-Konzentrationen die höchsten berechneten P-Sedimentationsraten in den untersuchten Talsperren. Unabhängig hiervon, wird die sich aus den Ergebnissen abzeichnende durchschnittlich höhere epilimnische P-Exportrate in *Daphnia galeata*-Systemen gestützt durch die einhergehende Tendenz zur vertikalen Neustrukturierung des Pelagials. So muss das vermehrte Auftreten metalimnischer Algenmaxima in den oligo-/mesotrophen und schwach eutrophen Talsperren in Verbindung mit dem Aufkommen von *Daphnia galeata* auf eine erhöhte epilimnische grazing-Rate, welche zu einer Verbesserung des Lichtangebots im Metalimnion führt, gekoppelt mit einem zunehmenden epilimnischen P-Export, in Verbindung gebracht werden. Beide Faktoren ermöglichen erst oder begünstigen die Entwicklung metalimnischer Algenpopulationen (Pilati et al., 2003). Korrelationen, welche feinere Unterschiede bei den Sedimentationsraten aus unterschiedlichen Talsperren an die Qualität biologischer Strukturen knüpfen oder gar die Residuen der „ $d TP / dt = f(PP)$ “-Regression erklären wollen, scheitern an nicht quantifizierbaren Unterschieden der physikalisch-chemischen Strukturen. Die Schlüsselstellung der physikalisch-chemischen Strukturen für die epilimnische P-Bilanz wird u.a. in den Trockenjahren 1991 und 1996 an der teilgefüllten Wupper-Talsperre bei abgesenktem Stau offensichtlich. Dabei kommt der Stauhöhe im Frühjahr eine Schlüsselposition zu. In Kombination mit hypolimnischen P-Anreicherungen führen geringe Stauhöhen in den Sommermonaten zu epilimnischen P-Importen, welche den eutrophen Zustand stabilisieren. Diese Umkehrung in der ansonsten negativen P-Bilanz ist vielfach begleitet durch ein entsprechendes Cryptomonaden-Aufkommen. Dieses zeitliche Zusammentreffen zwischen dem Aufkommen von *Cryptomonas* und epilimnischen P-Importen findet sich bei den zeitlich aggregierten Daten (Abb.58) ebenso, wie in der saisonalen P-Dynamik (Abb.8). Ob die positive epilimnische P-Bilanz durch die Vertikalmigration von Cryptomonaden verursacht wird (Salonen et al., 1983) und resp. oder aber die Wirkung instabiler physikalischer Strukturen reflektiert, kann nicht sicher beantwortet werden. So öffnet sich für die Cryptomonaden bei mäßiger Turbulenz eine Nische, die für Kieselalgen nicht mehr ausreicht (Klaveness, 1991).

Eine Betrachtung der der sommerlichen P-Bilanz zugrundeliegenden Mechanismen verdeutlicht die systemstabilisierende Wirkung, sprich negative Rückkopplung, aufgrund biogen vermittelter epilimnische P-Exporte. In Abhängigkeit von der Quantität und Struktur des PP („Qualität“ der biologischen Struktur) erreichen die P-Exportraten im mäßig eutrophen Bereich Maxima (Abb.57,58). Somit wird die sommerliche P-Sedimentationsrate und die Belastbarkeit von Talsperren zu einer biologisch gesteuerten und beeinflussbaren Größe. Schlüsselorganismen in diesem Geschehen sind gut sedimentierbare Kieselalgen, eigenbewegliche Algen (*Cryptomonas*, *Uroglena*, *Dinobryon*, etc.) und größere Daphnien, wie *Daphnia galeata*. Eine Saisonalität, beginnend mit einer „reinen“ Kieselalgenfrühjahrsentwicklung, zeitlich nah von einer entsprechenden *Daphnia galeata* Entwicklung gefolgt, begünstigt, in Verbindung mit einer stabilen physikalischen Struktur, eine hohe P-Retention. (vgl. Vorsperre Große Dhünn, Abb.16; Wupper-T). Eine Sequenz aus mit schwer sedimentierbaren Algen „durchmischter“ Kieselalgenfrühjahrsentwicklung und zeitlich verzögerter oder gar fehlender Entwicklung von *Daphnia galeata* führt hingegen zunächst zu keiner nachhaltigen Absenkung der TP_{So} gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen mit Ausbildung der Schichtung (Lingese-T, Abb.8). Die in den untersuchten Talsperren bis zu einer TP_{Zirk} von ca. 45 $\mu\text{g/L}$ erfolgreich arbeitende epilimnische P-Exportpumpe, welche aus einer zeitlich gekoppelten Abfolge von Kieselalgen und Daphnien angetrieben wird, entfaltet an diesem Punkt in der Lingese-Talsperre eine maximale Entlastungsrate von ca. 0,25-0,30 $\mu\text{g P/L}\cdot\text{d}$. Bei Überschreitung der P-Aufnahmekapazität des Gewässers, welche in den Mittelgebirgstalsperren in Verbindung mit dem Füllstand durch die Temperatur und das Sauerstoffangebot im Hypolimnion begrenzt wird, wird die epilimnische P-Bilanz sprunghaft positiv (Abb.57). Die P-Entlastungsreaktion wird kompensiert und der eutrophe Zustand stabilisiert. Dieser Punkt, an dem die Wirkung indirekter, auf die Ressourcenbasis rückkoppelnder Effekte, kompensiert wird, markiert die obere Grenze der „Biomaneffektivitätsschwelle der P-Belastung“ (Benndorf et al., 2002), welche bei ca. 0,6 - 0,8 $\text{g/m}^2\cdot\text{a}$ anzusetzen ist. Berechnet auf eine trophogene Zone von 10 m mittlerer Tiefe entspricht dies einer Exportrate von ca. 0,20 $\mu\text{g/L}\cdot\text{d}$, einer Größe, welche geringfügig unterhalb der höchsten hier ermittelten P-Entlastungsraten liegt. Unterhalb einer TP_{Zirk} von ca. 15 $\mu\text{g/L}$ hingegen kommen die Entlastungsreaktionen, vermutlich aufgrund der niedrigen PP-Konzentrationen, in den hier untersuchten Talsperren zum Erliegen. Beide Punkte grenzen sich definitionsgemäß über Raten, nicht Konzentrationen, ab.

4.4. Die Phosphor-Chlorophyll Regression und Trophieklassifikation

Ergebnisse. Eine Analyse des Antwortverhaltens der untersuchten Talsperren auf eine steigende P-Belastung, charakterisiert über steigende TP_{Zirk}-Konzentrationen, weist eine Zunahme der sommerlichen Algenbiomassen mit steigender P-Belastung auf (Abb.60, Tab.18). Dieser Zusammenhang gilt auch für die Zooplanktonbiomassen, welche sowohl mit den TP_{Zirk}- als auch mit den CHL-Konzentrationen steigen. Demgegenüber korreliert die mittlere Körperlänge ZL nicht mit den TP_{Zirk} Konzentrationen. Die mittlere sommerliche Algenbiomasse CHL_{So} nimmt mit steigender mittlerer Körperlänge des Zooplanktons ZL ab (Abb.61). Entsprechend erreicht ein multiples Modell, welches TP_{Zirk} und ZL berücksichtigt, eine höhere Vorhersagegenauigkeit der CHL-Konzentrationen als Antwort auf steigende TP_{Zirk}-Konzentrationen als das einfache Modell.

Tab.18: Korrelationstabelle von Phosphor, Chlorophyll, Zooplanktonbiomasse und -größenstruktur (ohne Brucher-T 1993 und Lingese-T 1988-92; r_s Spearman-Koeffizient)

$y = a + b \cdot x$	n	r	r ²	p
CHL = f (TP _{Zirk})	21	+0,74	0,53	<0,0001
CHL = f (ZL)	19	-0,63	0,36	0,0030
CHL = f (TP _{Zirk} , ZL)	19		0,72	<0,0001
CHL _{Residuen} = f (ZL)	19	-0,24	0,35	0,3004
CHL _{Residuen} = f (d TP)	19	r _s =+0,90	(0,88)	<0,0001
CHL = f (TP _{So})	21	+0,97	0,94	<0,0001
ZL = f (TP _{Zirk})	19	-0,35	0,12	0,1348
d TP = f (ZL)	19	-0,45	0,16	0,0455
ZOO-C = f (TP _{Zirk})	20	+0,69	0,45	0,0006
ZOO-C = f (CHL)	20	r _s =+0,54	(0,52)	<0,0001
log[CHL] = f (log[TP _{Zirk}])	21	+0,82	0,66	<0,0001
log [CHL] = f (ZL)	19	-0,67	0,41	0,0013
log[CHL] = f (log[TP _{Zirk}], ZL)	19		0,84	<0,0001
log[CHL] =f (log[TP _{So}])	21	+0,95	0,89	<0,0001

Die größten Schwankungen in der P-CHL-Regression zeigen sich im schwach eutrophen Bereich bei TP_{Zirk} ca. 45 µg/L (Abb.60). Während die oberhalb der Regressionsgeraden liegenden Punkte

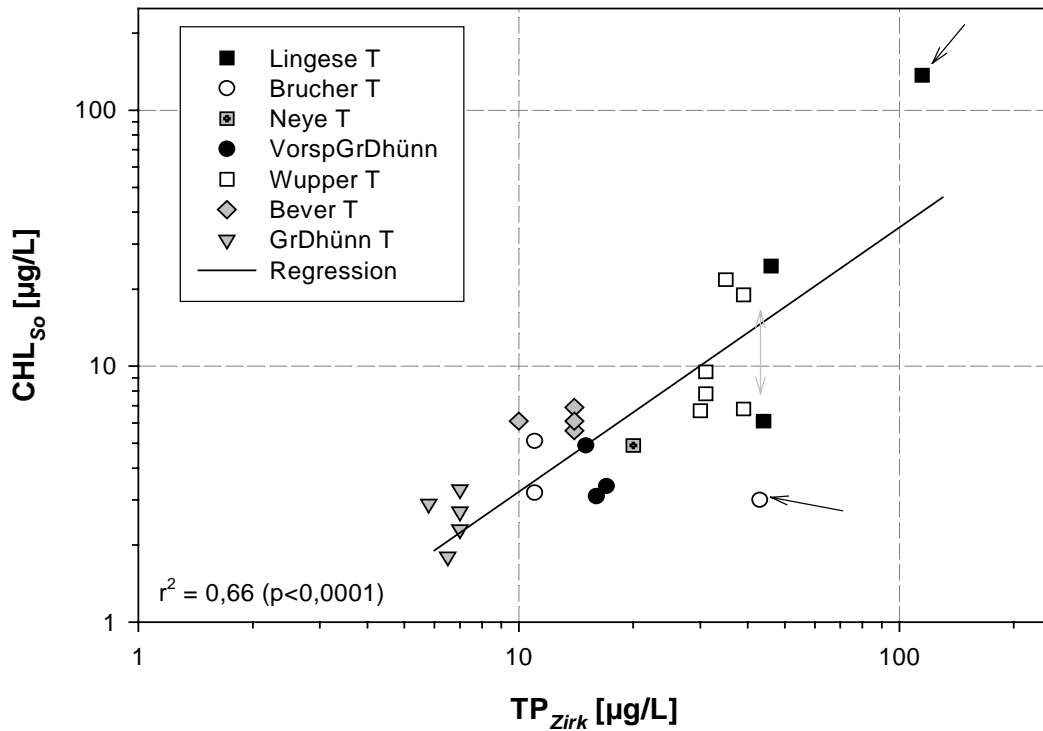


Abb.60: Basierend auf den aggregierten Werten aus den Tab.4-17 zeigt sich eine Zunahme der CHL-Konzentrationen mit steigender P-Belastung, charakterisiert über die TP_{Zirk} -Konzentrationen welche die „bottom up“ Sicht stützt. (vgl. Carpenter et al., 1993); ($\log y = -0,7 + 0,85 \log(x)$ ohne schwarze Pfeile: Brucher-T 1993, Lingese-T 1988-92)

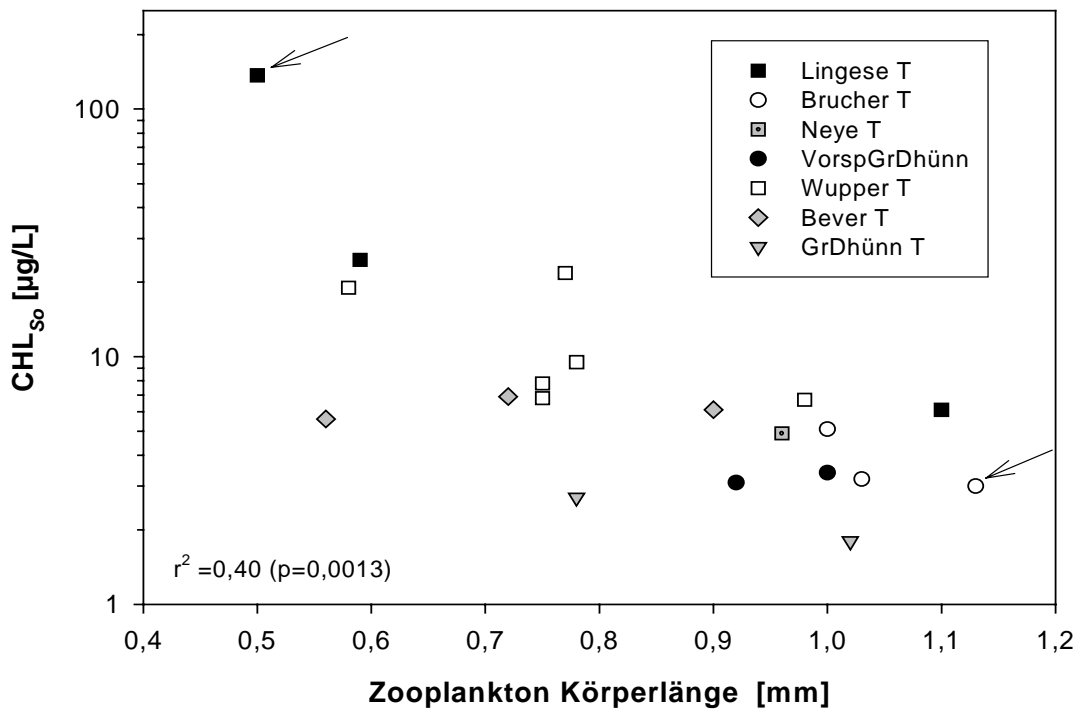


Abb.61: Die CHL-Konzentration korreliert negativ mit der mittleren Körperlänge des Zooplanktons als Maßstab für den grazing-Druck und stützt die „top down“ Sicht (vgl. Carpenter et al., 1993), (berechnet ohne Pfeile: BrT 1993, LiT 1988-92)

Talsperren (WuT 1992,96; LiT 1993-95) abbilden, deren TP_{So} - gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen nicht erniedrigt sind (Abb.57), bilden die unterhalb liegenden Meßpunkte (WuT 1999-02, LiT 1999-02, BrT 1993) Talsperren ab, welche eine deutliche Abnahme der TP_{So} - gegenüber der TP_{Zirk} -Konzentrationen (bis auf die BrT 1993) bei meist hohen *Daphnia galeata*-Dichten aufweisen

Die Schwankungen der TP_{So} - CHL Regression sind deutlich geringer als jene der TP_{Zirk} - CHL Regression (Tab.18, Abb.60,62) und übertreffen selbst die Vorhersagegenauigkeit des verbesserten multiplen Modells, welche zusätzlich die Zooplanktonstruktur über ZL berücksichtigt. Im Gegensatz zu den TP_{Zirk} -Konzentrationen beinhalten die TP_{So} -Konzentrationen die Entlastungsreaktion des Systems mit Blick auf die internen P-Flüsse, u.a. charakterisiert über die P-Flussraten $d TP/d t$, (Gleichung 5). Diese vermögen immerhin 88% der Schwankungen der TP_{Zirk} -CHL_{So} Regression zu erklären (Tab.18). Lediglich zwei Fälle, die Brucher-Talsperre im Jahr 1993 und die Lingese-Talsperre im Zeitraum 1988-92, zeigen nennenswerte Abweichungen von der TP_{So} - CHL Regression (Abb.62, Pfeile). Beide Talsperren liegen im Größenspektrum der Zooplanktongesellschaften, charakterisiert über ZL, im vorliegenden Datenkollektiv diametral gegenüber (Abb.61, Pfeile).

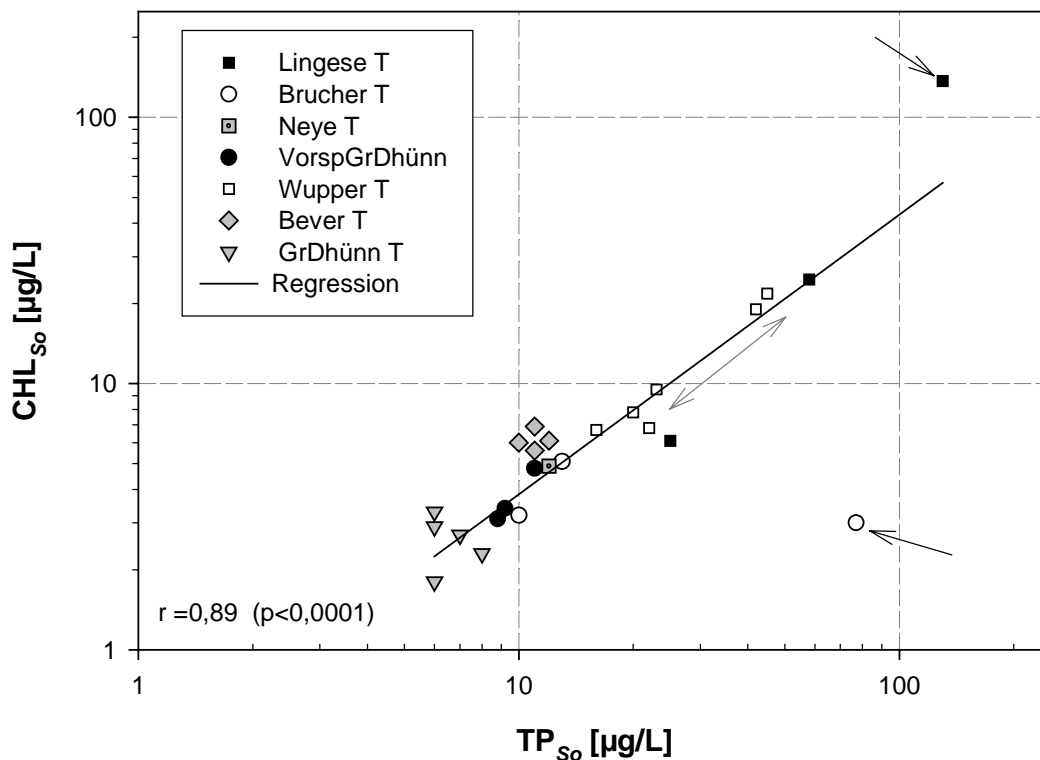


Abb.62: Die Einbeziehung der internen P-Flüsse, welche die TP_{So} -Konzentrationen bestimmen (Gleichung 5), führt zu einem Modell höchster Vorhersagegenauigkeit.
($\log y = -0,9 + 0,96 \log(x)$ ohne schwarze Pfeile: Brucher-T 1993, Lingese-T 1988-92)

Diskussion. Nähert man sich der Frage nach der Bedeutung der „bottom up“ via „top down“ Kräfte basierend auf einer vergleichenden Betrachtung der vorliegenden Einzelergebnisse anhand statistischer Methoden und Betrachtungen, so zeigt sich zunächst die Wirksamkeit der „bottom up“ Kräfte durch einen signifikanten Anstieg sowohl der Phyto- als auch Zooplanktonbiomassen mit zunehmender P-Belastung, charakterisiert über die TP_{Zirk} -Konzentrationen. Die positiven Korrelationen zwischen den angrenzenden trophischen Ebenen des Phyto- und Zooplanktons widersprechen den Aussagen der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985), denen zufolge hier eine negative Korrelation zu erwarten wäre. Beide trophischen Ebenen scheinen hingegen in ihrer Biomasse letztlich vom P-Angebot gesteuert.

Die Vertreter der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985) verweisen auf die Bedeutung der „top down“ Kräfte, um die in der TP_{Zirk} - CHL_{So} Regression auftretenden Schwankungen (Residuen) zu erklären. Dazu stützen Carpenter et al. (1993) ihre Argumentation auf die negative Korrelation, welche sich zwischen der Zooplanktongrößenstruktur als Maßstab der Planktivorie und den CHL-Konzentrationen ergeben. Carpenter et al. (1993) generieren eine multiple Regression aus „bottom up“ und „top down“ Kräften, abgebildet durch die TP_{Zirk} - CHL_{So} und ZL - CHL Regressionen, welche die CHL-Konzentrationen wesentlich besser vorhersagen kann als die Einzelregressionen. Folgt man dieser Argumentation und erweitert die P-CHL Regression („bottom up“) um die ZL-CHL Regression („top down“), so bestätigt sich das Ergebnis von Carpenter et al. (1993), dass die CHL-Konzentrationen signifikant negativ mit der ZL korreliert sind und ein multiples Modell aus „bottom up“ und „top down“ Kräften die CHL-Konzentrationen wesentlich besser vorhersagt. Dieses Ergebnis ist unabhängig davon, ob man das vorliegende Datenkollektiv komplett berücksichtigt oder die Werte der Lingese-Talsperre (1988-92) und Brucher-Talsperre (1993) ausklammert. Ein Ausklammern beider Datensätze erscheint insofern angebracht, da im ersten Fall durch Selbstbeschattung und im zweiten Fall durch den hohen DOC-Eintrag in Verbindung mit einer Zwangszirkulation zusätzliche Kräfte wirksam werden.

Den Rahmen für die potenziell mögliche Phytoplanktonbiomasse zu einem gegebenen Zeitpunkt setzt die aktuell verfügbare TP-Konzentration, welche die Umweltkapazität des Systems begrenzt. Diese wird in der Sommerperiode durch die TP_{So} -Konzentrationen, aber nur bedingt durch die Belastung, resp. die TP_{Zirk} , gesetzt. Damit läßt die TP_{Zirk} - CHL_{So} Regression wesentliche interne Mechanismen und Kräfte unberücksichtigt, welche innerhalb des Systems mit und nach Ausbildung der thermischen Schichtung wirksam werden und zu einer Veränderung der TP_{So} - gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentration führen, sei es durch P-Importe aufgrund eines „internal loading“ oder P-Exporte, verursacht durch Sedimentation. Diese Mechanismen koppeln auf die Ressourcenbasis und sind grundsätzlich den „bottom up“ Kräften zu zurechnen (Abb.60-62). Entsprechend führt eine TP_{So} - CHL Regression, welche diese Rückkopplung auf die Ressourcenbasis über die P-Flussraten beinhaltet, zu einem Modell mit höchster Vorhersagegenauigkeit. Auch die Residuen der TP_{Zirk} - CHL_{So} Regression lassen sich am besten „bottom up“ durch die P-Bilanz, charakterisiert über d $TP /$

dt erklären, während die Zooplanktongrößenstruktur (ZL) die Schwankungen kaum erklärt. Hierbei darf jedoch nicht übersehen werden, dass diese Argumentation einen gewissen Zirkelschluss beinhaltet, da die P-Flussraten u.a. aufgrund indirekter Effekte durch die strukturierende Wirkung größerer Daphnien, charakterisiert über ZL, geprägt werden (Mazumder et al., 1992; Laroque et al., 1996, Koop et al., 1997).

Die herausragende Bedeutung interner Rückkopplungen auf die Ressourcenbasis für die Erklärung der Schwankungen in der $TP_{Zirk} - CHL_{So}$ Regression und damit die Bedeutung „bottom up“ wirkender Kräfte, wird durch die Einzelfallergebnisse der Nahrungsnetzbewirtschaftung gestützt. Eine Absenkung der CHL-Konzentrationen ist nur in den Fällen zu verzeichnen, wo es zu einer Verringerung der TP_{So} -Konzentrationen, also Absenkung der Umweltkapazität im Sinn der „bottom up“ Hypothese kommt. So sind die Veränderungen in der Wupper-Talsperre beim Übergang von einem *Daphnia cucullata* System der Jahre 1993-95 in ein *Daphnia galeata* System in den Jahren 1999-2002, welche im $TP_{Zirk} - CHL$ Diagramm vertikal verlaufend eine „top down“ Erklärung nahe legen (Abb.60), im $TP_{So} - CHL$ Diagramm nahezu parallel zur Regressionslinie verlaufend, was eine „bottom up“ Erklärung stützt (Abb.62). Ebenso sind die Entwicklungen in der Lingese-T in den Jahren 1993-95 und 1999-2002, im $TP_{Zirk} - CHL$ Diagramm vertikal verlaufend, im $TP_{So} - CHL$ Diagramm nahezu parallel zur Regressionslinie verlaufend, „bottom up“ zu erklären. Die negative Abweichung der Jahre 1999-2002 von der Regressionslinie ist in diesem Fall aus den Unterschieden im CHL/PP-Verhältnis (Abb.53) und damit den Wachstumsraten der Algen erklärbar.

Wie die Ergebnisse und Betrachtungen zeigen, definiert sich der mesotrophe bis schwach eutrophe Bereich durch ein hohes Puffer- und Aufnahmevermögen für steigende P-Belastungen (Abb.57,58,60,62), was der Grund moderater Reaktionen der sommerlichen Algenentwicklungen auf steigende TP_{Zirk} -Konzentrationen ist. Neben der biogen vermittelten Entlastungsreaktion durch die Kieselalgen-P-Sedimentation kommt dem sommerlichen „grazing via *Daphnia galeata*“ Pfad in den Mittelgebirgstalsperren hierfür eine Schlüsselposition zu, wie gezeigt werden konnte. Dabei durchläuft nicht nur die ökologische Effizienz des Energieflusses zu den Fischen im meso-/eutrophen Grenzbereich ein Maximum. Auch die Wirkungen fischereilicher Bewirtschaftungsmaßnahmen entfalten dort die höchste Wirksamkeit. Dieses Aufnahmevermögen des mesotrophen bis schwach eutrophen Bereichs für steigende P-Belastungen, welches zu einer nahezu fehlenden Reaktion des sommerlichen Algenwachstums führt, stellt eine volkswirtschaftlich bedeutsame biosphärische Dienstleistung dar, welche durch eine ordnungsgemäße fischereiliche Bewirtschaftung optimiert und genutzt werden kann. Die Nutzung dieser Dienstleistung durch ein modernes, an den Grundsätzen der EG-WRRL orientiertes Management, verlangt eine Neuorientierung des klassischen, an festen und nicht gewässertypspezifischen Zielwerten orientierten Emissions- und Immissionsprinzips (vgl.Kap.5; DFG,2003). So vermag die klassische, von der OECD-Studie geprägte und von der

LAWA (2002) sinngemäß übernommene Trophieklassifikation, welche Zustandsgrößen (CHL, TP) und deren mittlere Auftretenswahrscheinlichkeiten entlang eines Belastungsgradienten zur mehr oder weniger willkürlichen Abgrenzung von Trophieklassen verwendet und damit Zirkelschlüsse produziert, in heutiger Zeit kaum zu befriedigen. Eine erweiterte Trophieklassendefinition, welche sich an systeminternen Regelkreisen, also prozessorientiert und damit ökosystemar definiert, ist demgegenüber selbsterklärend und würde Zirkelschlüsse vermeiden (Tab.19).

Tab.19: Gegenüberstellung der auf Wahrscheinlichkeiten basierenden Mittelwerte der Zustandsgrößen zur Trophieklassenabgrenzung (oberer Kasten: LAWA (2002)) und der sich aus einer prozessorientierten Definition am vorliegendem Datenkollektiv heraus abzuleitenden TP_{Zirk} -Schwellenwerte zwischen den Trophieklassen (grauer Kasten);
(¹ abhängig von der systeminternen Struktur)

	oligotroph	mesotroph	eutroph
TP_{Zirk} [$\mu\text{g/L}$]	<8	9 – 28	>28
CHL_{So} [$\mu\text{g/L}$]	<3	3 – 10	>10
SD [m]	>7	3 – 7	<3
TP_{Zirk} [$\mu\text{g/L}$]	< 10	10 – 45 ¹	> 35 ¹
CHL_{So} [$\mu\text{g/L}$]	< 3	3 – 9	> 15
SD [m]	> 6	3 – 6	< 3

Wie sich aus den Betrachtungen ergibt, grenzt sich der eutrophe Zustand gegenüber dem mesotrophen Zustand als ein durch positiv rückkoppelnde Regelkreise stabilisiertes Ökosystem ab. Eine positive sommerliche epilimnische P-Bilanz, welche selbst bei niedriger Planktivorie und hohen epilimnischen P-Exportraten nicht mehr in eine negative P-Bilanz überführt werden kann, stellt die Grenze zum eutrophen Bereich mit all ihren Konsequenzen dar. Damit ist der eutrophe Bereich nicht mehr über eine Konzentration definiert, sondern über ein dynamisches Kräftegleichgewicht, welches die Höhe der sommerlichen P-Konzentrationen bestimmt. Der Kompensationspunkt dieses Kräftegleichgewichts liegt, eingebettet in die physikalisch-chemische Gewässerstruktur, für die hier untersuchten Talsperren bei geringer Planktivorie im Bereich einer TP_{Zirk} von ca. 45 $\mu\text{g/L}$, kann aber auch bereits bei einer TP_{Zirk} von ca. 35 $\mu\text{g/L}$ erreicht sein (Tab.19). In diesen Fällen herrscht eine hohe Planktivorie in Kombination mit geringen Füllständen. Per Definition liegt die obere Grenze für die Wirksamkeit indirekter Effekte im Sinn der BEBP (Benndorf, 1987) dort, wo bei geringer Planktivorie der Übergang zum eutrophen Zustand erreicht ist, die P-Bilanz also auch bei hohen P-Exportraten positiv wird. Im Gegensatz zum linearen Übergang oligo-/mesotroph wird dieser Zustand durch einen „switch“-Mechanismus erreicht und bei Überschreitung auch durch systeminterne Prozesse stabilisiert. Im hoch eutrophen Bereich ist eine geringe ökologische Effizienz

über den „MFW via *Bosmina*, Rotatorien“ zu *Cyclops* Pfad kennzeichnend. Ursächlich für das Fehlen der Daphnien im hoch eutrophen Bereich der Lingese-Talsperre sind dabei eine hohe Planktivorie und Sauerstoffmangel im Tiefenwasser (Dawidowicz et al., 2002). Jedoch zeigen die Ergebnisse der Talsperre Bautzen (Benndorf, 1987), dass auch in eutrophen Systemen eine niedrige Planktivorie mit *Daphnia galeata* zu etablieren und zu erhalten ist, allerdings keine Reduktion der Algenentwicklungen aufgrund der Überschreitung der BESP, da die epilimnische P-Bilanz positiv bleibt.

Der oligotrophe Bereich grenzt sich hiernach vom mesotrophen Bereich über das Fehlen von Entlastungsreaktionen ab. Kleinere filtrienschwache Daphnien haben hier aufgrund mangelnder Ressourcen keine Existenzmöglichkeiten mehr, während größere Daphnien nur noch sehr geringe Populationsdichten erreichen und die P-Exportpumpe ihre Wirkung verliert.

Bei Unterschreitung einer TP_{Zirk} -Konzentration von ca. 5 $\mu\text{g/L}$ verschwinden auch die filtrierstarken Daphnien. Es etabliert sich ein Nahrungsnetz, welches vom MFW via Rotatorien, *Bosmina* zu *Cyclops* verläuft und einen schlechten Energietransfer zu den Fischen vermittelt (Stockner&Shortreed, 1988). Dieser ultraoligotrophe Bereich entzieht sich fischereiwirtschaftlichen Methoden der Gewässergütebewirtschaftung, da die untere Grenze der BESP (Benndorf et al., 2002) unterschritten ist.

Damit grenzen sich auch in tiefen Seen mittlerer Größe, ähnlich wie in Flachseen (Scheffer et al., 2001), zwei sich selbst stabilisierende Systemzustände ab: der oligo-mesotrophe und der eutrophe Bereich.

5. Sozioökonomische Aspekte

Aufgrund der Nähe zu den Städten Wuppertal, Remscheid und Solingen herrscht ein hoher Freizeitdruck auf die Talsperren des Bergischen Landes. Verbunden hiermit ist eine intensive Beangelung der Fischbestände überwiegend nährstoffarmer, nur wenig produktiver Talsperren. Dieser Entnahmedruck trifft aufgrund der selektiven Fangtechnik verstärkt die attraktiven Raubfischbestände. Vermögen die sich selbst reproduzierenden Perciden, vielleicht auch der Hecht, hohe Entnahmen noch zu kompensieren, stellt sich die Situation bei den „reinen“ Besatzfischen, den Salmoniden, besonders kritisch dar. Die mit der Neuorientierung in der fischereilichen Bewirtschaftung der Talsperren verbundene rückläufige Tendenz in den Fangergebnissen ist Ausdruck einer Annäherung an die Abschöpfung der natürlichen Ertragsfähigkeit. Die verminderten Fangerwartungen in den oligo-/mesotrophen Talsperren haben diese für die Freizeitfischerei nicht zwingend unattraktiver gemacht. Die schwach eutrophen Talsperren, wie die Wupper-Talsperre sind bereits mehrfach in einschlägigen Fachjournalen der Angler („AFZ-Fischwaid“, 6/2002) landesweit als lohnenswertes Barschgewässer empfohlen worden. Die Zunahme der Sichttiefen und damit die Attraktivität der Talsperren für andere Freizeitnutzer konnte teilweise ohne zusätzliche Kosten gesteigert werden. Mag auch das Aufklaren eines Gewässers ohne Absenkung der Algenbiomasse für manchen Naturwissenschaftler nur einen „kosmetischen“ Erfolg darstellen, so wird doch die Wasserqualität durch die Freizeitnutzer und damit der Erfolg von Sanierungsmaßnahmen in der Öffentlichkeit nach der sommerlichen Sichttiefe und nicht nach der Phosphor- oder Chlorophyll-Konzentration bewertet.

Besonderer Erwähnung bedürfen die Wirkungen der Nahrungsnetzbewirtschaftung an der mäßig eutrophen Wupper- und Lingese-Talsperre, wo nicht nur die Attraktivität der dort stattfindenden intensiven Freizeitnutzung durch „sauberes“ Wasser gesteigert werden konnte. So war es in der Lingese-Talsperre bis zur Entleerung trotz abwassertechnischer Investitionen in Höhe von ca. 2,5 Mio. EUR nicht möglich, sichtbare Erfolge bei der Gewässersanierung zu erzielen (Abb.7). Erst die Sanierung der internen Struktur mit Gesamtkosten von ca. 0,25 Mio. EUR, welche überwiegend auf die Sedimentumlagerung entfallen, führten hier zum Erfolg. Die Besatzmaßnahmen in Höhe von ca. 500 - 1.000 EUR / a können nur bedingt den Sanierungskosten zugerechnet werden, da ein Besatz aus angelfischereilichen Interessen heraus ohnehin erfolgen würde.

Noch deutlicher wird die Notwendigkeit einer Nahrungsnetzbewirtschaftung als flankierendem Instrument der Wassergütwirtschaft in der Wupper-Talsperre. So steigen die Sichttiefen mit Absenkung der externen P-Belastung im Jahr 1993, welche überwiegend aus dem oberhalb liegenden Einzugsgebiet der Lingese-Talsperre stammt, nur geringfügig. Die in den 90er Jahren erfolgende abwassertechnische Sanierung durch Ausbau des in die Wupper Vorsperre einleitenden Klärwerks Hückeswagen, u.a. mit der Inbetriebnahme der erweiterten Flockenfiltration im Herbst 1997, vermag

weder die P-Belastung der Talsperre noch die TP_{so} -Konzentrationen messbar zu senken. Auch der komplette Ausbau und die Inbetriebnahme des erweiterten Klärwerks Hückeswagen im Jahr 2000 führt zu keinen erkennbaren Verbesserungen in der P-Belastung und der Gewässergüte der Talsperre (Abb.24,25). Lediglich die systeminterne Neustrukturierung des Nahrungsnetzes mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* im Jahr 1999 führt zu einer deutlichen Erhöhung der sommerlichen Sichttiefen sowie einer um ca. 25% erhöhten Absenkung der sommerlichen TP-Konzentrationen im Wasserkörper, welche auf die Algenentwicklung durchschlägt.

Beide Beispiele offenbaren, dass eine ausschließlich auf die Reduktion externer P-Belastungen ausgerichtete Sanierungsstrategie unterhalb der BESP (Benndorf et al., 2002) ökonomisch ineffizient ist (DFG, 2003). In Kombination mit dem Instrument der Nahrungsnetzbewirtschaftung bietet sich zur Stabilisierung des mesotrophen Zustands der Wupper-Talsperre eine stärker abgestimmte Betriebsweise mit der Bever-Talsperre an. So könnten bei ausreichendem Füllstand der Bever-Talsperre Wassermengendefizite in der Wupper-Talsperre bereits im Mai durch Überleitung korrigiert werden, um so eine ausreichende mittlere Tiefe und Stabilität der physikalischen Struktur in den Sommermonaten sicherzustellen. Da die oligo-/mesotrophe Bever-Talsperre besser mit geringen Füllständen zurechtkommt als die schwach eutrophe Wupper-Talsperre und diese Umverteilung mit Blick auf die Niedrigwasseraufhöhung der Wupper wassermengeneconomisch neutral ist, stehen einer solchen Option keine grundsätzlichen Hindernisse entgegen.

Beide Talsperren machen zudem deutlich, dass eine Sanierungsstrategie, welche den mesotrophen Zustand („gutes ökologisches Potenzial“) ausschließlich über eine Belastungsreduzierung anstrebt und sich dabei in der Planung an allgemeingültigen Zielvorgaben für Talsperren orientiert (Tab.19, Kap.4.4.), als ineffizient erweist. Nach LAWA-Vorgaben (2002) charakterisieren sich mesotrophe Talsperren über eine sommerliche CHL-Konzentration $<10\mu\text{g/L}$. Zur Umsetzung dieses Gewässerschutzziels müsste die externe P-Belastung in der Lingese-Talsperre um ca. 40% reduziert werden bis sich eine $TP_{Zirk} = 26\mu\text{g/L}$ einstellt. Der so geplante mesotrophe Zustand sollte bei einem Trophie-Index von 2,5 zu einer $SD = 3,0\text{ m}$ bei $CHL_{so} = 9,6\mu\text{g/L}$ führen. Eine solche Planung würde Investitionen in Mio. Höhe erfordern, die zumindest die gesamte Abwasserableitung aus dem Raum Kierspe vollsanieren, d.h. ein Kanalnetz schaffen müsste, welches die Abwässer entlastungsfrei zum Klärwerk Marienheide führt. Tatsächlich werden aufgrund der systeminternen und durch die fischereiliche Bewirtschaftung optimierten Entlastungsreaktionen derzeit bei einer $TP_{Zirk} = 44\mu\text{g/L}$ („eutroph“, Tab.19) in der Lingese-Talsperre bereits seit dem Wiedereinstau im Jahr 1999 stabile mesotrophe Zielzustände mit $SD = 4,0\text{ m}$ (Index=2,1) und $CHL = 6,1\mu\text{g/L}$ (Index=2,3) erreicht (Tab.4). Diese Zustandsgrößen entsprechen einer Plan- TP_{Zirk} der LAWA (2002)-Vorgaben von ca. $18\mu\text{g/L}$.

So mag die Umsetzung eines mesotrophen Zustands („gutes ökologisches Potenzial“) für Talsperren mit allgemeingültigen Zielvorgaben, wie sie im LAWA-Bewertungspapier enthalten sind, aus Sicht eines Behördenvollzugs wünschenswert erscheinen, kann aber aus Sicht einer integrierten Bewirtschaftungsstrategie kaum überzeugen. Effizienter ist hier ein Ansatz, welcher mit gewässertypspezifischen Zielvorgaben arbeitet und dabei auf Minimierung der Wirkungsentfaltung der P-Belastung unter Nutzung der Maßnahmenpotenziale systeminterner (ökotechnologischer) Technologien zielt. Ein solcher Ansatz ist sowohl im Sinn der EG-Wasserrahmenrichtlinie als auch der IVU-Richtlinie („Integrierte Vermeidung von Umweltverschmutzungen“) und den Empfehlungen der DFG zur Zukunftssicherung der Wasserwirtschaft (DFG, 2003) unverzichtbar. Dies verlangt eine Abkehr vom linearen Planungs- und Verordnungsansatz hin zu einem adaptiven Management, welches sich sukzessive dem Ziel nähert. Da in diesem Zusammenhang nicht über ökotoxikologisch relevante Bereiche und Maßnahmen entschieden wird, sollte ein solcher Ansatz im Rahmen einer Neuorientierung der Wasserwirtschaft realisierbar sein. Letztlich geht es bei Nährstoffen um eine Begrenzung der Wirkungsentfaltung, nicht um eine Reduktion der Nährstoffe an sich. Dies unterscheidet Nährstoffbelastungen, die über systeminterne Entlastungsreaktionen „abgebaut“ werden grundlegend von toxikologisch wirkenden Belastungen, wo sich aus dem Vorsorgeansatz heraus ein Herantasten und „Auffüllen“ der Belastungsgrenzen verbietet.

6. Zusammenfassung

In sechs von sieben untersuchten Mittelgebirgstalsperren im Einzugsgebiet der Wupper erfolgte eine Umstellung der fischereilichen Bewirtschaftung mit dem Ziel, die Gewässergüte dieser Talsperren durch Absenkung der Zooplanktivorie zu verbessern und auf einem hohen Niveau zu stabilisieren. Vom Gewässercharakter her handelt es sich bei den Talsperren um klare tiefe Weichwasserseen, welche den oligo-/mesotrophen bis eutrophen Bereich abdecken. Die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Gewässergüte werden dargestellt und bewertet. Ziel dieser mehrjährigen Ökosystemuntersuchungen mit anwendungsorientiertem Ansatz ist eine Antwort auf die Frage nach der Praxistauglichkeit und den Grenzen des Instruments der Nahrungsnetzbewirtschaftung in Mittelgebirgstalsperren. Die Analyse der Ergebnisse versucht die zugrundeliegenden Mechanismen und Randbedingungen herauszuarbeiten, welche für die Wirkungsentfaltung der den Erfolg einer Nahrungsnetzbewirtschaftung tragenden Kräfte auf ökosystemarer Ebene verantwortlich sind.

Als piscivore Besatzfische gelangten neben Großsalmoniden, insbesondere der Seeforelle, auch Zander und Hecht zur Anwendung. Ergänzend fand gelegentlicher Aalbesatz statt. Diesen Besatzfischen stehen überwiegend die zur Massenvermehrung neigenden Rotaugen und Barsche gegenüber. Wie die Ergebnisse zur Nahrungsnetzbewirtschaftung zeigen, ist der gewünschte Auf- und Umbau von Fischbeständen ausschließlich durch Pflege- und Besatzmaßnahmen durchaus möglich. Dabei erweist sich die Freizeitfischerei als ein schwerwiegender Eingriff in das System, welcher durch Besatzmaßnahmen allein kaum zu kompensieren ist und deshalb der Regelung bedarf. Dies gilt verstärkt bei Anwendung von Besatzfischen, welche sich in den Talsperren nicht selbst reproduzieren können. Da der Besatz vielfach mit jüngeren homogenen Altersklassen erfolgt, bedarf es mehrerer Jahre, bis ein geeigneter größenstrukturierter Prädatorenbestand aufgebaut ist.

Die Bewertung der Fischbestandsdaten orientiert sich überwiegend an Fangbüchern der Angelfischerei, flankiert von Stellnetzbefischungen. Da eine Abnahme der Planktivorie nicht zwingend an letale (direkte) Effekte gebunden ist, sondern ebenso aufgrund verhaltensinduzierter Änderungen (indirekte Effekte) innerhalb der Fischbestände wirksam werden kann, wurden entsprechende Anhaltspunkte hierfür in den vorliegenden Daten gesucht. So werden die abnehmenden und sich auf niedrigem Niveau stabilisierenden mittleren Körpergrößen der vom Ufer aus geangelten Rotaugen bei z.T. ansteigenden Fangerfolgen in Verbindung mit Zanderbesatz auf die Wirkung indirekter Effekte zurückgeführt (Wupper-T, Vorsperre Große Dhünn). Parallel steigen die mittleren Körpergewichte der gefangenen Barsche und erreichen ein hohes Niveau. Demgegenüber deuten die Daten aus Großsalmoniden-Systemen (Lingese-T, Dhünn-T, Brucher-T) eher auf eine Dominanz letaler (direkter) Effekte. Hier wird das Aufkommen der Rotaugen und Barsche

unterdrückt oder aber die Fänge verbleiben auf einem niedrigen Niveau bei durchschnittlich höheren mittleren Körpergewichten.

Da das Qualitätsniveau der vorliegenden Fischbestandsdaten nicht dem des Zooplanktons entspricht, bleibt die Reaktion des Zooplanktons ein verlässlicher Indikator für Änderungen in der wirksamen Planktivorie. Reaktionen des Zooplanktons auf eine abnehmende Planktivorie, kenntlich durch eine Zunahme der Körpergrößenstruktur und Populationsdichten größerer Daphnien, traten oft unerwartet nach mehreren Jahren auf. Im Einklang mit der Hypothese einer kritischen Schwelle der Planktivorie (Scheffer et al., 1994) erfolgten die Reaktionen sprunghaft und manifestieren sich vielfach durch einen „switch“ von *Daphnia cucullata* zum größeren *Daphnia galeata*-Komplex (Bever-T, Wupper-T, Lingese-T), teils durch Körpergrößenzunahme des *Daphnia galeata*-Komplexes (Vorsperre Große Dhünn). Mit Ausnahme der oligotrophen Großen Dhünn-Talsperre konnte in allen Gewässern eine adäquate Reaktion des Zooplanktons auf eine Zunahme der Piscivorie durch Umstellung der fischereilichen Bewirtschaftung erzielt werden (Tab.19).

Tab.19: Reaktionen der Nahrungsnetzstruktur auf fischereiliche Bewirtschaftungsmaßnahmen in Mittelgebirgstalsperren. Die Einschätzung der Reaktion der Zielgrößen auf die steuernden Faktoren Phosphor und Piscivorie erfolgt durch 0 = fehlend, - abnehmend und + zunehmend sowohl mit Blick auf die Quantität als auch Qualität

	Jahr	TP _{Zirk}	PiscFi	ZOO	CHL	TP _{So}	SD
Große Dhünn-T	1992-2003	7	++	0	0	0	0
Bever-T	1992-2002	15	+	++	0	0	++
VorspGroßeDhünn	1995-2002	16	+	+	0	0	+
Wupper-T	1993-2002	30	+	++	-	-	++
Lingese-T ¹	1993-2002	45	++	++	--	--	++
(Brucher-T) ²	1993-1998	11	++	0	0	0	0

(TP_{Zirk} Gesamtposphorkonzentration [µg/L] im März/April, PiscFi Piscivorer Fischbestand, ZOO Zooplanktonstruktur, CHL Chlorophyll, TP_{So} mittlere Gesamtposphorkonzentration Mai-September, SD Sichttiefe; ¹ Ergebnis durch die Sanierung interner P-Quellen überlagert! ² Aufbau eines fehlenden Fischbestandes!)

Als Grund für die fehlende Reaktion des Zooplanktons auf eine Zunahme der Piscivorie in der oligotrophen Großen Dhünn-Talsperre wird die ohnehin geringe Planktivorie zu Beginn der Bewirtschaftungsmaßnahmen in Verbindung mit der P-Begrenzung des Reaktionspotenzials der Daphnien, gemessen über die Konzentrationen des partikulären Phosphors der Fraktion <30µm, verantwortlich gemacht. Die mangelnde Reaktion des Zooplanktons auf den Aufbau eines Fischbestandes in der Brucher-Talsperre reflektiert hingegen den Erhalt einer geringen Planktivorie mit Einführung der fischereilichen Bewirtschaftung gegenüber einem fehlenden Fischbestand als Ausgangssituation.

Eine Absenkung der Chlorophyll-Konzentrationen in der trophogenen Zone als Antwort auf die Veränderungen im Zooplankton konnte in der schwach eutrophen Wupper-Talsperre sicher dokumentiert und in der ebenfalls schwach eutrophen Lingese-Talsperre wahrscheinlich gemacht werden. In beiden Fällen war der Chlorophyll-Konzentrationsrückgang bei unveränderten TP-Zirkulationskonzentrationen (TP_{Zirk}) begleitet von einer verstärkten Abnahme der sommerlichen Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP_{So}) gegenüber den Vergleichsjahren. In der mesotrophen Vorsperre Große Dhünn ergeben sich bei einem Vergleich der Jahre 1995 und 1999 erhöhte P-Exportraten mit Zunahme der Körpergrößenstruktur und Populationsdichten des *Daphnia galeata*-Komplexes. Allerdings werden diese Reaktionen in einem Vergleich zeitlich mehrjährig aggregierter Daten durch andere auf ökosystemarer Ebene wirksam werdende Kräfte überdeckt und sind somit nicht eindeutig. In der mesotrophen Bever-Talsperre führte der „switch“ des Zooplanktons von einem *Daphnia cucullata* zu einem *Daphnia galeata* System weder zu einer Absenkung der Chlorophyll-Konzentrationen noch der TP_{So} -Konzentrationen. Damit ist eine Abnahme der sommerlichen Algenbiomassen in der trophogenen Zone an eine Absenkung der sommerlichen Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP_{So}) gebunden (Tab.19). Demgegenüber nimmt die Sichttiefe als Reaktion auf eine Zunahme größerer Daphnien stets zu und muss aus anwendungsorientierter Sicht als wesentlicher Erfolg der fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen herausgestellt werden.

Mit dem Aufkommen von *Daphnia galeata* erfolgt eine Umverteilung des Phosphors im pelagischen Nahrungsnetz. So akkumulieren größere Daphnien, welche mit Absenkung der Planktivorie auftreten, vermehrt Phosphor in ihrer Biomasse. Dabei ist die verstärkte Konzentrationsabsenkung der partikulären Phosphorfraktion <30 μ m durch das Auftreten filtrierstärkerer Daphnien proportional zur Zunahme der *Daphnia*-Phosphor-Konzentrationen und der Populationsdichten. Eine darüberhinausgehende Verringerung des Phosphor-Gehalts der Sestonfraktion <30 μ m, gemessen über das C:P-Verhältnis, durch einen selektiven P-Rückhalt in der *Daphnia*-Biomasse konnte nicht beobachtet werden. Einhergehend mit dem Auftreten größerer Daphnien sinkt die berechnete körpergrößenabhängige Phosphor-Rezirkulationsrate im Pelagial ebenso, wie die Anzahl kleiner Partikel und somit die Lichtstreuung, so dass die Sichttiefen steigen. Die Umverteilung des Phosphors im Nahrungsnetz koppelt auf die Ressourcenbasis zurück. Die zugrundeliegende Entlastungsreaktion ist an die kombinierte Wirkung und saisonale Kopplung von Kieselalgensedimentation und *Daphnia galeata* Entwicklung, eingebettet in die physikalisch-chemische Struktur, geknüpft. Die aus diesen Prozessen resultierende Erhöhung der epilimnischen P-Exportraten (indirekter Effekt) begünstigt, in Kombination mit der zunehmenden Lichtverfügbarkeit, Algenentwicklungen im Meta- und Hypolimnion (Pilati et al., 2003). Diese Erwartung wird u.a. durch die in der Wupper-Talsperre beobachtete Abnahme der TP_{So} -Konzentrationen und die Tendenz zum Aufkommen metalimnischer Algenplatten in Verbindung mit dem Auftreten von *Daphnia galeata* gestützt.

Die Wirkungen direkter (letaler) Effekte auf die mittleren sommerlichen Chlorophyll-Konzentrationen in der trophogenen Zone sind gering, nicht zuletzt aufgrund der Entwicklung fraßresistenter Algen. So treten hohe CHL/PP-Quotienten, welche eine Entkopplung des Energietransfers an der Schnittstelle Phyto- /Zooplankton anzeigen und für den Misserfolg von Maßnahmen der Nahrungsnetzbewirtschaftung in eutrophen Systemen verantwortlich gemacht wurden, im gesamten Trophiespektrum, insbesondere aber auch im oligo-/mesotrophen Bereich, in Verbindung mit intensiven *Daphnia galeata* Entwicklungen auf. Ihre geringste Auftretenswahrscheinlichkeit haben hohe CHL/PP-Quotienten im schwach eutrophen Bereich bei niedriger Planktivorie.

Die Ergebnisse der hier durchgeführten fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen stehen im Einklang mit den Vorhersagen der *size-efficiency* Hypothese (Brooks & Dodson, 1965), stützen aber keinesfalls die Vorhersagen der *trophic cascade* Hypothese (Carpenter et al., 1985). Demgegenüber unterstreichen sie die Bedeutung indirekter Effekte, wie sie durch die These einer „Biomaniplulationseffektivitätsschwelle der Phosphor-Belastung“ (BESP, Benndorf et al., 2002) formuliert werden. Indirekte, auf die Ressourcenbasis rückkoppelnde Effekte, welche sich als obligat für eine Absenkung der sommerlichen Algenbiomassen erweisen, erreichten nur in schwach eutrophen Talsperren messbare Größenordnungen. Als obere Grenze der P-Belastung mit Blick auf die Wirkungsentfaltung indirekter Effekte ergibt sich in den hier untersuchten Mittelgebirgstalsperren eine TP_{Zirk} -Konzentration von ca. 45 $\mu\text{g/L}$, bei der die pelagischen P-Exportraten maximale Höhen von ca. 0,25-0,30 $\mu\text{g/L}\cdot\text{d}$ erreichen. Ihren Ausgang nehmen die aus indirekten Effekten resultierenden Entlastungsreaktionen, welche die TP_{So} - gegenüber den TP_{Zirk} -Konzentrationen absenken, im mesotrophen Bereich bei TP_{Zirk} ca. 15 $\mu\text{g/L}$. Jedoch begrenzt sich das Potenzial der Wirkungsentfaltung fischereilicher Maßnahmen im Spektrum der P-Belastung nach unten hin über eine TP_{Zirk} -Konzentration von ca. 5-6 $\mu\text{g/L}$. Diese TP-Konzentration sichert den Phosphor-Bedarf für den Populationsaufbau und -erhalt filterstarker größerer Daphnien. Damit definiert sich die Untergrenze der BESP, im Gegensatz zur Obergrenze, aufgrund der Wirkungsentfaltung direkter Effekte, welche sich auf die Sichttiefen auswirken. Entsprechend bemisst sich die untere Grenze über eine Schwellenkonzentration, nicht aber über ein dynamisches Gleichgewicht.

Basierend auf einer vergleichenden Betrachtung der Einzelfallergebnisse erfolgt der Vorschlag, die Trophieklassifikation nicht länger an auf Wahrscheinlichkeiten basierenden Phosphor-Konzentrationsgrenzen sondern an ökosystemaren Prozessen zu orientieren. Dabei offenbaren sich der oligo-/mesotrophe und eutrophe Bereich als zwei durch negative resp. positive Rückkopplungsprozesse stabilisierte Systemzustände in tiefen Talsperren.

Wie die mehrjährigen Ergebnisse zeigen, erweist sich das Instrument einer ordnungsgemäßen fischereilichen Bewirtschaftung (Nahrungsnetzbewirtschaftung) zur Sicherung der Gewässergüte in Mittelgebirgstalsperren als zwingender Baustein einer integrierten Wasserwirtschaft, dessen soziökonomische Aspekte in der Arbeit angesprochen werden.

Abkürzungen

AG	Altersgruppe
BESP	Biomaniplulationseffektivitätsschwelle der P-Belastung
BF	Benthivore Fische
CHL	Chlorophyll [$\mu\text{g/L}$], spektralphotometrisch
CHL-P	Phytoplankton-Phosphor [$\mu\text{g/L}$], berechnet aus spektralphotometrischer Chlorophyllbestimmung
CFR	Filtrierrate des Zooplanktons [% / d]
DIP	gelöster anorganischer Phosphor [$\mu\text{g/L}$]
DIN	anorganischer Stickstoff [mg/L]
DSi	gelöstes Silicium [mg/L]
DOP	gelöster organischer Phosphor [$\mu\text{g/L}$]
DO	gelöster Sauerstoff [mg/L]
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff [mg/L]
DVM	tägliche Vertikalmigration
d.w.	Trockengewicht
d TP / dt	mittlere sommerliche Abnahme der Gesamtphosphorkonzentration, vgl. Formel (4)
EA	Edible Algae (fressbare Algen)
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
EHF	Einheitsfang [n/h]
G	Gewicht
MFW	Microbial Food Web
n	Anzahl
f.w.	Frischgewicht
IA	Inedible Algae (nichtfressbare Algen)
IVU	Integrierte Vermeidung von Umweltschmutz, EG-Richtlinie
k_w	Attenuationskoeffizient Wasser und gefärbte Substanzen [m^{-1}]
k_p	Attenuationskoeffizient Seston
L	Länge
p	Signifikanzniveau
PHYTO-P	Phytoplankton-Phosphor [$\mu\text{g/L}$], berechnet aus Zählergebnissen
PHYTO-C	Phytoplankton-Kohlenstoff [$\mu\text{g/L}$], berechnet aus Zählergebnissen
POC	partikulärer organischer Kohlenstoff
PON	partikulärer organischer Stickstoff [$\mu\text{g/L}$]
PP	partikulärer Phosphor [$\mu\text{g/L}$]

P_{reg}	P-Regeneration [$\mu\text{g/L}\cdot\text{d}$]
r	Korrelationskoeffizient Pearson
r^2	korrigiertes Bestimmtheitsmaß
r_s	Rangkorrelationskoeffizient Spearman
ROA	Rotaugen, Plötzen
SD	Secchi-Tiefe [m]
Stckz	Stückzahl
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff [mg/L]
TP_{So}	arithmetisches (zeitgewogenes) Mittel der Gesamtphosphorkonzentration [$\mu\text{g/L}$] während der Schichtungsperiode
TP_{IN}	frachtgewogenes Mittel Gesamtphosphor [$\mu\text{g/L}$] Zulauf
TP_{Zirk}	Median der frühjährlichen Gesamtphosphorkonzentration [$\mu\text{g/L}$] während der Zirkulationsphase
TDP	gelöster Gesamtphosphor [$\mu\text{g/L}$]
$ZOO-P_{\text{UR}}$	P-Umsatzrate Zooplankton [d^{-1}]
ZL	mittlere Körperlänge des Zooplanktons [mm]
ZOO-C	Zooplankton-Kohlenstoff [$\mu\text{g/L}$]
ZOO-P	Zooplankton-Phosphor [$\mu\text{g/L}$]
YOY	Jungfische der Jahrgangsstufe 0+

Literatur

- Andersen, T. (1997): *Pelagic Nutrient Cycles*. (Springer), Berlin
- Andersen, T. & Hessen, D.O. (1991): Carbon, nitrogen and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnol.Oceanogr.* 36:807-814
- Attayde, J.L. & Hansson, L.A. (2001): Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 58: 1924-1931
- Beaver, J.R. & Crisman, T.L. (1998): The importance of fish standing crop in limnetic nutrient budgets.- *Verh.Int.Ver.Limnol.* 26: 2184-2188
- Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S. & Borcharding, J. (2002): 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake.- *Freshw.Biol.* 47: 2359-2369
- Benndorf, J. (1987): Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration?-*Schweiz.Z.Hydrol.* 49: 237-248
- Benndorf, J., Schultz, H., Benndorf, A., Unger, R., Penz, E., Kneschke, H., Kossatz, K., Dumke, R., Hornig, U., Kruspe, R. & Reichel, S. (1988): Food web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: Long term effects in hypertrophic Bautzem reservoir. -*Limnologica* 19: 97-110
- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe.- *Hydrobiologia* 200/201: 187-203
- Benndorf, J. & Miersch, U. (1991): Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation.- *Verh.Int.Ver.Limnol.* 24: 2482-2488
- Benndorf, J., Schultz, H., Benndorf, A. & Meltzer, B. (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung der Planktonsuccession durch Biomanipulation, in: ATT (1991): *Trinkwasser aus Talsperren, Münden (Oldenbourg)*
- Benndorf, J., Böing, W., Koop, J. & Neubauer, I. (2002): Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state.- *Freshw.Biol.* 47: 2282-2295
- Bloesch, J. & Bürgi, H.R. (1989): Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation.- *Limnol.Oceanogr.* 34 (6): 1048-1061
- Boersma, M & Kreutzer, C. (2002): Life at the edge: Is food quality really of minor importance at low quantities? *Ecology* 83:552-2561
- Bossard, P. & Uehlinger, U. (1993): The effect of herbivorous crustacean zooplankton on epilimnetic carbon and phosphorus cycling. *Hydrobiologia* 254: 21-34
- Botrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hilbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, P., Larsson, P. & Weglenska, T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies.- *Norw.J.Zool.* 24: 419-456
- Braband, A. & Faafeng, B.A. (1994): Habitat shift in roach induced by the introduction of pikeperch.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 25: 2123
-

-
- Braband,A., Faafeng,B.A. & Nilssen,J-P.M. (1996): Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 47: 364-372
- Brooks,J.L. & Dodson,S.I. (1965): Predation, body size, and composition of plankton, *Science* 150:28-35
- Carpenter,S.R., Kitchell,J.F. & Hodgson,J.R. (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35: 634-639
- Carpenter,S. & Kitchell,J. (1993): *The trophic cascade in lakes.* (Cambridge University Press), Cambridge
- Carpenter,S.R. & Cottingham,K.L. (1997): Resilience and Restoration of Lakes. *Cons.Ecol.* [online] www.consecol.org/vol1/iss1/art2
- Carpenter,S.R., Cole,J.J., Hodgson,J.R., Kitchell,J.F., Pace,M.L., Bade,D., Cottingham,K.L., Essington,T.E., Houser,J.N. & Schindler,D.E. (2001): Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole lake experiments.- *Ecol.Monogr.* 7 (2):163-186
- Carrillo,P.; Reche,J & Cruz-Pizarro,L. (1996): Quantification of the phosphorus released by zooplankton in an oligotrophic lake. *Journ.Plankt.Res.* 18(9):1567-1586
- Chapin III,F.S., Walker,B.H., Hobbs,R.J., Hooper,D.U., Lawton,J.H., Sala,O.E. & Tilman,D. (1997): Biotic Control over the Functioning of Ecosystems.- *Science* 277: 500-503.
- Clasen,J. & Bernhardt,H. (1982): A bloom of the Chrysophyceae *Synura uvella* in the Wahnbach reservoir as indication of the release of phosphorus from the sediment. *Ergeb.Limnol.* 18:61-68
- Dawidowicz,P., Prejs,A., Engelmayer,A., Martyniak,A., Kozłowski,J., Kufel,L. & Paradowska,M. (2002): Hypolimnetic anoxia hampers top-down food web manipulation in a eutrophic lake. *Freshw.Biol.* 47: 2401-2409
- Deutsche Forschungsgemeinschaft (2003): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung*, Bonn (Wiley-VCH).
- Drenner,R.W. & Hambright,D.K. (1999): Review: Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique.- *Arch.Hydrobiol.* 146: 129-165
- Elser,J.J. & Goldman,C.R. (1991); Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status.- *Limnol.Oceanog.* 36: 64-90
- Elser,J.J., Dobberfuhl,D.R., MacKay,N.A. & Schampel,J.H. (1996): Organism size, life history, and N:P stoichiometry.- *BioScience* 46: 674-684
- Elser,J.J., Chrzanowski,T.H., Sterner,R.W. & Mills,K. (1998): Stoichiometric constraints on food web dynamics: a whole lake experiment on the Canadian Shield. *Ecosystems* 1:120-136
- Elser,J.J. & Urabe,J. (1999): The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: theory, observations and consequences, *Ecology* 80:735-751
- Gesellschaft deutscher Chemiker (1995): *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.* (Verlag Chemie), Weinheim.
- Gliwicz,Z.M. (1990): Food thresholds and body size in caldocerans. – *Nature* 343: 638
-

-
- Gliwicz, Z.M. (2002): On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs.- *Freshw.Biol.* 47: 2296-2312
- Guy, M.d, Taylor, W.D. & Carter, J.C.H. (1994): Decline in total phosphorus in the surface waters of lakes during summer stratification, and its relationship to size distribution of particles and sedimentation.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 51:1330-1337
- Hansson, L.A. & Tranvik, L.J. (1997): Algal species composition and phosphorus recycling at contrasting grazing pressure: an experimental study in sub-Antarctic lakes with two trophic levels.- *Freshw.Biol.* 37: 45-53
- Hairton, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B. (1960): Community structure, population control, and competition. *Am.Nat.* 94: 421-425
- Harris, G.P. (1986): *Phytoplankton Ecology*, London (Chapman),
- Hessen, D.O. & Lyche, A. (1991): Inter- and intraspecific variations in zooplankton elemental composition. *Arch.Hydrobiol.* 114: 321-347
- Hessen, D.O., Faafeng, B. & Andersen, T. (1992): Zooplankton contribution to particulate phosphorus and nitrogen in lakes.- *J Plankton Res* 14: 937-947
- Hoehn, E., Ketelaars, H.A.M. & Ewig, B. (1998): *Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen.* (Oldenbourg V.), München.
- Hölker, F., Haertel, S.S., Steiner, S. & Mehner, T. (2002): Effects of piscivore-mediated habitat use on growth, diet and zooplankton consumption of roach: an individual-based modelling approach.- *Freshw.Biol.* 47:2345-2358
- Hjerne, O. & Hansson, S. (2002): The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics, *Limnol.Oceanogr.* 47: 1023-1032
- Hrbacek, J., Dvorakova, M., Korinek, V. & Prochazkova, L (1961): Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of the zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton assemblage. *Verh.Int.Ver.Limnol.* 14, 192-195
- Hrbacek, J., Albertova, O., Desortova, B., Gottwaldova, V. & Popovsky, J. (1986): Relation of the zooplankton biomass and share of large cladocerans to the concentration of total phosphorus, chl-a and transparency in Hubenov and Vrchlice Reservoirs.- *Limnologica* 17: 310-308
- Hudson, J.J. & Tayöpr, W.D. (1996): Measuring regeneration of dissolved phosphorus in planktonic communities.- *Limnol.Oceanogr.* 41(7): 1560-1565
- Hudson, J.J.; Taylor, W.D. & Schindler, D.W. (1999): Planktonic nutrient regeneration and cycling efficiency in temperate lakes.- *Nature* 400: 659-661
- Imboden, D.M. & Gächter, R. (1979): The impact of physical processes on the trophic state of a lake, in Ravera, O. : *Biological Aspects of Freshwater Pollution* (Pergamon), Oxford
- Jones, R.I. (2000): Mixotrophy in planktonic protists: an overview.- *Freshw.Biol.* 45:219-226
- Klaveness, D. (1991): Ecology of the Cryptomonadida: a first review, in Sandgren, C.D: *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*, Cambridge (Univ Press)
-

-
- Knoechel,R. & Holtby,L.B. (1986): Construction and validation of body-length based model of the prediction of cladoceran community filtering rates.- *Limnol.Oceanogr.* 31:1-16
- Koop,J.H.E., Riest,S. & Benndorf,J. (1997): Der Einfluß der Biomanipulation auf die Sedimentation in zwei Steinbruchrestgewässern in Gräfenhain, DGL-Tagungsberichte 1996
- Kubecka,J. (1989): Development of the ichthyofauna of the Rimov Reservoir and its management.- *Arch.Hydrobiol.Ergeb.Limnol.*33:611-613
- LAWA-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (2001): Gewässerbewertung – stehende Gewässer (Talsperren), Berlin (Kulturbuch-Verlag)
- Larocque,I., Mazumder,A., Proulx,M., Lean,D.R.S. & Pick,F.R. (1996): Sedimentation of algae: relationships with biomass and size distribution.-*Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 53: 1133-1142
- Mazumder,A., Taylor,W.D., Lean,D.R.S. & McQueen,D.J. (1992): Partitioning and fluxes of phosphorus: mechanisms regulating the size-distribution and biomass of plankton.- *Arch.Hydrobiol. (Ergebn.Limnol.)* 35: 121-143
- McQueen,D.J., Post,J.R., Mills,E.L. (1986): Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can.J.Fish Aquat.Sci.* 43:1571-1581
- Mehner,T., Mattukat,F., Bauer,D., Voigt,H. & Benndorf,J. (1998): Influence of diet shifts in underyearling fish on phosphorus recycling in a hypertrophic biomanipulated reservoir.- *Fresh.Biol.*40: 759-769
- Nilsson, P.A. (2001): Predator behaviour and prey density: evaluating density-dependent intraspecific interactions on predator functional responses. - *Journ.Anim.Ecol.* 70(1):14ff.
- Ohle,W. (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. *Jahrb. vom Wasser* 20: 11-23
- Ohle,W. (1955): Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.*22:456-479
- Oksanen,L., Fretwell,S.D., Arruda,J. & Niemela,P. (1981): Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity.- *Amer.Nat.* 118: 240-261
- Olsen,Y., Jensen,A., Reinersten,H., Børsheim,K.Y., Heldal,M. & Langeland,A. (1986): Dependence of the rate of release of phosphorus by zooplankton upon the P:C ratio in the food supply, as calculated from the recycling-model. *Limnol.Oceanogr.* 31: 34-44
- Pace,M.L. (1984): Zooplankton community structure but not biomass influences the phosphorus-chlorophyll relationship.-*Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 41:1089-1096
- Peters,R.H. (1975): Phosphorus regeneration by natural populations of limnetic zooplankton. *Verh.Int.Ver.Theor.Ang.Limnol.* 19: 273-214
- Peters,R.H. & Downing,J. (1984): Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates.- *Limnol.Oceanogr.* 29:763-784
- Persson,A. & Hansson,L.A. (1999): Diet shift in fish following competitive release. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 56: 70-78
-

-
- Persson,L., DeRoos,A.M., Claessen,D., Byström,P., Lövgren,J., Sjögren,S., Svanbäck,R., Wahlström,E. & Westman,E. (2003): Gigantic cannibals driving a whole-lake trophic cascade.- *Proc.Nat.Ac.Sc.* 100(7): 4035-4039
- Pilati,A. & Wurtsbaugh,W.A. (2003): Importance of zooplankton for the persistence of a deep chlorophyll layer: a limnocorral experiment.- *Limnol.Oceanogr.* 48(1): 249-260
- Porter,K.G. (1976): Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. *Science* 192, 1332-33
- Prairie,Y.T. (1988): A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models.- *Arch.Hydrobiol.* 111: 321-327
- Ramcharan,C.W., France,R.L. & McQueen,D.J. (1996): Multiple effects of planktivorous fish on algae through a pelagic trophic cascade.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 53: 2819-2828
- Reinertsen, H., Jensen,A., Koksvik,J.I., Langeland,A. & Olsen,J. (1989): Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake, *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 47: 166-173
- Reynolds,C. (1992): Eutrophication and the management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us, in Sutcliffe,D.W. & Jones,J.G.: *Eutrophication: Research and Application of Water Supply*, Ambleside (Freshwater Biological Association)
- Reynolds,C. (1994): The ecological basis for the successful biomanipulation.- *Arch.Hydrobiol.* 130: 1-33
- Reynolds,C. (2001): Emergence in pelagic communities.- *Sc.Marina* 65(2): 5-30
- Salonen,K., Jones,R.I. & Arvola,L. (1983): Hypolimnetic phosphorus retrieval by vertical migrations of phytoplankton.- *Freshw.Biol.* 14: 431-438
- Sas,H. (1989): *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation.* St.Augustin (Academia Verlag), 497 S.
- Scharf,W. (1998): *Integrated Water Quality Management of the Große Dhünn Reservoir.*- *Wat.Sci.Techn.* 37 (2): 351-359
- Scharf,W. (2002): Refilling, ageing and water quality management of Brucher Reservoir.- *Lakes & Reservoirs* 7: 13-23
- Scheffer,M. & Beets,J. (1994): Ecological models and the pitfalls of causality.- *Hydrobiologia* 275/76: 115-124
- Scheffer,M., Rinaldi,M. & Kuznetsov,YA. (2000): Effects of fish on plankton dynamics: a theoretical analysis.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 57: 1208-1219
- Scheffer,M., Carpenter,S., Foley,A.J., Foökes,C. & Walker,B. (2001): Catastrophic shifts in ecosystems.- *Nature* 413: 591-596
- Schindler,D.W. (1974): Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management, *Science*, 184:897-899
- Schindler,D.W. (1977): Evolution of Phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262
-

-
- Seda, J. & Dostalkova, I. (1996): Live sieving of freshwater zooplankton: a technique for monitoring community size structure.- *Journ.Plank.Res.* 18:513-520
- Seda, J. & Kubecka, J. (1997): Long-term biomanipulation of Rimov Reservoir. –*Hydrobiologia* 345:95-108
- Shapiro, J., LaMarra, V. & Lynch, M. (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration, in Brezonik, P.L. & Fox, J.S.: *Water Quality Management through Biological Control*, Gainesville, Univ. Florida 85-96
- Shapiro, J. & Wright, D.I. (1984): Lake resotration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years.- *Freshw.Biol.* 14:371-383
- Skov, C., Perrow, M.R., Berg, S. & Skovgaard, H. (2002): Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking pscivorous fish in a shallow lake.- *Freshw.Biol.* 47: 2388-2400
- Sommer, F., Santer, B., Jamieson, C., Hansen, T. & Sommer, U. (2003): *Daphnia* population growth but not moulting is a substantial phosphorus drain for phytoplankton.- *Fresh.Biol.* 48: 67-74
- Sommer, U. (1994): *Planktologie*. Berlin (Springer)
- Sterner, R.W. (1989): The role of grazers in phytoplankton succession, in Sommer, U. (ed.): *Plankton Ecology* (Springer), Berlin
- Sterner, R.W., Elser, J.J., Fee, E.J., Guilford, S.J. & Chrazanowski, T.H. (1997): The light:nutrient ratio in lakes: the balance of energy and materials affects ecosystem structure and process. *Am.Nat.* 150: 663-684
- Stockner, J.G. & Shortreed, K.S. (1988): Algal pico-plankton and contribution to food webs in oligotrophic British Columbia lakes. *Hydrobiologia* 173:151-166
- Tarvainen, M., Sarvala, J. & Helminen, H. (2002): The role of phosphorus release by roach in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshw.Biol.* 47:2325-2336
- Townsend, C.R., Winfield, I.J., Peirson, G. & Creyer, M. (1986): The response of young roach to seasonal changes of microcrustacean prey: a field demonstration of switching.- *Oikos* 46:372-378
- Tümping, W.v., Friedrich, G. (1999): *Biologische Gewässeruntersuchung*. (G. Fischer), Jena.
- Uhlmann, D. (1955): Abwasserbedingte Massenentwicklungen von *Daphnia magna* und *Daphnia pulex*: *Vom Wasser* 22: 167-175
- Urabe, J. (1995): Contribution of metazoan plankton to the cycling of nitrogen and phosphorus in Lake Biwa.- *Limnol.Oceanogr.* 40: 232-241
- Urabe, J., Gurung, T.B., Yoshida, T., Sekina, T. & Nakanishi, M. (2000): Diel changes in phagotrophy by *Cryptomonas* on Lake Biwa. *Limnol.Oceanogr.* 45:1558-1563
- Urabe, J., Gurung, T.B. & Yoshida, T. (1999): Effects of phosphorus supply by the mixotrophic alga *Uroglena americana*.- *Aquat.Microb.Ecol.* 18: 77-83
- Vadstein, O., Jensen, A., Olsen, Y. & Reinertsen, Y.O. (1990): The role of planktonic bacteria in cycling carbon and phosphorus in lakes.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 24: 200
-

- Vadstein,O., Jensen,A., Olsen,Y. & Reinertsen,Y.O. (1998): Growth and phosphorus status of limnetic phytoplankton and bacteria. *Limnol.Oceanogr.* 33: 489-503
- Vanni, M.J. & Layne,C.D. (1997): Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the „top down“ effect of fish mortality. *Ecology* 78:1-20
- Vollenweider,R.A. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, DAS/CSI 68.27, OECD, Paris
- Vollenweider,R.A. (1975): Input-Output Models, with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz.Z.Hydrol.* 37: 53-84
- Vostradovsky,J., Krizek,J., Albertova,O., Ruzicka,L. & Vostradovska,M. (1989): The changes in fish communities and biomanipulation in water supply reservoirs, *Arch.Hydrobiol.Ergebn.Limnol.* 33 (2): 587-594
- Vrede,T (1998): The Role of Crustacean Zooplankton in Pelagic Nutrient Cycling. Dissertation Uni Uppsala
- Werner,M.G. (2000): Struktur, Größe und Verteilung des Fischbestandes der Vorsperre Große Dhünn im August 2000. Statusbericht im Auftrag Wupperverband
- Werner,M.G. (2001): Bestandsgröße und –verteilung, Altersstruktur und Ernährung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) und anderen Fischarten in der Talsperre Bever im August 2000. Untersuchungsbericht im Auftrag Wupperverband
- Werner,M.G. (2003): Struktur, Größe und Verteilung des Fischbestandes der Wupper-Talsperre im August 2003. Zwischenbericht im Auftrag Wupperverband
- Willmitzer,H., Werner,M.G. & Scharf,W. (2000): Fischerei und fischereiliches Management in Trinkwassertalsperren. München (Oldenbourg)
- Wetzel, R.G. (1991): *Limnological Analyses*. Berlin (Springer V.)
- Wetzel,R.G. (2001): *Limnology – lake and river ecosystems* (Academic Press), London
- Wright,D.I. & Shapiro,J. (1984): Nutrient reduction by biomanipulation: an unexpected phenomenon and it's possible cause.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 22: 518-524
- Wright,D.I. & Shapiro,J. (1990): Refuge availability: a key to understanding the summer disappearance of *Daphnia*.-*Freshw.Biol.* 24: 43-62
- Yoshimizu,C., Yoshida,T., Nakanishi,M. & Urabe,J. (2001): Effects of zooplankton on the sinking flux of organic carbon in Lake Biwa.- *Limnol.* 2: 37-43
-

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Benndorf, TU Dresden, der meiner Bitte als Externer an der TU Dresden unter seiner Betreuung promovieren zu dürfen, ohne Zögern entsprach. Bereits zu Beginn der 90er Jahre legte Herr Prof. Benndorf mit der Initiierung des Zooplanktonprojekts in der ATT (Arbeitsgemeinschaft Trinkwasser Talsperren) den Grundstein für diese Arbeiten. Mein Dank gilt ihm ebenso für die kostbare Zeit, die er meiner Arbeit widmete und den hilfreichen Anmerkungen, die erheblich zur Verbesserung des Manuskripts beitrugen.

Ebenso danken möchte ich Herrn Prof. Uhlmann und Herrn Dr.habil.Mehner für die Bereitschaft, die zeitaufwendige und arbeitsintensive Funktion von Gutachtern zu übernehmen.

Danken möchte ich auch meinem Arbeitgeber, dem Wupperverband, welcher mir die notwendige Unterstützung für die Durchführung der Arbeiten und die Erlaubnis zur Verwendung der Daten in meiner Dissertation gewährte. Nicht vergessen möchte ich meine unmittelbaren Mitarbeiter, namentlich Frau Spies und Herrn Meimbresse, welche über Jahre hinweg die notwendigen Feld- und Laborarbeiten ausführten und so wesentlich zur Qualität der Ergebnisse beitrugen.

Bei meiner Familie möchte ich mich für die entgegengebrachte Toleranz mit Blick auf die Zeit bedanken, welche die Erstellung des Manuskripts auch an Wochenenden verschlang und dabei unser Wohnzimmer zeitweise in ein Büro verwandelte.
