Die biotische Struktur von Stauseen

Ökologische Station Neunzehnhain
Neunzehnhainer Straße 14
09514 Pockau-Lengefeld, OT Wünschendorf

Tel.: +49 37367 2501
Fax: +49 37367 2501
horn.hw@t-online.de
isolde.roeske@tu-dresden.de

Talsperre Saidenbach im Erzgebirge. Foto: Wolfgang Horn

Das Vorhaben endete am 31.12.2015.

Abschlussbericht – Die biotische Struktur von Stauseen

Kausalanalyse und Langzeitentwicklung von Stoffströmen und biotischen Strukturen in Stauseen unter besonderer Beachtung des Planktons, der Sedimentation und der Sediment-Mikrobiologie (Fallbeispiele: Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain im Erzgebirge)

Vorhabenbezogene Kommission
Vorsitzender: OM Prof. em. Dr. rer. nat. habil. Dietrich Uhlmann
Mitglied: OM Prof. em. Dr. rer. nat. habil. Wolfgang Fritsche
Mitglied: Prof. em. Dr. rer. nat. habil. Walter Geller
Mitglied: Dr. rer. nat. Gerald Ackermann
Mitglied: Dr. rer. nat. Lothar Paul

Projektgruppe
Projektleiter: OM Prof. em. Dr. rer. nat. habil. Isolde Röske
TU Dresden, Institut für Mikrobiologie, Zellescher Weg 20b, 01062 Dresden
Tel: +49 351 8 80 65 62 E-Mail: isolde.roeske@tu-dresden.de

Arbeitsstellenleiter:
Dr. rer. nat. Wolfgang Horn (Neunzehnhain)

Wissenschaftliche Mitarbeiter:
Dr. rer. nat. Heidemarie Horn (30 St./Woche; Neunzehnhain), Dr. rer. nat. Kerstin Röske (Dresden, 01.12.2004 bis 28.02.2014), Agrar.-Ing. Carola Scheerer (20 St./Woche, Dresden)

Wissenschaftlich-technische Mitarbeiter:
Annett Börner (Neunzehnhain), Heiko Herrling (20 St./Woche, Dresden)

Anschriften der Arbeitsstellen:
Ökologische Station Neunzehnhain, OT Wünschendorf, Neunzehnhainer Straße 14, 09514 Pockau-Lengefeld
Tel.: +49 37367-2501, E-Mail: horn.hw@t-online.de
Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, Fiedlerstraße 42, 01307 Dresden
Tel.: +49 351 458-6570, E-Mail: kerstin.roeske@mailbox.tu-dresden.de

Projektlaufzeit 12 Jahre (Januar 2004 bis Dezember 2015)

Verlauf des Vorhabens

Das Vorhaben „Biotische Struktur von Stauseen“ konnte im Januar 2004 begonnen werden, nachdem im Dezember 2003 an der SAW die Entscheidung bekannt wurde, dass der von externen Gutachtern geprüfte Entwurf durch die Union der Deutschen Akademien der Wissenschaften und die Bund-Länder-Kommission für Bildungsplanung und Forschungsförderung bewilligt worden war. Er beinhaltete auch die Bereitstellung neuer Arbeitsplätze an TU-Forschungsstätten in Dresden (Institut für Medizinische Mikrobiologie und Hygiene). Auf Grund dieser personellen Aufstockung, der guten Zusammenarbeit mit der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden (Leitung Dr. L. Paul), wodurch der Rahmen der erfassten abiotischen Einflussgrößen entscheidend erweitert werden konnte, sowie der guten Kooperation und Unterstützung bei der Umsetzung seitens der Sächsischen Akademie der Wissenschaften konnten die Aufgaben und Ziele des Vorhabens erfolgreich umgesetzt werden. Vor allem aber wird den Mitarbeitern des Vorhabens gedankt, denn ohne deren stetige und engagierte Arbeit wären die Ergebnisse, die resultierende fachliche Anerkennung und der Abschluss nicht möglich gewesen. Regelmäßig jährlich wurden die erzielten Ergebnisse und die künftigen Arbeitsziele dem Präsidium der Sächsischen Akademie der Wissenschaften vorgestellt sowie auch zweimal während der Projektlaufzeit (2006 und 2010) von externen Gutachtern bewertet. Die resultierten in einer eindrücklichen Forderung zum Fortbestand der Arbeiten und bewirkten so mit, dass die Forschungsarbeiten dreimal verlängert wurden - eine Einstellung der wertvollen Langzeituntersuchungen konnten aber auch sie nicht verhindern. Im Dezember 2015 endete die Projektarbeit planmäßig aber vorzeitig, denn im Vorhabensplan war als Abschlussjahr 2018 konzipiert worden. Die Projektziele waren zuvor entsprechend angepasst worden. Zusätzlich wurden neu entstandene Fragestellungen erfolgreich bearbeitet. Leider konnte trotz intensiver Bemühungen in den letzten beiden Projektjahren eine Weiterführung dieser weltweit außergewöhnlichen und hinsichtlich der globalen Klima-Veränderungen dringend erforderlichen Langzeitdatenreihen nicht möglich gemacht werden.

Inhaltsverzeichnis

LISTE DER ABKÜRZUNGEN 4

1. DIE BIOTISCHE STRUKTUR VON STAUSEEN: INDIKATOR UND WARNZEICHEN FÜR UMWELTVERÄNDERUNGEN 5

2. EINZUGSGEBIET: „DIE WÄSSER SIND SO BESCHAFFEN WIE DAS ERDREICH, DURCH DAS SIE FLIEßEN“ (PLINIUS). 7

3. NÄHRSTOFFE: DER LIMITIERENDE NÄHRSTOFF LEGT DEN RAHMEN DER MÖGLICHEN PHYTOPLANKTON- PRODUKTION FEST 9

4. AUSWIRKUNGEN DER KLIMAÄNDERUNG AUF DIE HYDROPHYSIKALISCHEN BEDINGUNGEN: SCHICHTUNG UND DURCHMISCHUNG - DIE WICHTIGSTEN STEUERFAKTOREN FÜR DIE SAISONALE PHYTOPLANKTONENTWICKLUNG 12

5. PHYTOPLANKTONDYNAMIK: NÄHRSTOFFE KONTRA KLIMA - WESSEN EINFLUSS IST STÄRKER? 15

5.1 DAS PHYTOPLANKTON DER TS SAIDENBACH 15
5.2 DAS PHYTOPLANKTON DER TS NEUNZEHNHAIN 20
5.3 DAS AUTOTROPHE PIKOPLANKTON (APP) 21
5.4 UNTERSUCHUNG DER PHYTOPLANKTONGEMEINSCHAFT MITTELS FLUOROPROBE (BBE MOLDENKE) 22

6. ZOOPLANKTON: VOM FRESSEN UND GEFRESSEN WERDEN 24

6.1 ABNAHME DES ZOOPLANKTONS TROTZ ZUNAHME DER WASSERTEMPERATUR UND DES PHYTOPLANKTONS 24
6.2 VERSCHIEBUNG DER SAISONALEN DYNAMIK 25
6.3 LANGZEITVERÄNDERUNGEN DER ZOOPLANKTONDYNAMIK UND IHRE URSACHEN 26

7. SEDIMENTATION: DIE WICHTIGSTE VERLUSTGRÖßE FÜR DAS PHYTOPLANKTON 31

7.1 SEDIMENTATION DES SESTONS 31
7.2 SEDIMENTATION DES PHYTOPLANKTONS 32
7.3 SEDIMENTATION DES PHOSPHORS 33

ZUSAMMENFASSUNG I: "DER TAG GEHÖRT DEM IRRTUM UND DEM FEHLER, DIE ZEITREIHE DEM ERFOLG UND DEM GELINGEN" (GOETHE) 35

8. FREIWASSER- UND SEDIMENTMIKROBIOLOGIE 37

8.1 PROBENAHMESTELLEN 37
8.2 PHYSIKALISCH-CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN DER WASSERSÄULE 38
8.3 CYANOBAKTERIEN 41
8.4 SEDIMENTCHEMIE 42
8.5 MIKROBIOLOGIE 46
8.5.1 CATALYSED REPORTER DEPOSITION FLUORESCENCE IN SITU HYBRIDIZATION (CARD-FISH) 47
8.5.2 PYROSEQUENZIERUNG 49
8.5.3 COLILERT 50
8.5.4 ARCHAEA 51

ZUSAMMENFASSUNG II - DIE MIKROORGANISMEN IN DER TALSPERRE SAIDENBACH 53

LITERATURVERZEICHNIS 54

Liste der Abkürzungen

APP	Autotrophes Pikoplankton
ÄR	Änderungsrate
CARD-FISH	Catalyzed reporter deposition fluorescence in situ Hybridization
Chl a	Chlorophyll a
DGGE	Denaturierende Gradienten Gelelektrophorese
DZ	Verdopplungszeit
E	Probenahmestelle vor der Hauptstaumauer
EZG	Einzugsgebiet
F	Probenahmestelle Vorsperre Forchheim
FISH	Fluorescence in situ Hybridization
FITC	Fluoresceinisothiocyanat
FME	Frühjahrsmassenentwicklung
FVZ	Frühjahrsvollzirkulation
GR	Glührückstand
GV	Glühverlust
H	Probenahmestelle vor der Unterwasserstaumauer Haselbach
HZ	Halbierungszeit
ME	Massenentwicklung
NH	Neunzehnhain
OP	Orthophosphat
OTUs	Operational taxonomical units
PC	Phycocyanin
PCR	Polymerase Kettenreaktion
PE	Phycoerythrin
S	Probenahmestelle nach der Unterwasserstaumauer Haselbach
SB	Saidenbach
SRP	*soluble reactive phosphorus*
TG	Trockengewicht
TS	Talsperre

1. Die Biotische Struktur von Stauseen: Indikator und Warnzeichen für Umweltveränderungen

Die vielfältigen Einflussmöglichkeiten veränderter chemischer und klimatischer Bedingungen auf das Nahrungsnetz der Gewässer zu erkennen sowie die komplexe Antwort der biotischen Strukturen darauf zu entflechten und von deren normalen, saisonalen und interannuellen Schwankungsbreite abzutrennen, d.h. die ablaufenden Steuermechanismen aufzudecken, erfordern meist langjährige, dichte Datenreihen über alle wichtigen Einflussparameter. Eine solche, seit 1975 bestehende Datenreihe war von den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe (in Zusammenarbeit mit einer Arbeitsgruppe der TU Dresden) schon für die Talsperre Saidenbach (TS SB) erarbeitet worden (Horn, H. et al. 2006b) (und auch für die Talsperre Neunzehnhain II (TS NH) lag eine äquivalente Erfassung seit 1992 vor), als zu Beginn 2004 das Projekt zur Kausalanalyse und Langzeitentwicklung von Stoffströmen und biotischen Strukturen in Stauseen begann. Ziel war es, die entscheidenden Regulationsmechanismen aufzudecken und wissenschaftliche Grundlagen für eine Bewertung und Vorhersage der Wasserbeschaffenheit und der Langfrist-Stabilität zu schaffen (Uhlmann 1998, 2010). Der Schwerpunkt der Forschung lag insbesondere auf der Auswirkung der abnehmenden Nährstoffbelastung bei gleichzeitig sich veränderten klimatischen Bedingungen (Uhlmann 1985; Horn, H. et al. 2006b; Uhlmann et al. 2011).

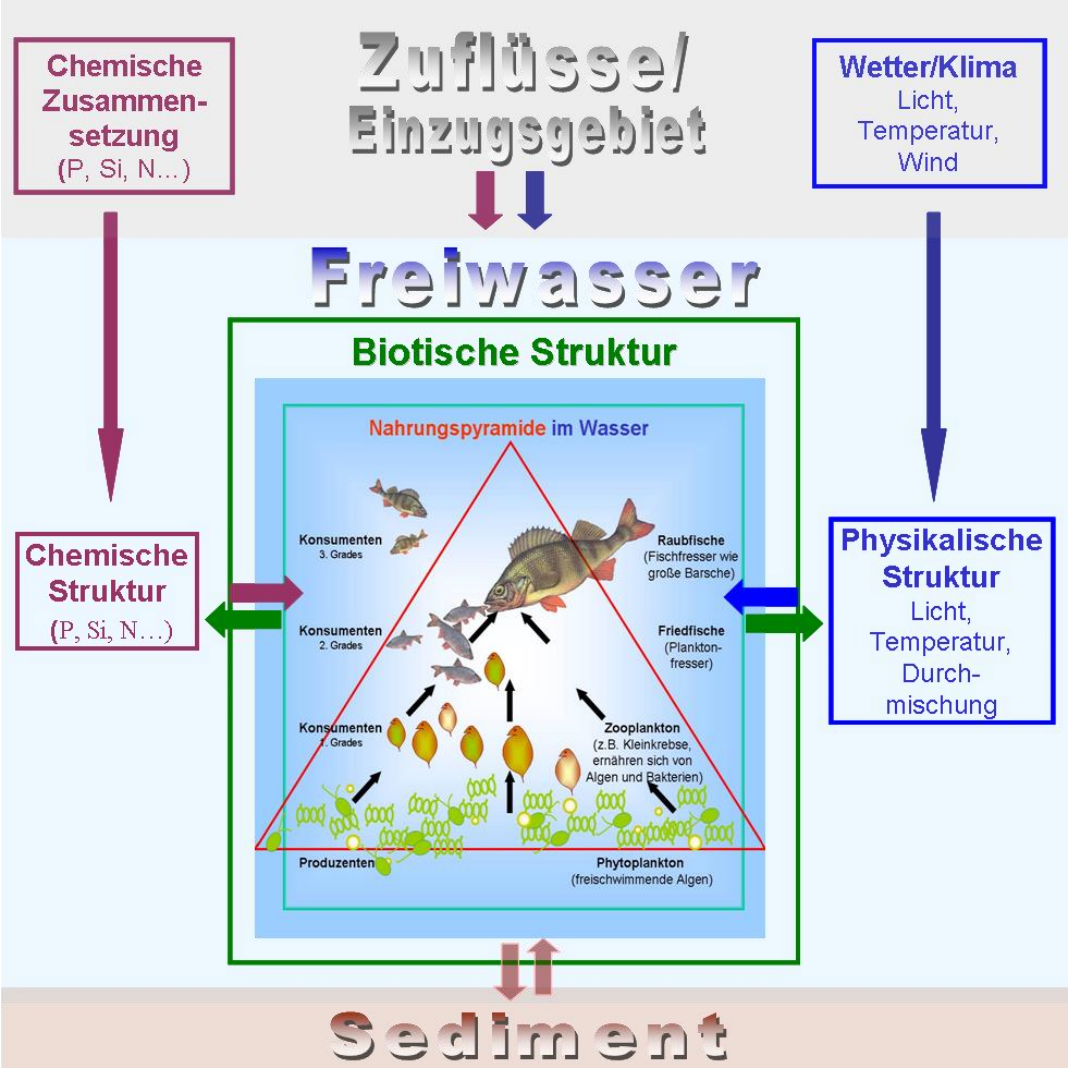


Abb. 1.1: Schematische und vereinfachte Darstellung einiger wichtiger Einflüsse und Wechselbeziehungen von Freiwasser und Sediment.

Im Mittelpunkt des Vorhabens standen die biotischen Strukturen des Freiwassers und des Sediments der beiden Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain, zwei Trinkwassertalsperren im Erzgebirgskreis im Einzugsgebiet (EZG) der Flöha bei Pockau-Lengefeld. Während das Pelagial, also das Freiwasser, vor allem durch die Lebensgemeinschaften von Phyto- und Zooplankton geprägt wird (Horn, H. et al 2006b, 2013, 2015; Abb. 1.1), sind es am Gewässerboden die heterotrophen Mikroben (Röske, K. et al. 2007, 2008). Mengen, Arten und Dynamik all dieser Organismen, ihre Stoffumsetzungen und Interaktionen sind bei Kenntnis ihrer „normalen Konstellation“ deutliche Indikatoren für Umweltveränderungen. Das erforderte die gleichzeitige Berücksichtigung der chemischen und hydrophysikalischen Strukturen im Gewässer und seiner Zuflüsse, was durch die gute Zusammenarbeit mit der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden, unter Leitung von Dr. L. Paul, ermöglicht wurde. Die über das Vorhaben gewonnenen 39-jährigen Messreihen von „Saidenbach“ und die 19 Jahre umfassenden von „Neunzehnhain“ brachten wesentliche Erkenntnisse über die entscheidenden biologischen und mikrobiellen Prozesse in Talsperrenökosystemen und zeigten die vielfältigen und komplexen Antworten der biotischen Komponenten auf die Veränderungen der chemischen, physikalischen und biologischen Umweltbedingungen. Der auf Grund seiner Länge, seiner lückenlosen, dichten zeitlichen und räumlichen Auflösung, vor allem aber der Vielzahl der gleichzeitig erfassten Parameter weltweit außergewöhnliche Datensatz (Jeppesen et al. 2005; Rosenzweig et al. 2008) führte dabei zu ganz unerwarteten Ergebnissen (Horn, H. et al. 2015).

2. Einzugsgebiet: „Die Wässer sind so beschaffen wie das Erdreich, durch das sie fließen“ (PLINIUS).

Die rasche Industrialisierung zu Beginn des 19. Jahrhunderts und der damit einhergehende steigende Wasserverbrauch führten 1914 und 1933 u. a. zum Bau der beiden für die Langzeit-Beobachtung ausgewählten Trinkwasser-Talsperren Neunzehnhain II (Synonym: Obere Talsperre Neunzehnhain) und Saidenbach. Sie versorgten den Großraum Chemnitz bis zur Fertigstellung der Talsperre Eibenstock 1984 allein mit Trinkwasser.

Die untersuchten Talsperren liegen beide zwar dicht nebeneinander, unterscheiden sich aber auf Grund verschiedener Geologie und andersartiger Beschaffenheit des Einzugsgebietes (Abb. 2.1, 2.2) wasserqualitätsmäßig deutlich.

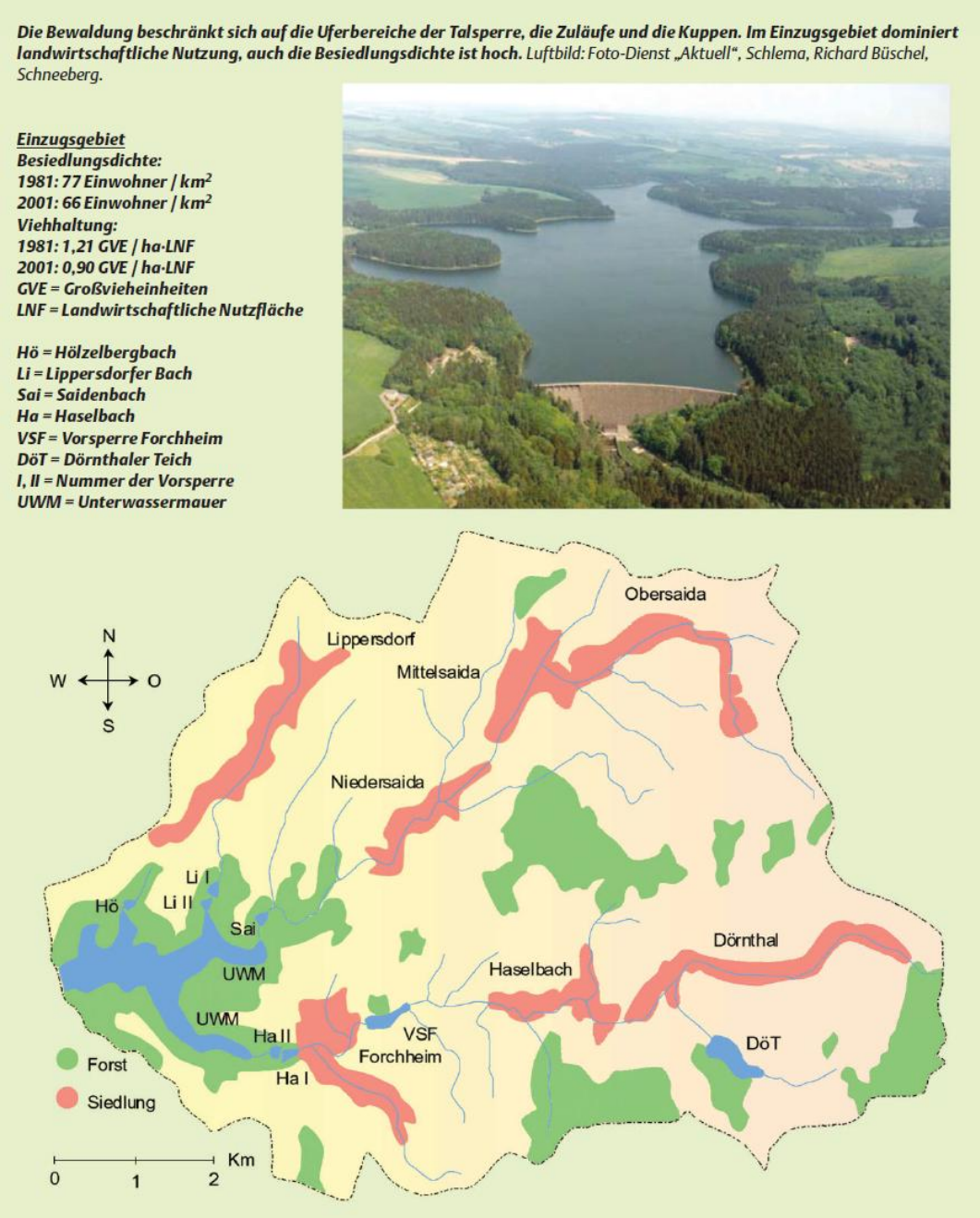


Abb. 2.1: Die Talsperre Saidenbach im Erzgebirge und ihr Einzugsgebiet (aus Uhlmann & Horn, W. 2006).

Beide Talsperren wurden in ein Verbundsystem integriert, welches bereits die zwei Talsperren Einsiedel und Neunzehnhain I (Untere Talsperre Neunzehnhain) umfasste. In den 60'er Jahren kam dann noch die Talsperre Rauschenbach hinzu, die über das im Mittelalter gebaute und noch heute intakte Kunstgrabensystem ihr Wasser in das unterhalb gelegene EZG der TS SB überleiten kann.

Das natürliche Wassereinzugsgebiet der TS SB umfasst zu ca. 73 % landwirtschaftlich genutzte Flächen, die Waldareale fallen mit ca. 19 % dagegen gering aus (Abb. 2.1). Zudem gibt es im EZG viele, relativ große dörfliche Siedlungen.

Die TS NH liegt dagegen in einem Gebiet, das fast ausschließlich forstwirtschaftlich, nur im Randgebiet landwirtschaftlich genutzt wird und nahezu unbesiedelt ist (Abb. 2.2). Mit diesen Einzugsgebietseigenschaften sind hervorragende Voraussetzungen für eine sehr gute Wasserqualität in dieser Talsperre gegeben, also Nährstoffarmut und geringe anthropogene Beeinflussung.

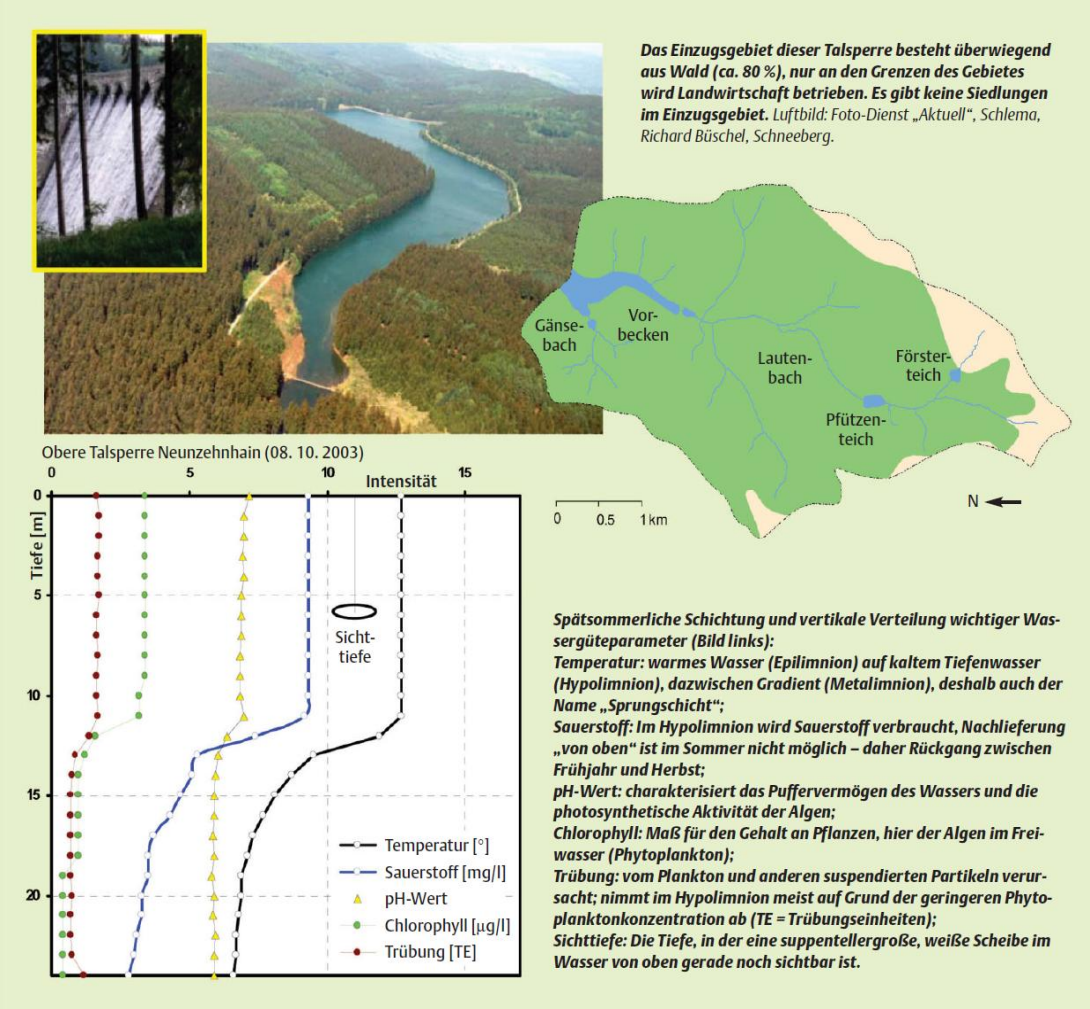


Abb. 2.2: Die Obere Talsperre Neunzehnhain im Erzgebirge und ihr Einzugsgebiet. Beispielhaft dargestellt sind in der Grafik links unten eine spätsommerliche Schichtung und die vertikale Verteilung wichtiger Wassergüteparameter (aus Uhlmann & Horn, W. 2006).

3. Nährstoffe: Der limitierende Nährstoff legt den Rahmen der möglichen Phytoplankton-produktion fest

In sehr vielen mitteleuropäischen Gewässern ist der Phosphor wachstumslimitierend (Jones & Lee 1982; Ryding & Rast 1989). Die Untersuchungen von Hofmann (1975) hatten das auch für die TS SB bestätigt. Dabei ist besonders die Konzentration des gelösten Orthophosphates (OP) (syn. *soluble reactive phosphorus*, SRP) von Bedeutung, da nur dieses unmittelbar für Pflanzen verwertbar ist. Während der eutrophen Phase vor 1990 betrugen dessen mittlere Konzentrationen 7,9 µg P/L im Jahr (Mittel 1980 - 1990) (Horn, H. & Horn, W. 1996). Aber selbst in diesen Jahren fielen sie im Sommer während der Wachstumsphase in der euphotischen Schicht der TS sehr häufig bis auf die Nachweisgrenze (d.h. unter 1 bis 2 µg P/L), so dass oft kein frei verfügbares OP mehr nachweisbar war. Die hohen Konzentrationen im Winter, wenn wegen des geringen Lichtangebotes fast kein Verbrauch durch das Phytoplankton erfolgte, im Mittel 13,3 µg P/L, belegten jedoch die starke P-Belastung der TS in den 1980er Jahren (Abb. 3.1).

Mit dem Jahr 1990 kam es als Folge der sozioökonomischen Veränderungen nach der politischen Wende (schlagartiger Ersatz der P-haltigen Waschmittel durch P-freie in der 2. Jahreshälfte 1990, deutlicher Rückgang der Agrarproduktion, Stilllegung von Flächen und weniger Düngung in den frühen 90er Jahren) zum plötzlichen Rückgang der P-Frachten und damit auch zum sofortigen und deutlichen Rückgang der P-Konzentrationen in der TS (Abb. 3.1), was vor allem in der Winterzeit zu drastischen Verringerungen führte (Horn, H. 2003; Horn, H. et al. 2006a; Horn, H. et al. 2015). Die OP-Konzentrationen liegen seitdem während der Eisbedeckungszeit nur noch bei durchschnittlich 3,3 µg P/L (Wintermittel 1991 - 2013).

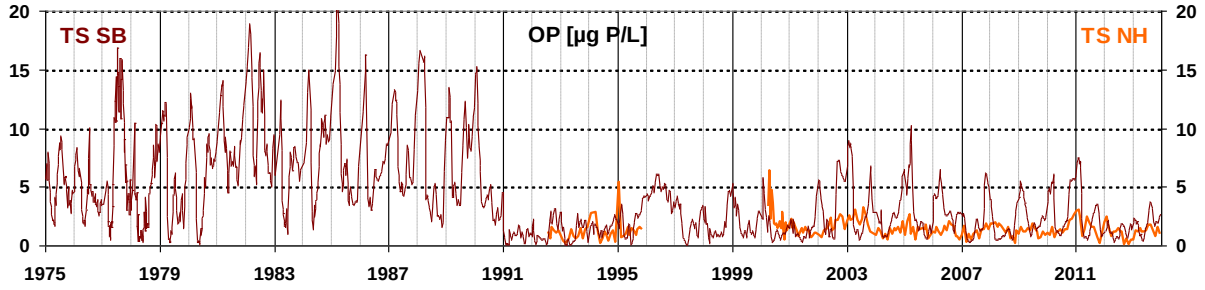


Abb. 3.1: Die Orthophosphat-Konzentrationen (Mittel über die gesamte Wassertiefe) in der Talsperre Saidenbach und der Oberen Talsperre Neunzehnhain (aktualisierte Abb. aus **Horn**, H. et al. 2015).

Diese unmittelbare Reaktion auf den verminderten P-Import ist im Vergleich zu natürlichen Gewässern, wo oft viele Jahre auf eine adäquate Reaktion gewartet wird (z.B. Wilander & Persson 2001), ungewöhnlich und nicht nur auf die geringe Verweilzeit der TS zurückzuführen (im Mittel ist theoretisch nach ca. 0,6 Jahren der Wasserinhalt dieser TS erneuert). Eine wesentliche Rolle spielt auch der Export von Nährstoffen als Folge der Trinkwasserentnahme aus dem Grundablass, wodurch der TS kontinuierlich sauerstoffarmes und mit Phosphor und anderen Nähr- und Laststoffen (wie Eisen und Mangan) angereichertes Wasser wieder entzogen wird. Der P-Rückgang betraf aber nicht nur (wenn auch ganz besonders) das OP. Dieses fiel im Jahresmittel nach 1990 um 71 %, das übrige gelöste Phosphat um 22 % und der partikuläre Phosphor um 53 %, was einen Rückgang der mittleren Gesamtphosphor-Konzentrationen um 39 % im Vergleich zu den 80ern bewirkte (Paul, L. et al. 2002, 2013; Horn, H. et al. 2015).

Die Langzeitentwicklung der Jahresmittel zeigt, dass der Rückgang der Phosphor-Konzentrationen in der TS SB stabil ist. Es gibt seither bis 2013 keinen signifikanten Trend der erneuten Zunahme (oder weiteren Abnahme), wohl aber immer wieder Jahre mit deutlich höheren Werten. Diese waren vor allem auf extreme Wetterereignisse zurückzuführen. Dabei wird sichtbar, dass nicht die Starkregen- oder Hochwasserereignisse den größten Einfluss auf den P-Gehalt des TS-Wassers haben, wie z. B. 1992, 1996, 2002 oder 2013, sondern viel mehr die Trockenjahre, in denen es zu einer beträchtlichen Absenkung des Stauspiegels kam (1976/77,

1982/83, 2003/04, 2011). Das ist auf den ersten Blick überraschend, aber Folge der Prozesse an den freifallenden und allmählich wieder überstauten Sedimentflächen. Der mehr oder weniger stete Rückgang des Wasserspiegels und der darauf folgende langsame Anstieg bei der Wiederauffüllung verursachten durch die ständigen Sedimentremobilisierungen einen merklich stärkeren P-Eintrag als die Starkzuflüsse.

Als zweiter wichtiger Nährstoff für die von Diatomeen dominierte TS SB wurde schon frühzeitig das Silizium erkannt (Horn, H. & Horn, W. 1990). Deren Importe werden jedoch hauptsächlich durch die Zuflussmengen bestimmt, bis zu 98 % lassen sich damit erklären (Horn, H. et al. 2006b). Nach 1990 gab es keine Änderung des Austragsverhaltens, d. h. die Konzentrationen in den Zuflüssen wurden auch weiterhin fast ausschließlich durch Verwitterungsprozesse im Boden bestimmt. Anders als beim Phosphor, kam es daher beim Si nach 1990 zu keiner signifikanten Veränderung der Jahresdurchschnittswerte in der TS SB, das langjährige Mittel über alle Jahre liegt bei 2,0 mg Si/L. Allerdings war eine hohe, saisonale und zwischenjährliche Schwankungsbreite zu verzeichnen, die etwa zu einem Drittel durch den Einfluss unterschiedlicher Zuflussmengen (Bodenauswaschung) und zu zwei Dritteln durch die großen interannuellen Unterschiede der Diatomeenabundanzen (Verbrauch) in der TS erklärt werden konnte (Horn, H. et al. 2015).

Durch den starken Rückgang aller P-Fraktionen nach 1990 kam es zu einem allgemeinen Anstieg des Si:P-Verhältnisses in der TS SB. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Si-Limitation im Sommer verringerte sich damit merklich im Vergleich zu den 80ern (Horn, H. & Horn, W. 1990; Horn, H. & Uhlmann 1995), ist aber nach wie vor in Jahren mit starken ME der Diatomeen vorhanden.

Das Nitrat lag schon zu Beginn der Untersuchungen 1975 in sehr hohen Konzentrationen vor. Frühere Messungen belegten, dass es seit 1934 bis zum Ende der 60er Jahre mit moderaten 10 bis 15 mg NO_3/L konstant blieb (Horn, H. et al. 2006b). Erst Anfang der 70er erfolgte durch die zunehmende Intensivierung und Industrialisierung der Landwirtschaft in Zusammenhang mit der güllebasierten Massentierhaltung im EZG ein rascher Anstieg um mehr als das Doppelte. Der durchschnittliche Gehalt in den 80er Jahren lag bei 25,9 mg/L, zu vielen Zeitpunkten aber auch schon >30 mg/L, also nahe gesundheitlich bedenklicher Konzentrationen. Nach 1990 kam es auf Grund des Rückganges und der Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion im EZG, der Reduzierung der Massentierhaltung, bedarfsgerechter Düngung und der zunehmenden Abwasserausleitung zu einem kontinuierlichen, bis heute anhaltenden Abwärtstrend. Mit 15,3 mg Nitrat/L wurde 2013 das bisher niedrigste Jahresmittel seit 1975 gemessen.

Im Vergleich zum Phosphor liegt das Angebot an anorganischem Stickstoff weit über dem Bedarf des Phytoplanktons. Das optimale N:P-Verhältnis von 16:1 wird in der TS SB schon immer (d.h. nicht erst seit 1990 nach dem starken Rückgang der P-Konzentrationen (Uhlmann 1982)) und in so hohem Maße überschritten, dass Uhlmann & Paul (1994) von "hypertrophen" Gewässern in Bezug auf das N-Angebot sprechen. Es war deshalb zu keiner Jahreszeit eine Beeinflussung des Phytoplanktonwachstums durch Stickstoff zu erwarten. Die saisonalen Änderungen der Nitrat-Konzentrationen zeigten sich entsprechend gering und wurden im Freiwasser im Wesentlichen durch hydrologische Ereignisse (z.B. durch hohe Zuflüsse im Frühjahr, als einwertiges Anion ist Nitrat relativ mobil und wird schnell ausgewaschen) oder am Gewässergrund durch die am Ende des Sommers verstärkte Nitratatmung in den sedimentnahen Schichten des Hypolimnions verursacht.

1992 begann die Untersuchung der oligotrophen TS NH. Wegen der Restaurierung der TS-Mauer wurde sie 1996 entleert und erst Anfang 2000 wieder angestaut. Seit 2001 fließen jetzt im Mittel etwa 13 kg OP-Phosphor pro Jahr in die TS, das ist etwa 40mal weniger als in die TS SB. Dementsprechend gering sind die OP-Konzentrationen im Wasser (Abb. 3.1, 3.2), die mit durchschnittlich 1,4 µg P/l immer nahe der Nachweisgrenze lagen. Nur im Jahr 2000, dem Jahr des Wiederanstaus, waren sie etwas erhöht. Der Rückgang der Gesamtphosphor-Konzentrationen nach dem Wiederanstau ist wahrscheinlich auf die Konditionierung der Sedimente als Folge der langen Trockenlegung während der Restaurierungsphase zurückzuführen (Horn, H. 2004).

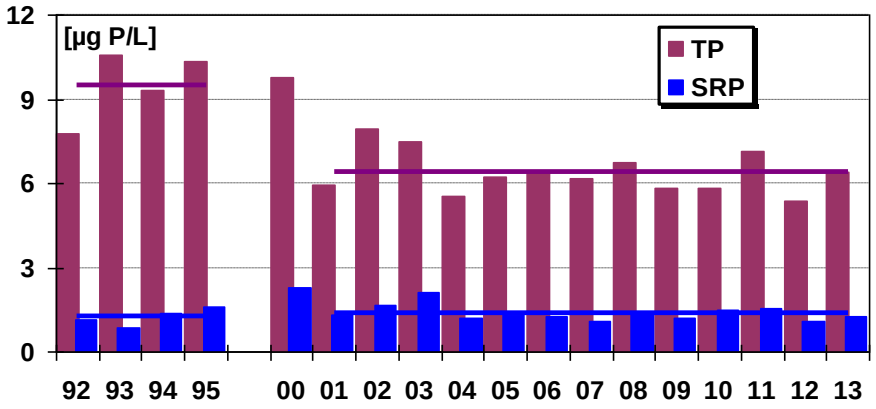


Abb. 3.2: Jahresmittelwerte der Orthophosphat- und Gesamtphosphor-Konzentrationen (Mittel über die gesamte Wassertiefe) in der Oberen Talsperre Neunzehnhain sowie die Langzeit-Mittel von 1992-1995 und 2001-2013.

Silizium und Nitrat hatten in der TS NH niemals eine wachstumsrelevante Bedeutung. Nitrat war ähnlich wie in der TS SB zu jeder Jahreszeit in Bezug auf Phosphor im Überschuss vorhanden (Uhlmann & Paul 1994) und zeigte nach 1990 eine ähnliche, leicht rückläufige Tendenz (Abb. 3.3). Auf Grund der zunehmenden Versauerung in den 80er Jahren (Horn, W. & Brettfeld 1989; Horn, W. & Horn, H. 1995, 1996; Horn, W. et al. 2000), die erst durch die allmähliche Verbesserung der Luftqualität nach 1990 und mehrfache Boden-Kalkungen des EZG aufgehalten und rückläufig gemacht werden konnte, spielten Diatomeen im Phytoplankton der TS niemals eine Rolle, was sich in einem über alle Jahre hinweg nahezu konstanten und saisonal nur minimal schwankenden Si-Gehalt widerspiegelte (Abb. 3.3).

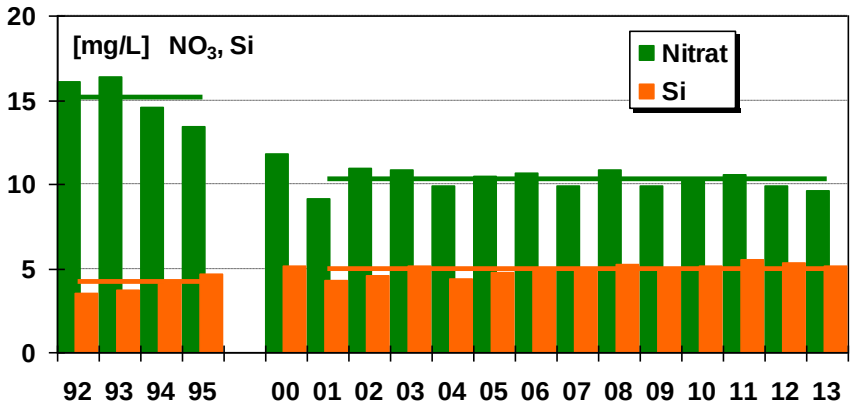


Abb. 3.3: Jahresmittelwerte der Nitrat- und Silizium-Konzentrationen (Mittel über die gesamte Wassertiefe) in der Oberen Talsperre Neunzehnhain sowie die Langzeit-Mittel von 1992-1995 und 2001-2013.

4. Auswirkungen der Klimaänderung auf die hydrophysikalischen Bedingungen: Schichtung und Durchmischung - die wichtigsten Steuerfaktoren für die saisonale Phytoplanktonentwicklung

Die Erfassung meteorologischer Daten im Gebiet der Talsperren SB und NH ergaben innerhalb des Untersuchungszeitraumes deutliche Hinweise auf Änderungen im lokalen Klima. Bei der Lufttemperatur zeigte sich eine hochsignifikante Erhöhung um 0,026 K pro Jahr seit 1975 (Paul, L. et al. 2013, Sachse et al. 2016 *subm.*), die hauptsächlich auf die Erwärmung im April (um 0,09 K/a) und in den Sommermonaten zurückzuführen ist (Abb. 4.1). Auch die Globalstrahlung erhöhte sich, mit Ausnahme des Februars in allen Monaten, während die signifikant erhöhten Jahresniederschläge insbesondere die Monate Februar, Mai und Juni betraf. Der vom IPCC (2014) dokumentierte Trend zur globalen Erwärmung und zu mehr extremen Wetterereignissen, die zu jeder Jahreszeit auftreten können, bestätigte sich also hier für das Untersuchungsgebiet.

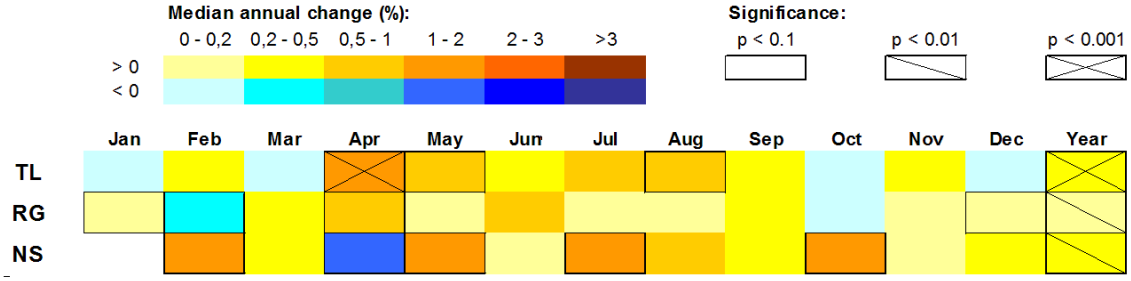


Abb. 4.1: Trends von Lufttemperatur (TL), Globalstrahlung (RG) und Niederschlag (NS) an der Talsperre Saidenbach von 1975-2011 (aus Paul 2013).

Die tendenziellen Veränderungen in Lufttemperatur, Globalstrahlung und Niederschlagsgeschehen wirkten sich auf die Temperatur und die hydrophysikalische Struktur des Wasserkörpers der TS aus, wurden dort aber von weiteren Einflüssen überlagert (Paul, L. et al. 2006). So stiegen die Temperaturen an der Oberfläche erwartungsgemäß signifikant an, besonders zwischen April und September. Dies betraf aber nur die oberen Wasserschichten, hauptsächlich die obersten fünf Meter, und ist als eine deutliche Reaktion auf die Erwärmung der Luft anzusehen. Unterhalb von 10 m gab es dagegen einen ebenso signifikanten Trend der Abkühlung. Er ist vor allem eine Folge des gesunkenen Trinkwasser-Bedarfs nach 1990. Der dadurch verringerte Abzug von kaltem Tiefenwasser führte zu einem langsameren Absinken der warmen epilimnischen Schichten (und damit auch zu einer signifikant längeren Schichtungsdauer im Sommer). Während in den ersten 16 Untersuchungsjahren z.B. Anfang August in 10 m Tiefe meist schon Temperaturen unter 16 °C gemessen wurden, lagen die Temperaturen danach noch sehr häufig deutlich darüber (Horn, H. et al. 2006b). Diese Veränderungen in den mittleren Wassertemperaturen hatten unmittelbare Auswirkungen auf die Dichteunterschiede des Wassers und damit die Stabilität des Wasserkörpers. Durch die erhöhten Temperaturgradienten, vor allem in den mittleren Schichten, kam es hier zu einem erheblichen, hochsignifikanten Anstieg der Wasserstabilität während der Sommermonate (Abb. 4.2). Ähnliche Veränderungen, d.h. höhere Temperaturen der oberflächennahen Schichten verbunden mit größeren Dichtegradienten, wurden auch für weitere Talsperren und Seen in Deutschland festgestellt (Shatwell et al. 2013).

Veränderte meteorologische Bedingungen führen dazu, dass die zeitlichen Eckpunkte der "limnologischen Jahreszeiten", also Beginn, Dauer und Ende der thermischen Perioden, sich verschieben. Die dadurch bedingten Änderungen in der saisonalen hydrophysikalischen Struktur sind oftmals von größerer Bedeutung für das Ökosystem als die einfache, häufig nur geringfügige Erhöhung der bloßen Wassertemperatur. Der Periode der Eisbedeckung (inverse, winterliche Schichtung) wurde dabei seit langem eine besondere Beachtung geschenkt, nicht nur weil in dieser Zeit schon geringe Temperaturänderungen zu entscheidenden Veränderungen in

der hydrophysikalischen Struktur des Ökosystems führen. Da Beginn und Eisaufbruch in der Regel eindeutig erfassbar und zudem meist schon lange Zeit dokumentiert sind, gelten sie auch als gute Indikatoren für die Veränderungen des Klimas (z.B. Adrian et al. 2009).

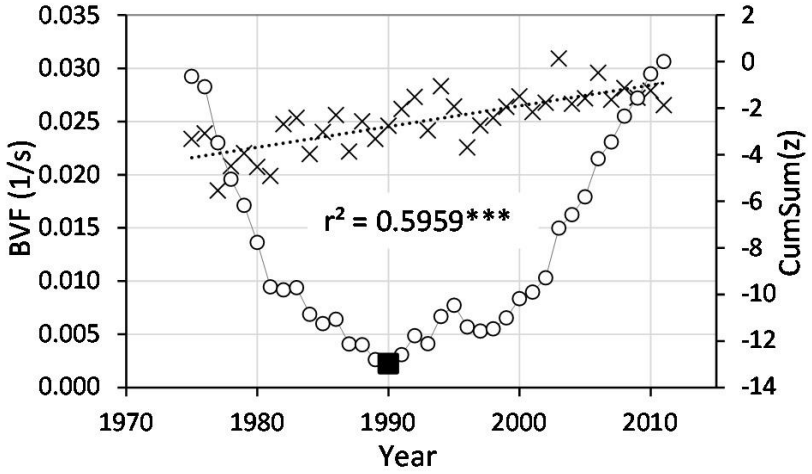


Abb. 4.2: Die Langzeit-Veränderung der Brunt-Väisälä-Frequenz als Maß für die Stabilität des Wasserkörpers (aus Horn, H. et al. 2015). Für 1990 wurde ein signifikanter Umschlagpunkt (breakpoint) berechnet.

In der TS SB kam es Ende der 1980er Jahre hinsichtlich des Eisaufbruches zu einer signifikanten Änderung, gekennzeichnet durch einen breakpoint: Die Jahre bis 1988 sind durch relativ lange Eisbedeckungszeiten (im Mittel 74 Tage) und kurze durchschnittliche VZ-Perioden (22 Tage) gekennzeichnet (Abb. 4.3). Die folgenden Jahre zeigten dann um 14 Tage kürzere, mittlere Eiszeiten, was sich signifikant auf die Länge der FVZ auswirkte, die nach 1988 im Mittel um acht Tage zunahm (Horn, H. et al. 2015). D.h., dass die globalen Wetterveränderungen praktisch parallel zur drastischen Reduzierung der P-Belastung stattfanden.

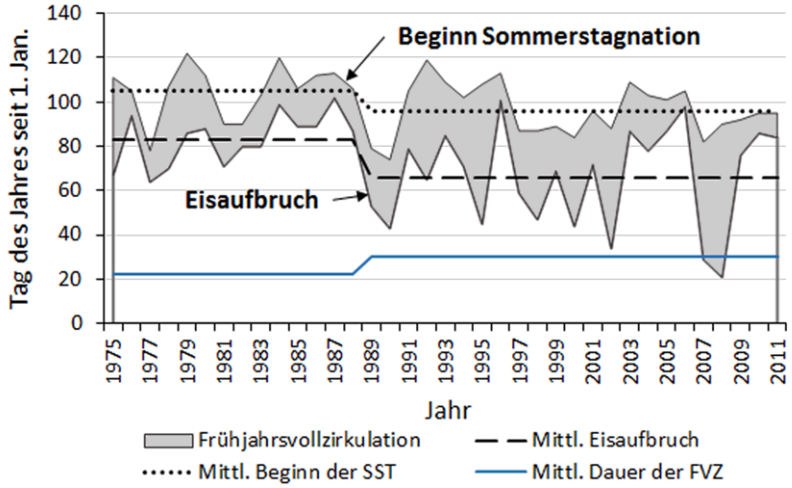


Abb. 4.3: Jährliche Zeitpunkte des Eisaufbruches und des Beginns der Sommerschichtung in der TS SB. Die graue Fläche markiert die Dauer der Frühjahrsvollzirkulation. Die Linien zeigen den mittleren Zeitpunkt vor und nach dem signifikanten „breakpoint“, der für 1988 berechnet wurde (aus Horn, H. et al. 2015).

Der Beginn der Sommerstagnation hat sich ebenfalls nach 1988 signifikant nach vorn verschoben, wenn auch nicht im gleichen Maße wie die Verkürzung der Eisbedeckung, da sich auch die Vollzirkulationsdauer verlängerte. Trotz wieder späteren (mittleren) Eisaufbruches nach 2002, der sich durch die vier außerordentlich strengen und langen Winter zwischen 2009 und 2013 ergab, blieb dieser Trend zum früheren "Sommer"-Beginn seitdem bestehen (Abb. 4.4). Ursachen waren die signifikant höheren Lufttemperaturen im April (Abb. 4.1), die zu einer

rascheren Erwärmung des Wassers und zu einem frühzeitigen Aufbau der sommerlichen Schichtung führte, was jetzt deutlich eher passierte als in den ersten Untersuchungsjahren. Die Ausweitung der Sommerstagnation in den Herbst hinein (Abb. 4.4), in manchen Jahren sogar bis Ende November, war jedoch keine Folge erhöhter Luft-Temperaturen im letzten Viertel des Jahres als vielmehr das Resultat des kontinuierlich sinkenden TW-Verbrauches nach 1990, was zu deutlich geringeren Wasserentnahmen und schließlich zu immer geringeren Wasserüberleitungen aus Fremdeinzugsgebieten bis hin zur endgültigen Einstellung dieser nach 2000 führte. Dadurch verlangsamte sich signifikant die Absenkung des Metalimnions im Laufe des Jahres und der Abbau der Schichtung.

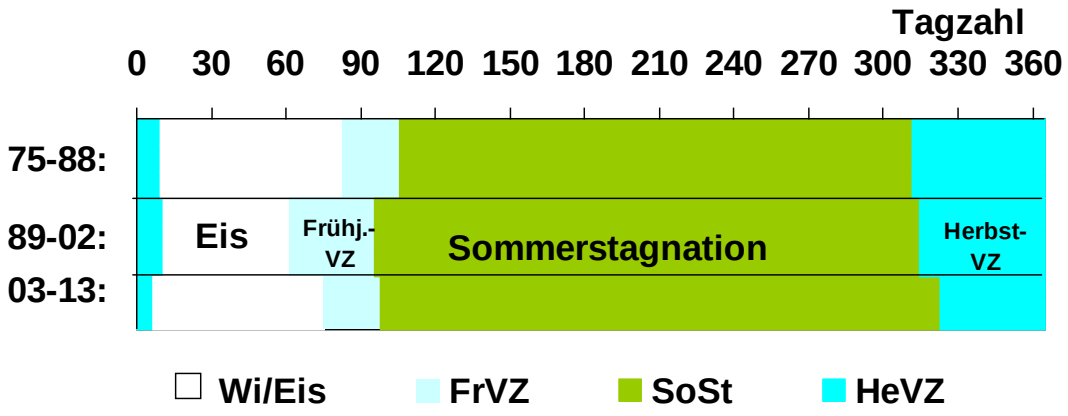


Abb. 4.4: Vergleich der Dauer der Winterstagnation (Wi/Eis), Frühjahrsvollzirkulation (FrVZ), Sommerstagnation (SoSt) und Herbstvollzirkulation (HeVZ) für verschiedene Zeitperioden

5. Phytoplanktondynamik: Nährstoffe kontra Klima - wessen Einfluss ist stärker?

5.1 Das Phytoplankton der TS Saidenbach

Unter den erfassten biotischen Größen besitzt das Phytoplankton eine zentrale Bedeutung (Abb. 1.1). Es wird von nahezu allen Parametern direkt beeinflusst und spiegelt so auch deren Veränderungen am unmittelbarsten wider. Für die Bewirtschaftung des Rohwassers einer Trinkwasser-TS ist es zudem eines der wichtigsten Kriterien der Wasserqualität, weil es maßgeblich Partikelgehalt, Geruch, Geschmack und andere Eigenschaften des Trinkwassers und somit entscheidend dessen Aufbereitung beeinflusst. Es wird daher zu Recht als wichtiger Indikator für Wasserbeschaffenheit und ökologische Verhältnisse angesehen und war auch stets ein Schwerpunkt der langjährigen Untersuchungen.

Das Phytoplankton wurde von Beginn an detailliert durch mikroskopische Zählung nach der Methode von Utermöhl (1958) erfasst und möglichst bis auf Artniveau bestimmt. Nur so war eine genaue und nach Gruppen und Arten differenzierte Analyse dieser biotischen Komponente möglich. Die ab 1992 durchgeführten Chlorophyll-Sondenmessungen (Horn, H. et al. 2006a) und auch die Erfassung mittels vollautomatischer Partikelzählmessgeräte (Scheifhacken et al. 2010) ergaben keine vergleichbar interpretierbaren Ergebnisse und erwiesen sich nur eingeschränkt für die Bearbeitung des Forschungsthemas geeignet.

Mit dem drastischen Rückgang der P-Belastung nach 1990 (s. Kap. 3) wurde nun ein ähnlich starker, wenn auch verzögerter Rückgang der Phytoplanktonabundanzen im Gewässer erwartet. Im Allgemeinen ist die Reaktion auf eine Nährstoffreduktion nach fünf bis 15 Jahren bemerkbar (s. Review von Jeppesen et al. 2005), eine sofortige Antwort wurde bisher nur in wenigen Gewässern beobachtet (Elliott 2012). Überraschenderweise kam es jedoch in der TS SB zu keiner Abnahme des Phytoplanktons. Im Gegenteil, dessen Konzentrationen nahmen in sehr vielen Jahren so erheblich zu, dass sich das langjährige Mittel (1991 bis 2013) mit 2,53 mm³/l mehr als verdoppelte (Abb. 5.1). Das betraf vor allem die Gruppen der Diatomeen und der Cyanophyceen (früher als Blaualgen bezeichnet). Selbst 2013, über 20 Jahre nach der dauerhaften Senkung der P-Belastung war noch kein Anzeichen eines anhaltenden Rückganges der Phytoplanktonkonzentrationen zu erkennen.

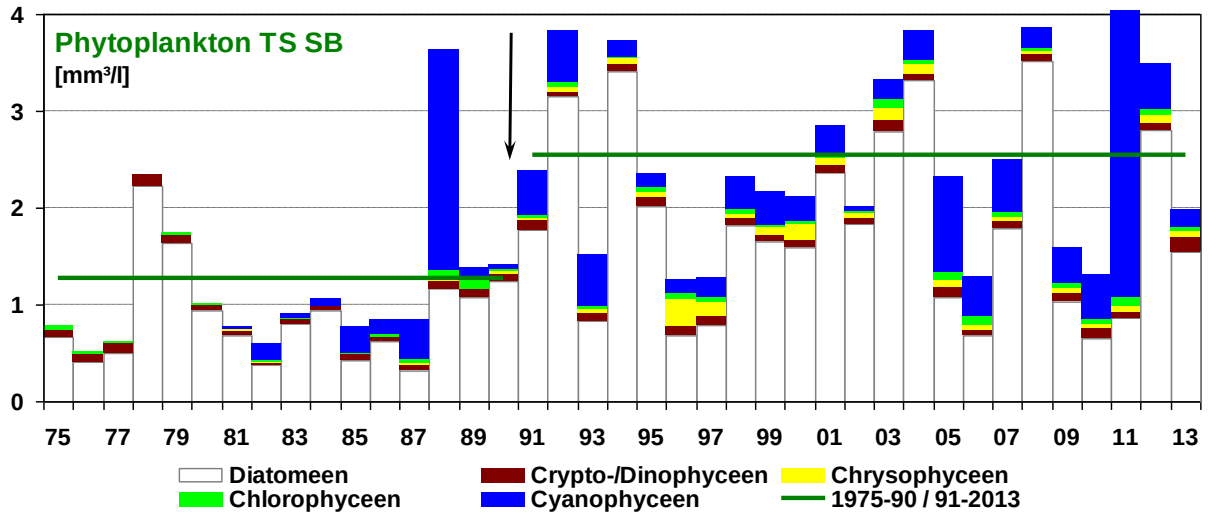


Abb. 5.1: Jahresmittelwerte des Biovolumens der einzelnen Phytoplanktonklassen in der TS SB (aktualisiert aus Horn, H. et al. 2015).

Beim Vergleich der einzelnen Jahre zeigte sich, dass nahezu alle Monate des Jahres von der Zunahme der Phytoplanktonabundanzen betroffen waren (Abb. 5.2). Den quantitativ höchsten Anstieg verursachte jedoch die Frühjahrsmassenentwicklung (FME). Die Zunahme in den ersten sechs Monaten des Jahres machte mehr als 70 % des erhöhten mittleren Jahresbiovolumens aus.

Aber auch im Sommer traten nach wie vor ähnlich hohe oder sogar noch stärkere Cyanophyceenentwicklungen auf als zuvor und während der Herbst-Vollzirkulaiton (VZ) am Jahresende wurden ebenfalls, vor allem seit den 2000er Jahren, regelmäßig größere Massenentwicklungen (ME) beobachtet (Abb. 5.2).

Die Ursachen für diese auf den ersten Blick als paradox erscheinende Entwicklung wurden ausführlich in mehreren Veröffentlichungen diskutiert (Horn, H. 2000, 2003; Horn, H. et al. 2001, 2006b, 2013, 2015).

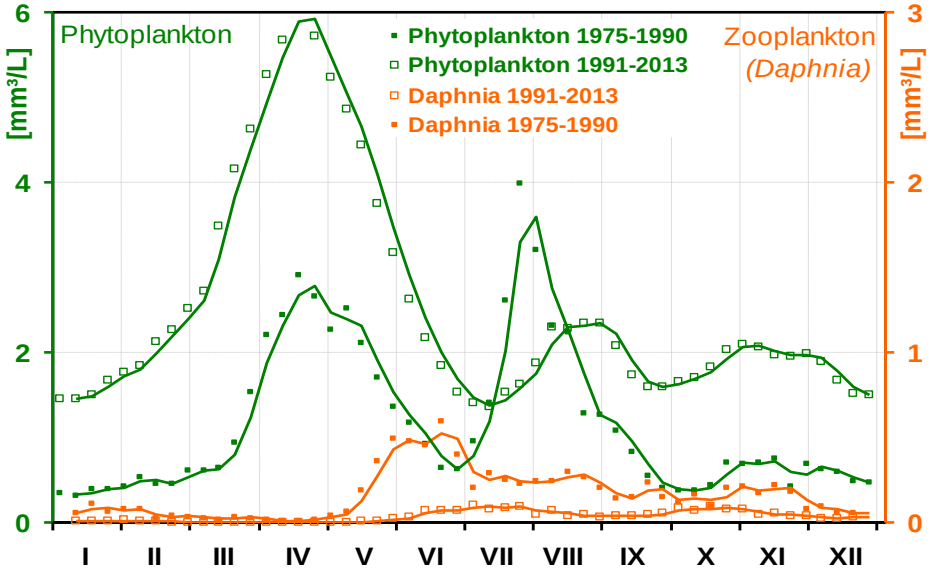


Abb. 5.2: Mittlere Jahresgänge (gleitender Mittelwert) des Phyto- und Zooplanktons in der TS Saidenbach in der eutrophen Phase von 1975 bis 1990 und den Jahren danach (1991 bis 2013) (aus Horn, H. et al. 2015).

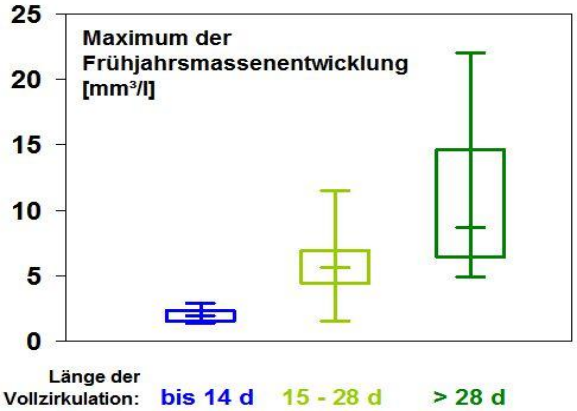


Abb. 5.3. Abhängigkeit der Frühjahrs-Massenentwicklung des Phytoplanktons in der TS Saidenbach von der Länge der Frühjahrs-Vollzirkulation (aus Horn, H. et al. 2014b).

Die massiv erhöhten FME waren vor allem das Resultat der verlängerten Frühjahrs-Vollzirkulationen (FVZ) nach 1990 (Abb. 4.3). Zur Bestätigung und für eine bessere Vergleichbarkeit wurden Beginn, Dauer und Ende dieses wichtigsten Ereignisses in der saisonalen Phytoplanktondynamik rechnerisch analysiert (Rolinski et al. 2007). Die längeren Vollzirkulationen ermöglichten in sehr viel mehr Jahren eine vollständige Umsetzung der vorhandenen Nährstoffvorräte. Ursache dieser sehr häufig verlängerten FVZ waren wiederum die vielen warmen Winter, die seit 1989 auftraten (Kap. 4, Abb. 4.3), die zu erheblich verkürzten Eisbedeckungszeiten, vor allem in den 90er Jahren, führten. Dies wurde auch in anderen Gewässern Europas beobachtet (z.B. George et al. 2004; Weyhenmeyer et al. 2008). Eine Gruppierung der FME entsprechend der Länge der FVZ (Abb. 5.3) bestätigt den großen Einfluss der letzteren. Besonders deutlich zeigt er sich auch in den Jahren mit ungewöhnlich langer Eisbedeckung und kurzer VZ, wie z.B. 1982, 1987, 1996, 2006 und 2010, die alle eine

außergewöhnlich niedrige FME zur Folge hatten und damit auch einen geringen Jahresmittelwert der Phytoplanktonkonzentrationen erreichten (Abb. 5.1).

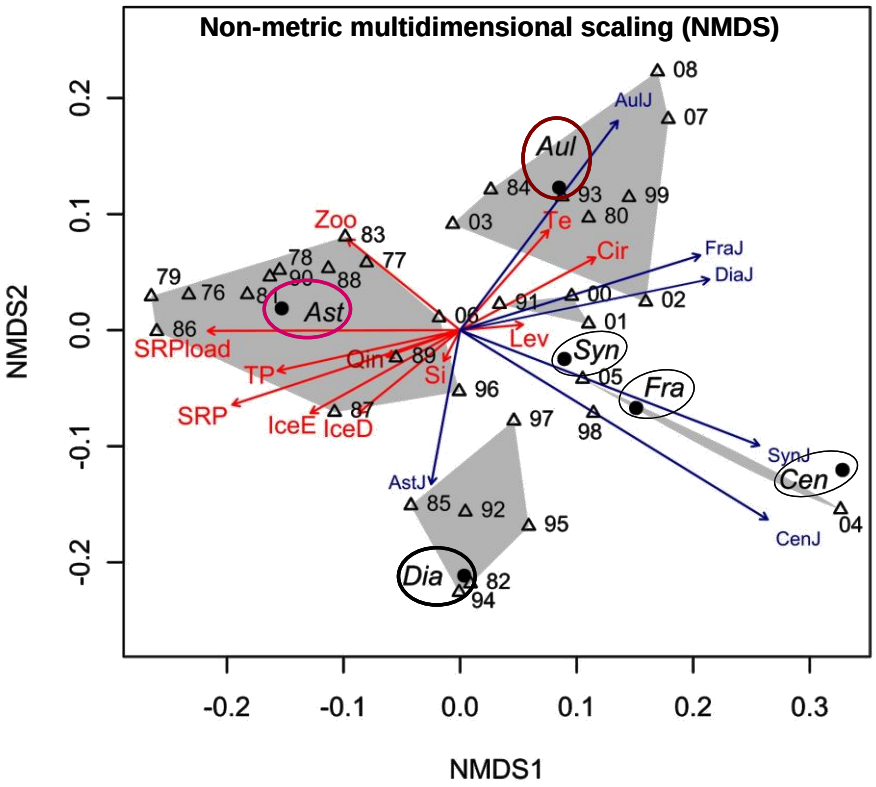


Abb. 5.4.: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der relativen Biovolumen der Frühjahrsdiatomeen der einzelnen Jahre in den Monaten Januar bis Mai (aus Horn, H. et al. 2011). Entsprechend der dominierenden Arten werden deutliche Jahres-Cluster gebildet (graue Flächen). Die Pfeile repräsentieren die Einflussfaktoren (Blau: Startbiomasse der einzelnen Diatomeen im Januar. Rot: chemische und hydrophysikalische Faktoren. SRPload: OP-Belastung, TP: Gesamtphosphor-Konzentration, SRP: OP-Konzentration, Si: Si-Konzentration, IceD: Dauer der Eisbedeckung, IceE: Tag des Eisaufbruches, Cir: Dauer der VZ, Te: Temperatur, Q_{in}: Zufluss, Lev: Stauspiegel). *Asterionella formosa, Aulacoseira subarctica, Diatoma elongatum, Synedra* spp. (hps. *Synedra acus*), Cen: *Cyclotella radiosa* und *Stephanodiscus alpinus, Fragilaria crotonensis.*

Auch die Zusammensetzung der FME wird durch die speziellen hydrophysikalischen und -chemischen Bedingungen gesteuert (Horn, H. 2008, 2009; Horn, H. et al. 2011). Die Ergebnisse zeigten die Bedeutung eines ausreichenden P-Angebotes für das Massenwachstum von *Asterionella formosa*, die Förderung von *Aulacoseira subarctica* durch warme Winter und lange VZ sowie das Aufkommen der weiteren Arten immer dann, wenn die Bedingungen weder für *Asterionella* noch *Aulacoseira* günstig waren (Abb. 5.4). Letzteres war vor allem in Jahren mit langen, kalten Wintern und niedrigem P-Angebot der Fall. Mit diesen Auswertungen konnte nicht nur gezeigt werden, wie schnell das Ökosystem auf veränderte Bedingungen mit einer Änderung der biotischen Struktur reagiert, sondern auch nachgewiesen werden, wie groß der Einfluss der hydrophysikalischen Größen, und damit des Wetters, auch auf die qualitative Seite der Phytoplanktondynamik – also hier die Zusammensetzung und Sukzession der Diatomeenpopulation – ist.

Die Zusammenhänge im Sommer sind sehr viel komplexer als im Frühjahr (Horn, H. et al. 2006b, 2014a, b, 2015; Sachse et al. 2016). Verringerte Si- und P-Angebote schwächten die Konkurrenzfähigkeit der bis 1990 in dieser Zeit meist dominierenden Kieselalge *Fragilaria crotonensis*, und die erhöhte Stabilität des Wassers (Abb. 4.2) verstärkte deren Verluste durch Sedimentation. Beides verhinderte nach 1990 größere *Fragilaria*-Massenentwicklungen (Abb. 5.5), wodurch auch kein bemerkenswerter P-Export mehr in das Sediment stattfinden konnte.

Dies alles führte zu einem größeren internen P-Angebot im Sommer, was sich aber auf Grund der Fähigkeit der Phytoplankter zur "luxury uptake" von Phosphor, aktiviert vor allem in Phosphor limitierten Gewässern (Cottingham et al. 2015), in den P-Analysen nicht widerspiegelte. Dabei wird praktisch aller ins Wasser gelangende, lösliche, reaktive Phosphor sofort durch die Zellen aufgenommen und für späteres Wachstum gespeichert. Genutzt wurde die von *Fragilaria* freigegebene ökologische Nische vor allem durch Cyanobakterien, unter denen es viele Arten gibt, die hervorragend an niedrige P-Konzentrationen angepasst sind. Deren Wachstum wurde zusätzlich durch die erhöhten Temperaturen im Epilimnion und vor allem durch die erhöhte Stabilität des Wassers gefördert. Die kleinen, fressbaren Nanoplankter, ernst zu nehmende P-Konkurrenten für die Cyanobakterien im Sommer, werden durch das in dieser Zeit immer gut entwickelte Crustaceenplankton (insbesondere die Daphnien) auf niedrigem Niveau gehalten. Alles zusammen macht das anhaltende Cyanobakterien-Wachstum in der TS SB trotz P-Reduktion verständlich.

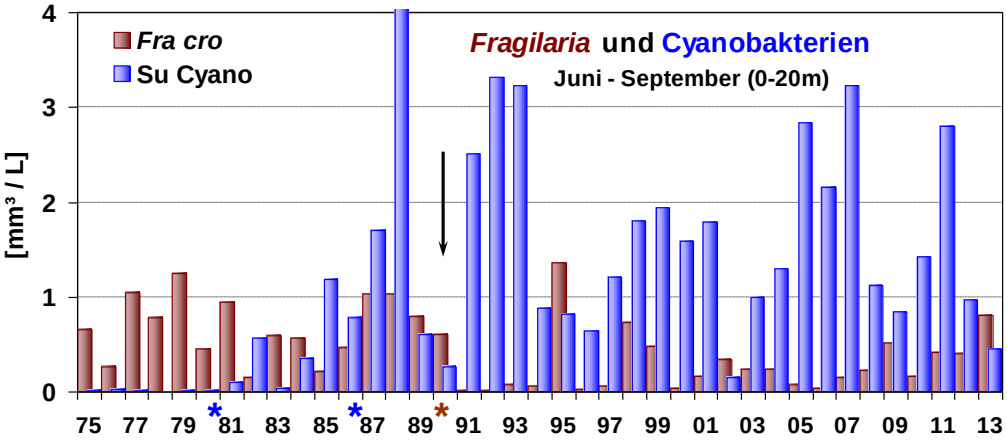


Abb. 5.5: Langzeitentwicklung der Sommerkonzentrationen (Juni-September) von *Fragilaria crotonensis* und der Cyanobakterien in der TS Saidenbach. ↓ Jahr der plötzlichen Reduktion der P-Belastung. * Jahre mit signifikanten breakpoints.

Mehr noch als die verstärkten Cyanobakterien-ME im Sommer trugen die nach 1990 häufigeren und bedeutenderen ME am Jahresende, verursacht meist durch Diatomeen, zunehmend aber auch durch Cyanobakterien (Abb. 5.6), zur weiteren Erhöhung der mittleren Konzentrationen bei. Verursacht wurden sie durch das Zusammentreffen mehrerer Ereignisse. (i) Ab 1991 kam es durch die stark reduzierte Trinkwasserabgabe zu einem späteren Beginn und langsameren Verlauf der Absenkung der Sprungschicht (Horn, H. et al. 2006b). Damit wurde die Remobilisierung von Nährstoffen aus dem Sediment durch die herbstlichen Konvektionsströme sowohl in Richtung Jahresende verschoben als auch die Zeit der herbstlichen Teilzirkulationen, in der diese zusätzliche interne Nährstoffzufuhr durch die guten Lichtverhältnisse optimal genutzt werden kann, um im Mittel 12 Tage verlängert. So traten immer häufiger noch am Jahresende ME von Diatomeen auf, für die diese Bedingungen ideal sind. (ii) Durch das extreme Hochwasser 2002 kam es dann zu einem enormen zusätzlichen Stoffeintrag in die Talsperre (Horn, W. et al. 2004), der 2003 und 2004 zudem großflächig remobilisiert wurde, hervorgerufen (iii) durch die außergewöhnliche Trockenheit 2003, die zur größten und am längsten andauernden Stauspiegelabsenkung in der Geschichte der TS SB um mehr als 13 m führte. Erst Ende 2004 hatte die TS wieder ihr Stauziel erreicht. (iv) Die zur Gewährleistung eines Hochwasserschutzraumes nach dem Hochwasser 2002 geforderte permanente Absenkung des Wasserstandes in der TS um 2,10 m führte schließlich zu einer dauerhaften Einbeziehung tieferer, bislang wenig betroffener und nährstoffreicher Sedimentschichten, was von nun an besonders in der Zeit der herbstlichen Teil- und Vollzirkulation eine erhöhte Freisetzung von Nährstoffen zur Folge hatte. Die geringere Wassertiefe schuf gleichzeitig durch die verbesserten Lichtbedingungen während der anschließenden Vollzirkulation am Jahresende auch die Voraussetzungen für eine verlängerte Nutzung dieser internen Nährstoffquellen, so dass nicht

nur nachhaltig für Diatomeen verbesserte Wachstumsbedingungen entstanden, sondern in manchen Jahren sogar für Cyanophyceen.

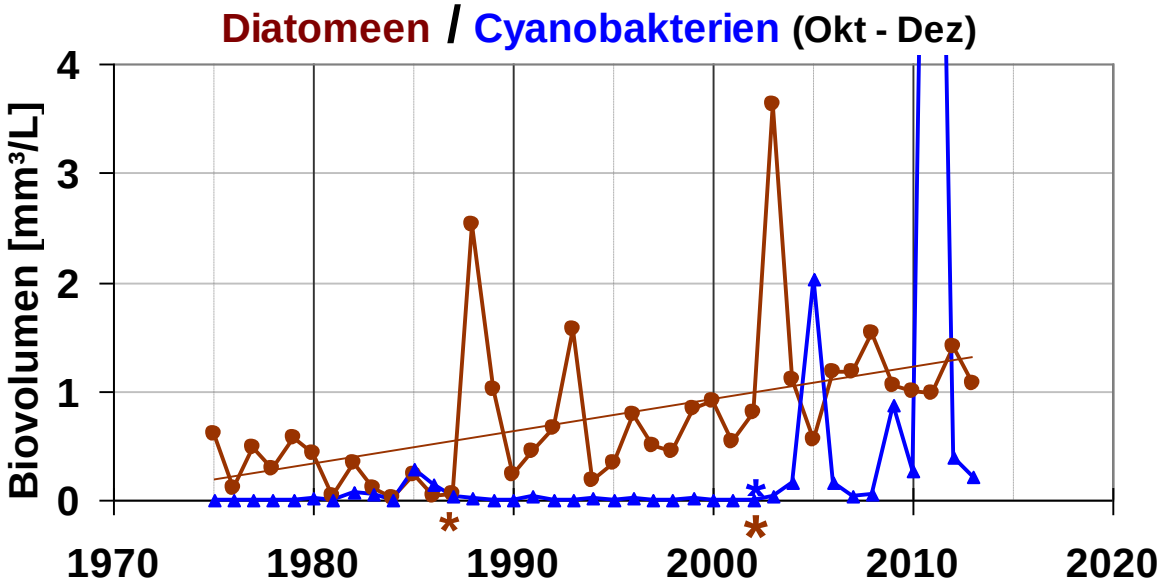


Abb. 5.6: Mittlere Konzentrationen der Diatomeen und Cyanobakterien für die Monate Oktober bis Dezember in der TS Saidenbach seit 1975. * Jahre mit signifikanten breakpoints

5.2 Das Phytoplankton der TS Neunzehnhain

Das Phytoplankton der TS NH zeigt eine völlig andere Dynamik und Zusammensetzung als das der benachbarten TS SB (Abb. 5.7).

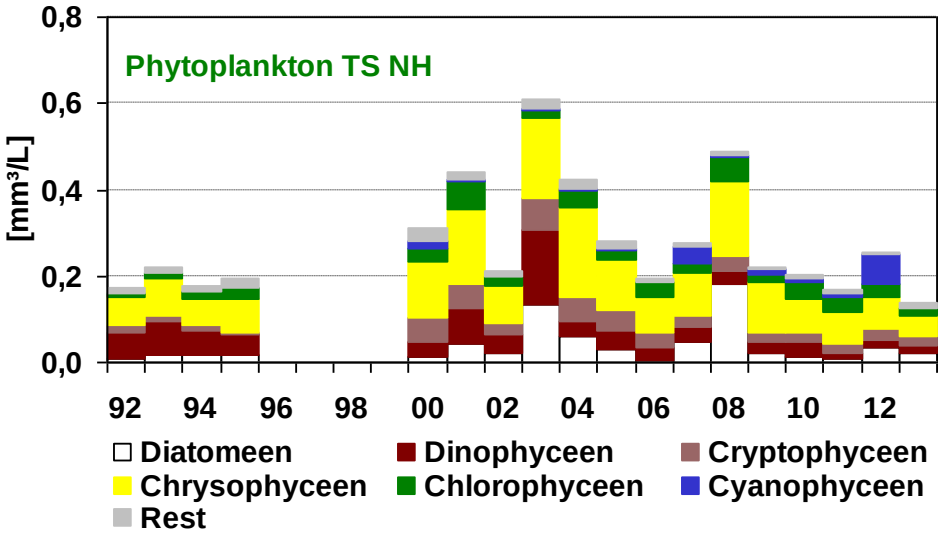


Abb. 5.7 Die Langzeit-Entwicklung des Jahresmittels der Phytoplanktonkonzentrationen und seiner Zusammensetzung in der TS Neunzehnhain

Im Vergleich zur TS SB wurden hier nach der Wiederauffüllung 2000 (die Sanierung der TS-Mauer erforderte 1996 ein vollständiges Ablassen) mit nur durchschnittlich 0,30 mm³/l etwa 9mal geringere Biovolumenkonzentrationen erreicht (Abb. 5.7). Auffällig ist auch die ganz andere Zusammensetzung des Phytoplanktons. Cyanobakterien spielen (mit Ausnahme der beiden Jahre 2007 und 2012) in der TS NH keine Rolle. Auch die in der TS SB dominierenden Diatomeen besitzen (trotz ausreichender Silizium-Zufuhr) nur geringe Bedeutung. Die wichtigsten Algengruppen sind hier die Chryso- und die nahe verwandten Crypto- und Dinophyceen, alles Klassen, die wiederum in der TS SB kaum erwähnenswert sind. Als Ursache wird die unterschiedliche Wasserchemie angesehen, insbesondere die geringe Wasserhärte und der trotz mehrfacher Kalkung des EZG noch immer niedrigere pH-Wert (Horn, W. & Horn, H. 1995, 1996; Horn, W. et al. 2000). Dazu kommt die vergleichsweise windgeschützte Lage des Gewässers, die für die schweren Kieselalgen hohe sedimentationsbedingte Verluste zu Folge hat. Auffallend sind die nach der Wiederauffüllung stark schwankenden und nach 2002 in vielen Jahren deutlich erhöhten Abundanzen des Phytoplanktons (Horn, H. 2004), die alle Gruppen einschließen (Abb. 5.7). Sie sind die Folge der durch den Wiederanstau verursachten Remineralisation der überstauten Vegetation mit verstärkter Nährstofffreisetzung, des Nährstoffeintrages durch das Hochwasser 2002 und die in den beiden Folgejahren stattfindende Remobilisierung von Nährstoffen aus tiefen Sedimentflächen infolge der lang anhaltenden Stauspiegelabsenkung im und nach dem Trockenjahr 2003. Ähnlich wie in der TS SB füllte sich auch die TS NH erst langsam im Laufe des Jahres 2004 wieder vollständig auf. Auch der Einfluss des filtrierenden Zooplanktons muss berücksichtigt werden, da sich das Phytoplankton, im Gegensatz zur TS SB, fast nur aus gut fressbaren Arten zusammensetzte. Je nach Aufkommen zooplanktivorer Fische erreichten die Daphnien hier ähnliche Dichten wie in der TS SB (Kap. 6, Abb. 6.9, Horn, W. et al. 2015).

5.3 Das autotrophe Pikoplankton (APP)

Neben dem Phytoplankton > 2 µm (Nano- und Mikroplankton) wurden seit 1996 (TS SB) (Horn, H. 2002) bzw. 2000 (TS NH) auch die autotrophen pikoplanktischen Organismen, das APP, detailliert erfasst (Abb. 5.8). Seine Zählung erfolgte gesondert in einem Fluoreszenz-Mikroskop. Das APP besteht zu ca. 95 % aus Cyanobakterien. Der Rest sind winzige eukaryotische Algen, meist Chloro- oder Chrysophyceen.

Erstaunlicherweise lagen die APP-Abundanzen beider Talsperren in der gleichen Größenordnung, auch wenn sie von Jahr zu Jahr erheblich schwankten (Abb. 5.8). Trotz oft kurzzeitiger sehr hoher Zellzahlen im Sommer (mit > 1 Mio Ze/ml) erreichte das APP in der Wachstumsperiode zwischen Mai und September (und nur im Epilimnion) auf Grund seiner geringen Größe im Mittel lediglich Biovolumen zwischen 0,02 und 0,3 mm³/L. Damit stellte es einen sehr geringen Teil der autotrophen Biomasse in der TS SB, und sein Anteil am Jahresmittel stieg nur in Ausnahmefällen über 1 %. In der TS NH machte es immerhin bis zu 11 % des Biovolumens aus (Abb. 5.8). Der langjährige Vergleich ließ keine Beziehung zu den Konzentrationen des übrigen Phytoplanktons erkennen. Temperatur und Grazing zeigten sich als wesentliche Einflussgrößen auf die saisonale Dynamik (Horn, H. & Horn, W. 2006, 2008), aber viele Details in der saisonalen Dynamik und ihrer räumlichen (vertikalen) Verteilung weisen daraufhin, dass es daneben noch andere entscheidend steuernde Faktoren gibt (Horn, H. & Horn, W. 2007). Ganz offensichtlich kommt auch dem Nährstoff-Angebot, und damit der Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Phytoplanktongruppen, eine große Bedeutung zu. Dies würde auch die plötzliche starke, synchrone Zunahme dieser Gruppe in beiden TS in den Jahren 2004 und 2005 erklären (Abb. 5.8). Die Wiederauffüllung der Talsperren nach der starken Stauspiegelabsenkung führte ganz sicher zu einem erhöhten internen P-Angebot (durch die Fähigkeit der Phytoplankter zur P-Luxusaufnahme nicht nachweisbar), möglicherweise aber auch zu einem verbesserten Angebot weiterer, bisher noch nicht im Fokus befindlicher Nähr- oder Spurenelemente. Eine direkte Abhängigkeit zum P-Angebot ließ sich mit den vorhandenen Daten jedoch nicht nachweisen.

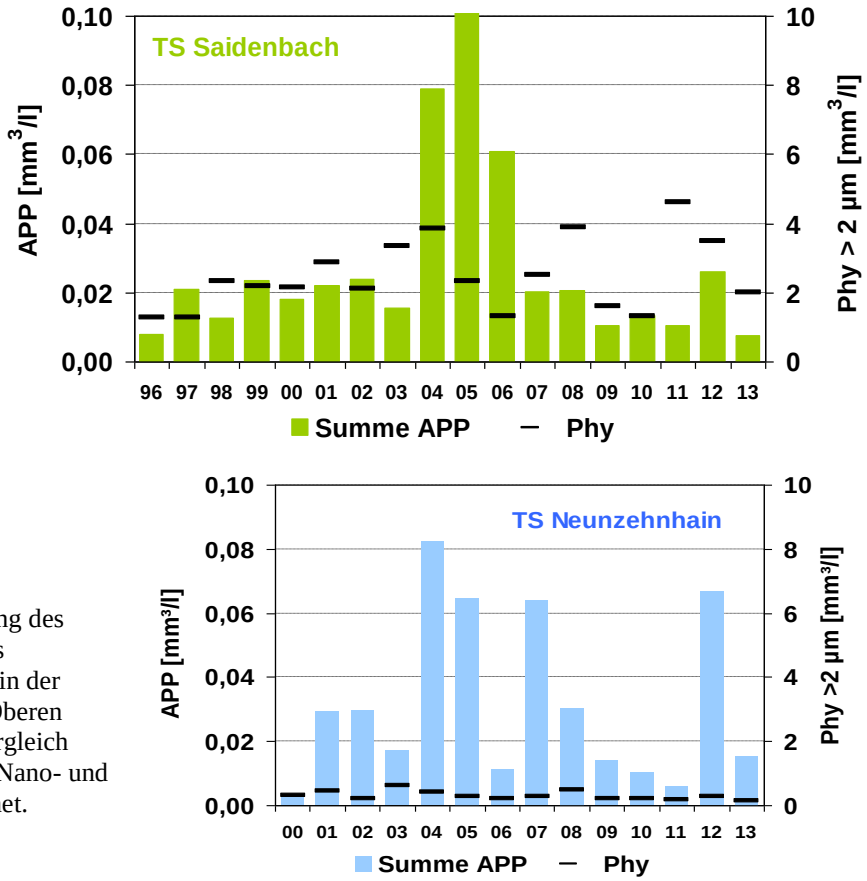


Abb. 5.8. Die Langzeit-Entwicklung des Jahresmittels des Biovolumens des autotrophen Pikoplanktons (APP) in der Talsperre Saidenbach und in der Oberen Talsperre Neunzehnhain. Zum Vergleich wurden die Jahresmittelwerte des Nano- und Mikroplanktons (Phy) eingezeichnet.

5.4 Untersuchung der Phytoplanktongemeinschaft mittels Fluoroprobe (bbe Moldenke)

Die Quantifizierung des Phytoplanktons mit der Fluoroprobe der Firma bbe Moldaenke erlaubt die Differenzierung von Grünalgen, Diatomeen, Cryptomonaden und Cyanobakterien, basierend auf der Differenzierung von Pigmenten der einzelnen Phytoplanktongruppen. Vorteile dieser Methode sind, dass die Quantifizierung schnell und in hoher räumlicher Auflösung direkt im Gewässer erfolgen kann. Nachteile sind mögliche Fehlinterpretationen der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft durch sich überschneidende Zusammensetzungen der Pigmente verschiedener Phytoplanktongruppen und sich überlappende Anregungswellenlängen ausgewählter Pigmente. Dadurch ist eine eindeutige Identifizierung nicht immer möglich. Ein weiterer Nachteil der Methode ist, dass keine weitere Differenzierung innerhalb der Phytoplanktongruppen erfolgen kann.
Die Bestimmung der Menge und die Zuordnung zu den verschiedenen Phytoplanktongruppen beruht auf der Fluoreszenzintensität des Chlorophylls und anderer Pigmente. Unterschiedliche Gruppen zeigen für sie typische Fluoreszenzmuster bei Anregung mit verschiedenen Wellenlängen.
Um die mittels Mikroskopie bestimmte Phytoplanktongemeinschaft der Wasserproben mit den Ergebnissen der Fluoroprobe zu vergleichen, wurden im Jahr 2014 für die Mikroskopie aus 2 m und 4 m Wassertiefe Proben entnommen und analysiert. Mit der Fluoroprobe erfolgte eine kontinuierliche Messung über die Wassersäule.
Ein Problem des direkten Vergleiches der beiden Methoden ist die unterschiedliche Erfassung des Planktons. Bei der mikroskopischen Analyse wird das Phytoplankton als Biovolumen erfasst. Die Messung der Fluoroprobe basiert auf einer Bestimmung der Chl a Konzentration.
Ein Vergleich der beiden Methoden ist möglich, in dem man die relativen Anteile der einzelnen Phytoplanktongruppen in einer Probe miteinander vergleicht. Erwartungsgemäß wurden vor allem in den Proben von April und Mai Diatomeen festgestellt, wobei die mikroskopische Untersuchung noch einmal einen Anstieg des Biovolumens dieser Gruppe Anfang Juni zeigte. Das größte Phytoplankton-Biovolumen insgesamt und auch die höchste Chl a Konzentration wurde in der Probe aus 2 m Wassertiefe der Vorsperre Forchheim im Juli festgestellt. Neben Diatomeen und Cryptophyta waren mikroskopisch vor allem Cyanobakterien festzustellen. Die Messung mittels Fluoroprobe detektierte hingegen einen größeren Anteil an Grünalgen. Dieser Unterschied wurde auch in den Folgemonaten in dieser Probe festgestellt. Im Juli und August war der Anteil des APPs an den Cyanobakterien in den Proben der Stelle F (Vorsperre Frochheim) besonders hoch. An dieser Stelle überwog das Phycocyanin (PC) haltige APP, welches mit der Fluoroprobe, nach Angaben des Herstellers, erfasst wird. Dahingegen werden Phycoerythrin (PE) haltige Zellen bei der Messung mit der Fluoroprobe nicht als Cyanobakterien erfasst. An den anderen Probenahmestellen wurden ebenfalls die verstärkt im Juli und August mikroskopisch detektierten Cyanobakterien nicht erfasst. Über den gesamten Jahresverlauf konnten Cyanobakterien in fast allen Proben mittels Mikroskopie nachgewiesen werden, während mit der Fluoroprobe zu Jahresbeginn vor allem Grünalgen und im Herbst vor allem Cryptophyceen festgestellt wurden.
Es stellt sich die Frage, warum die eindeutig mikroskopisch nachgewiesenen Cyanobakterien von der Fluoroprobe nicht erfasst wurden.

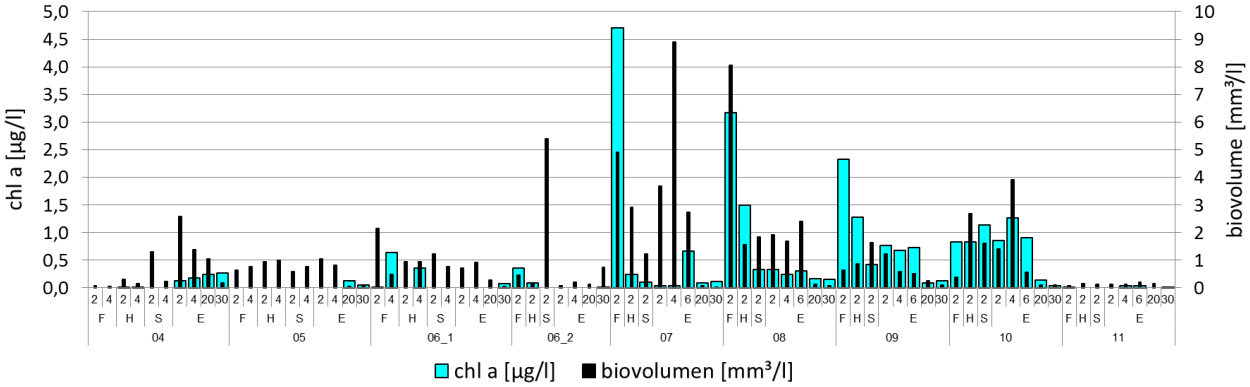


Abb. 5.9: Vergleich der mittels Fluoroprobe ermittelten Cyanobakterien (gemessen als Chl a Konzentration, Primärachse) mit dem mikroskopisch ermittelten Biovolumen (Sekundärachse). Der Probenahmemonat (04-April bis 11-November), die Stelle (F, H, S, E) und Wassertiefe (2-2 m und 4-4 m) der jeweiligen Probe sind auf der x-Achse dargestellt.

In Abb. 5.9 ist ein Vergleich zwischen den mikroskopisch und mittels Fluoroprobe detektierten Cyanobakterien dargestellt. Der relative Vergleich der beiden Messungen zeigt, dass im Frühjahr mehr Biovolumen als Pigment detektiert wurde. Das Auftreten von *Planktothrix* könnte eine Erklärung dafür sein, da es durch die Fluoroprobe nicht erfasst wird. *Planktothrix* weist als akzessorisches Pigment vor allem PE auf, und nicht das von der Sonde für die Erfassung von Cyanobakterien gemessene Pigment PC. Im Herbst wurde vergleichsweise viel Chl a gemessen, während es zu keinem ähnlich starken Anstieg des Biovolumens kam.

Die Proben aus 2 m Wassertiefe der Stelle F im Juli, August, September und Oktober zeigten eine kontinuierliche Abnahme des Chl a Gehaltes. Die Messung des Biovolumens hingegen wies eine Zunahme von Juli zu August und eine starke Reduktion zum September auf. Das Biovolumen bleibt anschließend auf ähnlich niedrigem Niveau.

In der Probe der Stelle E aus 4 m Wassertiefe vom Juli war mikroskopisch ein großes Biovolumen feststellbar, es wurden aber fast keine Cyanobakterien (in dieser Tiefe, wie auch in der gesamten Wassersäule) mit der Fluoroprobe erfasst. In dieser Probe, wie auch in Probe S 2 m vom 30.6.2014 war ein großes Biovolumen am *Microcystis flos-aquae* vorhanden, das sich bei der Pigmentmessung nicht wiederspiegelte.

Die Aussage, ob es zu einer Zu- oder Abnahme von Cyanobakterien im Jahresverlauf kommt, kann bei Verwendung dieser beiden Methoden zu unterschiedlichen Resultaten führen. Es sind unterschiedliche Verläufe der Jahresgänge festzustellen. Welchen Einfluss die Artenzusammensetzung und das APP auf die Messung mit der Fluoroprobe hat, muss in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Im Vergleich zu den Cyanobakterien zeigten die Diatomeen eine bessere Übereinstimmung im Vergleich der Jahresgänge und der relativen Diatomeen-Konzentration. Nur im April wurde bei den Proben von F vergleichsweise mehr Chl a im Verhältnis zum Biovolumen detektiert, während Anfang Juni (06_1) ein vergleichsweise hohes Biovolumen in den Proben der Stellen H, S und E (2 und 4 m Wassertiefe) ermittelt wurde. In diesen Proben wurde verstärkt *Cyclotella/Stephanodiscus* (>15 µm), sowie *Dinobryon divergens* gefunden. In der Probe F 2 m vom 30.06.14 (06_2) führte das Auftreten von *Synedra acus* zu einem großen Biovolumen.

Die Ergebnisse der Methoden müssen kritisch bewertet, und können nicht direkt miteinander verglichen werden, da verschiedene Eigenschaften erfasst werden (Chl a, Volumen, Zellzahl). Beide Methoden weisen Vor- und Nachteile auf, wie beispielsweise die kontinuierliche Tiefenmessung und die Geschwindigkeit der Datenerhebung mit der Fluoroprobe im Gegensatz zur Detailliertheit der mittels mikroskopischer Zählung ermittelten Artenzusammensetzung. Je nach Methode erhält man zum Teil verschiedene Jahresgänge, insbesondere bei den Cyanobakterien. Eine bessere Übereinstimmung der Jahresgänge wurde bei den Diatomeen festgestellt.

Die Messungen mit der Fluoroprobe wurden von Frau Anne Hartmann durchgeführt und sollen im Rahmen ihrer Dissertation veröffentlicht werden.

6. Zooplankton: Vom Fressen und Gefressen werden

Über das Zooplankton, seine wichtigen Gruppen und seine Bedeutung als Filtrierer und damit seine Reinigungswirkung auf das Wasser wurde bereits in vielen Publikationen ausführlich eingegangen (z.B. Horn, W. 1981, 1985a, b, 1991, 2003; Horn, W. & Horn, H. 1994; Große et al. 1998; Horn, W. & Schröter 2007; Horn, H. et al. 2014a).

6.1 Abnahme des Zooplanktons trotz Zunahme der Wassertemperatur und des Phytoplanktons

Anhand der hydrophysikalischen Messungen und der Phytoplanktonuntersuchungen, die Aufwärtstrends sowohl für die Wassertemperatur im Epilimnion als auch für das Phytoplankton über die 39 Untersuchungsjahre aufweisen (s. Kap. 4 und 5), sollte auch eine Erhöhung des Zooplanktonbestands erwartet werden. Die Gründe für diese Annahme sind das potentiell vergrößerte Nahrungsangebot (Horn, W. & Horn, H. 1987; Horn, H. et al. 2015) und das verbesserte Wachstum dieser wechselwarmen (poikilothermen) Tiere mit steigender Temperatur (Horn, W. & Benndorf 1980; Horn, W. 2003, Sachse et al 2014a) bis zu ihrem Optimum (bei den betrachteten Tieren etwa 20°C). Die in Abb. 6.1 dargestellten mittleren Jahresmengen der Daphnien nehmen aber ab, obwohl sich deren Entwicklung bis etwa 20°C beschleunigt, also zu höheren Biomassen in Form von mehr Körper- und Populationsbiomassen führen sollte, d.h. zu größeren Tieren und/oder höheren Individuendichten.

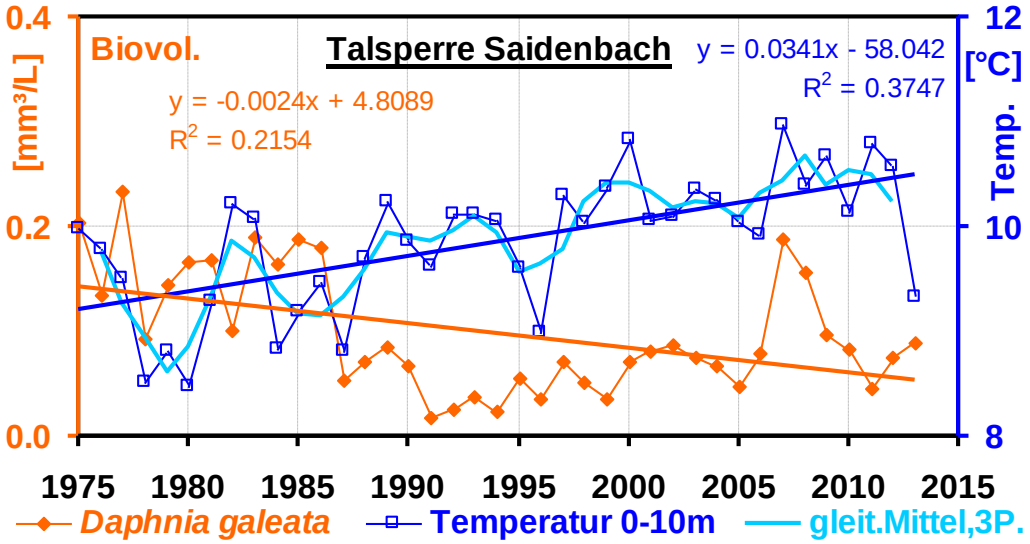


Abb. 6.1: Die Entwicklung von mittlerer Wassertemperatur und dem *Daphnia*-Biovolumen in der Talsperre Saidenbach zwischen 1975 und 2013 (aus Horn, H. et al. 2014a).

Statt der erwarteten gleichzeitigen Zunahme von Temperatur und *Daphnia*-Biovolumen war jedoch ein gegenläufiger Verlauf festzustellen. Damit wird deutlich, dass auch die größere Phytoplanktonmenge (Abb. 5.1) keinen sichtbaren Wachstumseffekt bewirkte. Es gibt drei Gründe dafür: 1.) Die klimatisch bedingte verstärkte Phytoplanktonentwicklung im Frühjahr findet statt, wenn die Daphnien (die leistungsstärkste und damit wichtigste Filtrierer-Gruppe) sich noch gar nicht entwickelt haben, weil sie im April noch immer in der nachwinterlichen Depressionsphase stecken (Abb. 5.2, Abb. 6.2). Dazu kommt, dass die zu dieser Jahreszeit meist auftretenden, Kolonie bildenden Diatomeen, wie *Asterionella formosa* und *Aulacoseira subarctica*, wegen ihrer Größe nur beschränkt aufgenommen werden können. 2.) Die sommerliche Phytoplanktonartenverschiebung hin zu den „Blaualgen“ stellte keine Verbesserung des Nahrungsangebotes dar. Die nun dominierenden meist großen Cyanobakterien sind für Daphnien schlecht nutzbar und auch ernährungsphysiologisch wenig wertvoll. Außerdem sind sie durch die Gallerte vor Verdauung weitestgehend geschützt (Horn, W. 1981). Und es ist zu beachten, dass durch den Fraß der gut aufnehmbaren kleinen Nanoplankter, die

ganz wichtige Nahrungskonkurrenten der Cyanobakterien darstellen, die Daphnien indirekt zur Stabilität der aktuellen Phytoplanktonverhältnisse beitragen. Solche indirekten Einflüsse des Nahrungsnetzes können große Bedeutung für die Daphnien haben und fanden deshalb immer besondere Beachtung (z.B. Horn, W. et al. 2002; Horn, W. 2003; Hülsmann et al. 2005, 2006; Wagner et al. 2013; Sachse et al. 2014a). 3) Auch die Phytoplanktonzunahme am Jahresende (Abb. 5.6) ist für die Crustaceen wenig nutzbar, da sie ebenfalls nur die schlecht ingestierbaren Diatomeen und Cyanobakterien betrifft.

6.2 Verschiebung der saisonalen Dynamik

Mit der schwächeren Entwicklung der Daphnien-Population in den letzten Jahren verschoben sich gleichzeitig auch die Zeiten der Minima und Maxima in Richtung Sommer (Abb. 6.2). Das war ebenfalls ungewöhnlich, da die höheren Temperaturen in den oberen Wasserschichten, etwa 0,03 K/Jahr seit 1975 (Abb. 6.1), eher zu einer Beschleunigung der Populations-Entfaltung und -Ausprägung hätten führen sollen. Die dargestellten gleitenden Mittelwerte der Mediane der verschiedenen Zeitperioden glätten und harmonisieren die einzelnen Jahreskurven, die immer wieder unterschiedlich ausfallen und so einen Vergleich erschweren. Die idealisierten Kurven zeigten vier Veränderungen: 1.) die zeitliche Verschiebung der Entwicklung, 2.) die Verringerung der Amplitude (d.h. der Abundanzen bzw. der Biovolumen), 3.) eine Veränderung der Frequenz (von ein- zu zweigipflig) und 4.) zeitweilig (2006-2009) sogar einen Wechsel des Maximums vom Frühsommer in den Herbst.

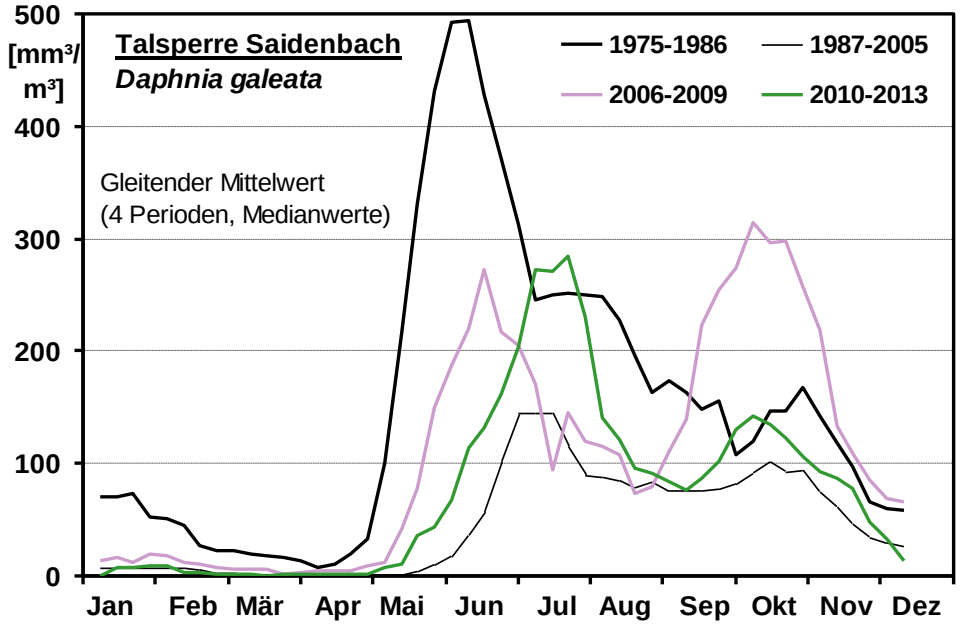


Abb. 6.2: Mittlere Jahresgänge einzelner Zeitperioden von *Daphnia galeata* in der Talsperre Saidenbach (aus Horn, H. et al. 2014a).

Die zeitliche Verschiebung der Minima (der Tiefstwerte im Frühjahr vor dem Beginn des Populationswachstums) „nach hinten“ lässt sich auch statistisch belegen (Abb. 6.3), wenn die Bruchpunkte (breakpoints) im Verlaufe eines Jahres mittels „z-score“-Analyse (Wijngaard et al. 2003) ermittelt und diese dann über die Zeitreihe verglichen werden. Der breakpoint markiert in der Untersuchungsreihe das Jahr 1986 als das Jahr, nachdem es zu signifikanten Änderungen kam.

6.3 Langzeitveränderungen der Zooplanktondynamik und ihre Ursachen

Neben dieser Verschiebung des Zeitpunktes der jährlichen *Daphnia*-Minima gab es 1986/87 noch einen weiteren Wendepunkt: Bis dahin hatten die Daphnien einen hohen absoluten und mit ca. 49°% auch einen großen relativen Anteil am Gesamtbiovolumen der planktischen Crustaceen. Dieser fiel ohne Übergang ab 1987 bis etwa zur Hälfte ab und erst später stiegen die Werte wieder an, ohne aber auf das ursprüngliche Niveau zurück zu kehren (Abb. 6.4). Lediglich 2007 und 2008 gab es wieder hohe Daphnienzahlen. Das waren die zwei Jahre mit den sehr warmen Wintern und ohne bzw. nur sehr kurzer Eisbedeckung, in denen *Daphnia*-Hybride dominierten, die sonst seltener waren (Pinkhaus et al. 2007; Zeis et al. 2010; Hülsmann et al. 2012; Paul, R. et al. 2007, 2012). Weiter auffällig ist, das sich ab 1991 auch die Gesamtbiomasse der Crustaceen plötzlich halbierte und über mehr als 10 Jahre niedrig blieb.

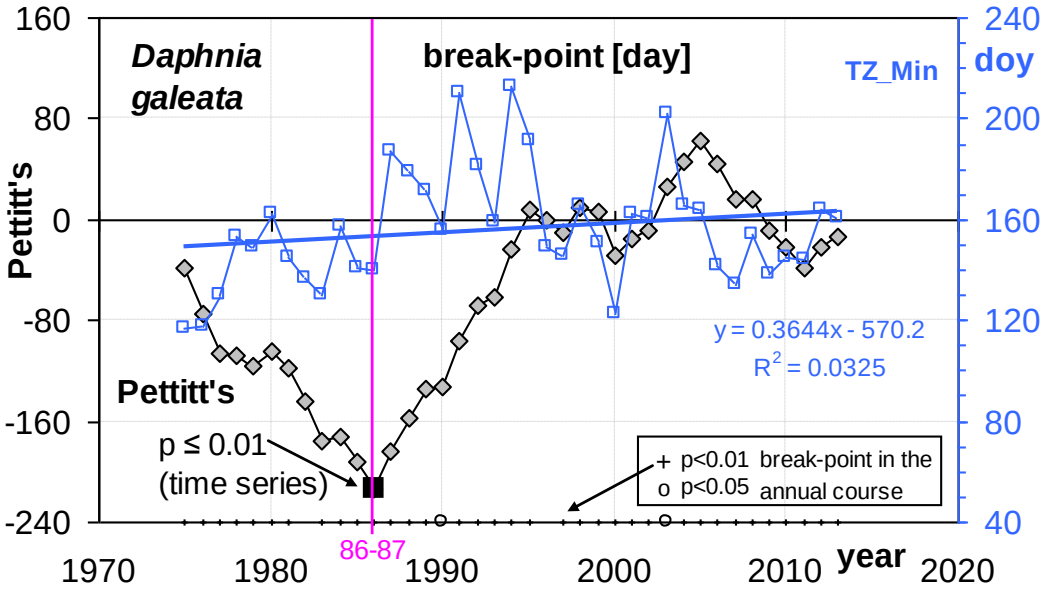


Abb. 6.3: Die Zeitpunkte der Minima von *Daphnia galeata* im Jahresverlauf und der „breakpoint“ dieses Parameters über den Untersuchungszeitraum (aus Horn, H. et al. 2014a).

Im Jahr 1986 gab es verschiedene Ereignisse, die als Ursache dieser Verschiebungen angesehen werden und die vor allem die Grazer der Daphnien betrafen. Dazu gehörten der Besatz mit Silberkarpfen sowie das Aufkommen vieler zooplanktivorer Fische infolge von Nachwuchs und durch das Ablassen der Vorsperre Forchheim in die Hauptsperre (Horn, W. 2003). Cluster- (Horn, W. 2009) und „Breakpoint“-Analysen (Sachse et al. 2009) bestätigten den Bruch nach 1986 für die Daphnien. Ab 1989 begann ein durch die Veränderung der Eis- und Zirkulationsphasen zahlenmäßig erkenn- und nachweisbarer wasserklimatischer Wechsel (Kap. 4, Abb. 4.3), der als Ausdruck des Klimawandels verstanden werden kann, der aber offensichtlich ohne Auswirkung auf die Dynamik der Crustaceen blieb. In den Jahren 1989/90 wurden jedoch noch einmal Silberkarpfen eingesetzt, woraufhin ab 1990 der starke Rückgang der gesamten Crustaceenpopulation zu beobachten war. Die Ursachen für die Änderungen bei den Daphnien gingen also vor allem mit einem erhöhten Fraßdruck der Räuber einher. Dies bestätigt die NMDS (Nonmetric Multi-Dimensional Scaling, ein statistisches Verfahren, welches Ränge anstelle metrischer Werte verwendet) (Abb. 6.5): zooplanktivore Fische und *Daphnia*-Biomasse einerseits sowie Raubfische andererseits sind diametral angeordnet. Die Temperatur - rechtwinklig zur *Daphnia*-Biomasse stehend - übt einen geringen Einfluss aus. Ein Sonderfall ist 2007: es ist das Jahr nach der warmen, eisfreien Winterperiode, als andere und mehr Hybride als üblich von *Daphnia galeata* in die Wachstumsperiode starteten. Diese sich primär parthenogenetisch vermehrenden Hybride sind sonst seltener, denn bei normaler Eisdauer (2 bis 3 Monate) dominieren die Tiere, die aus Dauereiern schlüpfen (Zeis et al. 2010).

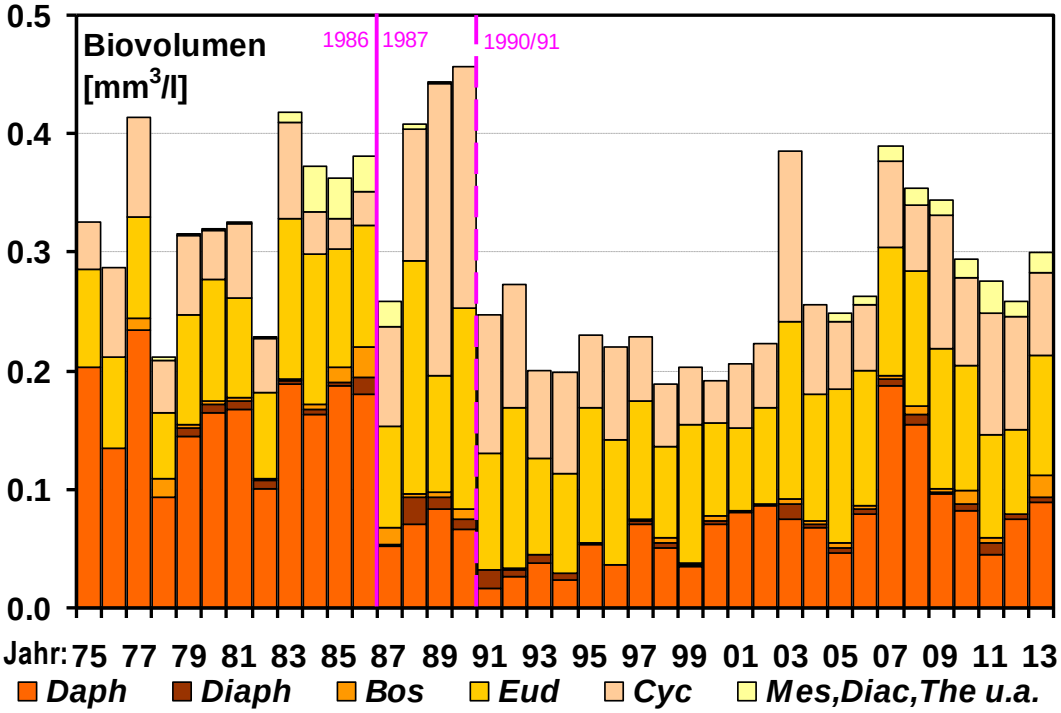


Abb. 6.4: Die Entwicklung des Crustaceen-Biovolumens und seiner Hauptkomponenten (1986/87 und 1990/91 markieren Zeitpunkte deutlicher Veränderungen, die mit dem Fischbestandsänderungen korrespondieren; aus Horn, H. et al. 2014a).

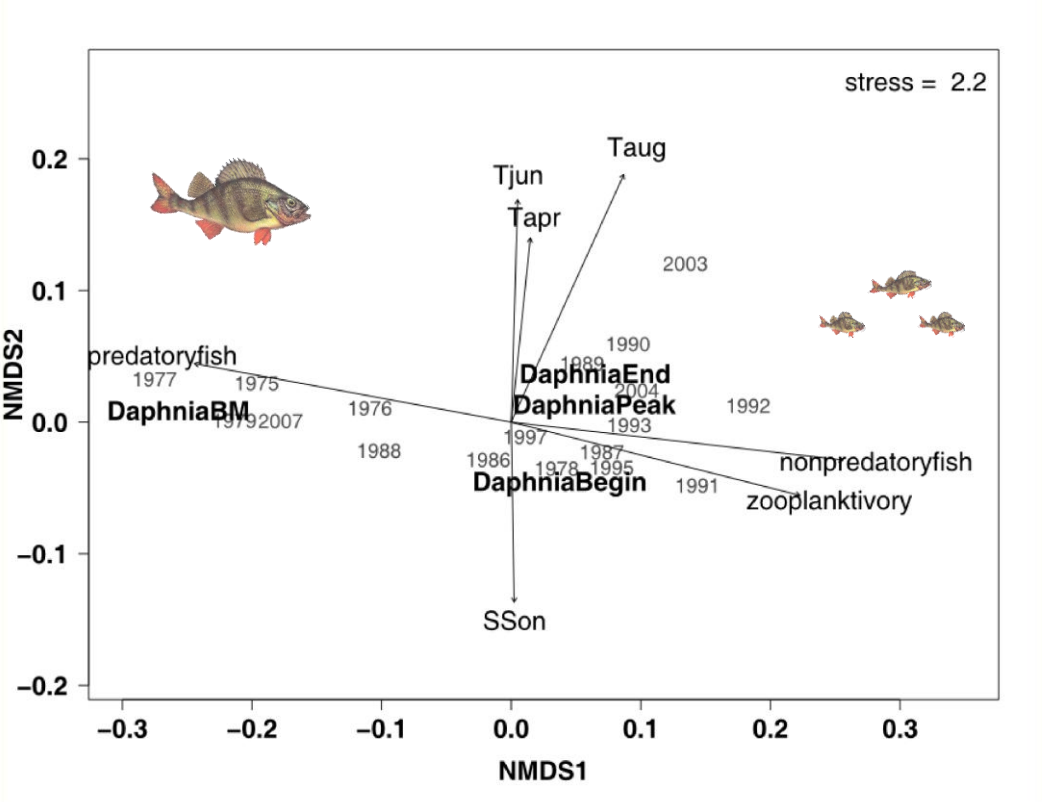


Abb. 6.5: Ordination der Jahre des Langzeitdatensatzes hinsichtlich Zeitpunkte und erreichter Biomasse von *Daphnia galeata* mit den relativen Raub- und Friedfischanteilen (T: Monatsmittel der Wassertemperatur in 3 m Tiefe in den Monaten; SSon: Zeitpunkt des Einsetzens der Sommerschichtung; verändert aus Sachse et al. 2009).

Daphnien sind leistungsstarke Filtrierer (z.B. Uhlmann 1961; Horn, W. 1981; Horn, W. 1985a, b). Sie entfernen kleine Algen und andere Partikel und erhöhen dabei die Wassertransparenz (Abb. 6.6), je größer ihr Anteil am Zooplankton ist. Für die Copepoden (Ruderfußkrebse) - meist Greifer und keine so guten Filtrierer (Horn, W. 1985a, b) - gilt dies nicht. Bei ihnen nahm die Sichttiefe mit steigendem Anteil ab, auch, wenn die absoluten Werte zu Grunde gelegt wurden (Horn, W. et al. 2015). Keinen Einfluss ließen die Rotatorien trotz oftmals zahlenmäßiger Überlegenheit wegen ihres geringen individuellen Biovolumens erkennen (Horn, W. et al. 2002, 2015). Bei den Daphnien zeigte sich die Beziehung auch im mittleren

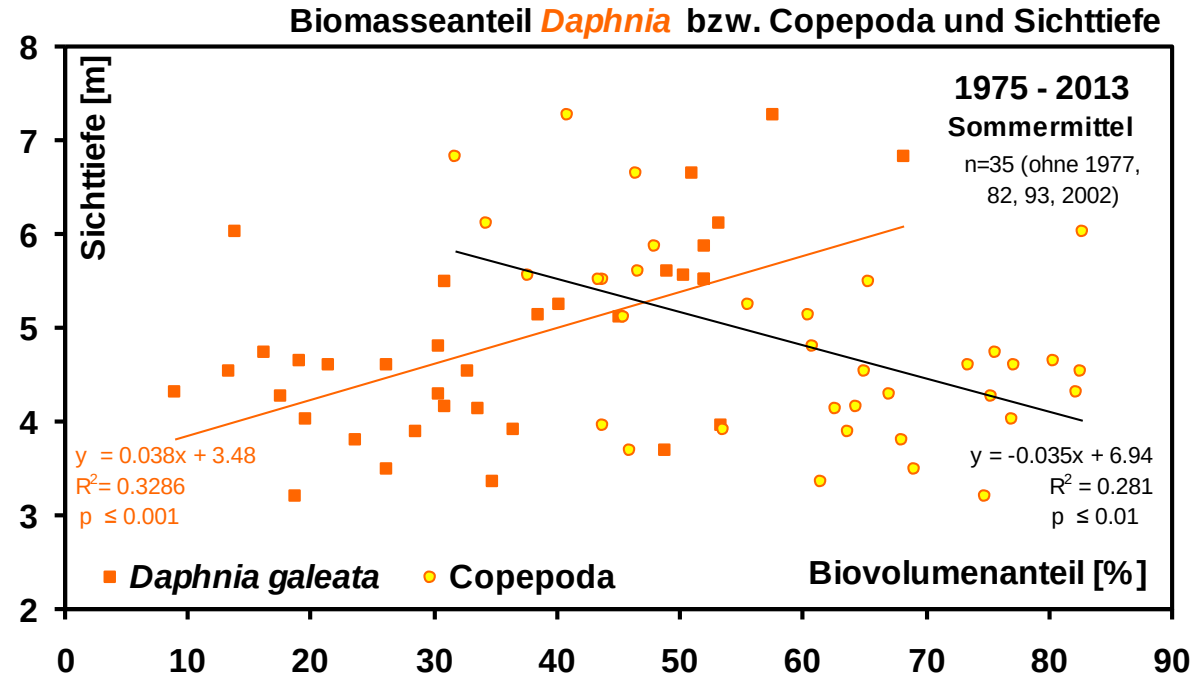


Abb. 6.6: Der Biomasseanteil von Daphnien und Copepoden und ihr Einfluss auf die Sichttiefe in der Talsperre Saidenbach (aus Horn, H. et al. 2014a).

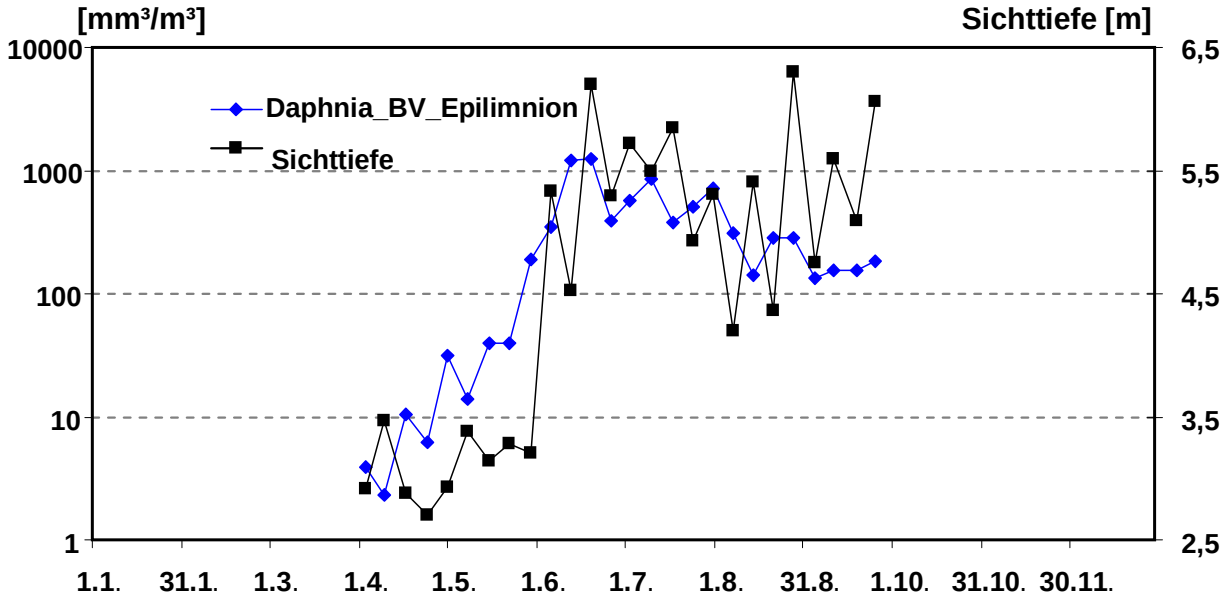


Abb. 6.7: Die Veränderung der Sichttiefe im Jahresverlauf als Resultat der Filtrierleistung der sich entwickelnden *Daphnia*-Population in der Talsperre Saidenbach (11-Jahresmittel; Horn, W. et al. 2015).

Jahresverlauf (Abb. 6.7). Dass Copepoden und Daphnien eine konträre Beziehung in Abb. 6.6 anzeigen, weist auf Konkurrenz oder einen externen Einfluss (z.B. Räuber) hin. Da die Nahrungsspektren unterschiedlich sind, müssen in diesem Fall in erster Linie die Räuber verantwortlich sein, hauptsächlich also die zooplanktivoren Fische (einschließlich der Silberkarpfen). Sie erbeuten Daphnien leichter als Copepoden. Dies zeigen Gewässer mit vielen Kleinfischen, wo relativ große Crustaceen wie *D. galeata* nicht auftreten, dafür aber viele Copepoden, vor allem auch kleinere, wie *Mesocyclops*, *Thermocyclops* und *Diacyclops*, und auch die kleinen Wasserfloh-Vertreter der Gruppe der Bosminen. So nahm durch Selektion die mittlere Größe der Tiere in den Jahren ab, in denen der Fischfraßdruck größer war (Horn, W. 2003). Auch in der Artengemeinschaft des Zooplanktons schlugen sich diese Einflüsse nieder (Horn, W. 2008). Da die zooplanktivoren Fische das Epilimnion (in etwa die warmen oberen 5 bis 10 m) bevorzugten (Radke et al. 2003), waren im Sommer die Verluste am größten (Horn, W. & Benndorf 1980) und die dann noch immer viele Eier tragenden (u.a. Horn, W. & Horn, H. 1987; Schwerin et al. 2010) und gut sichtbaren großen Daphnien überwiegend tiefer zu finden (Horn, W. 2005, 2006a, b). Ein weiterer Grund dafür kann neben der Selektion aber auch eine Verhaltensanpassung bzw. beides sein.

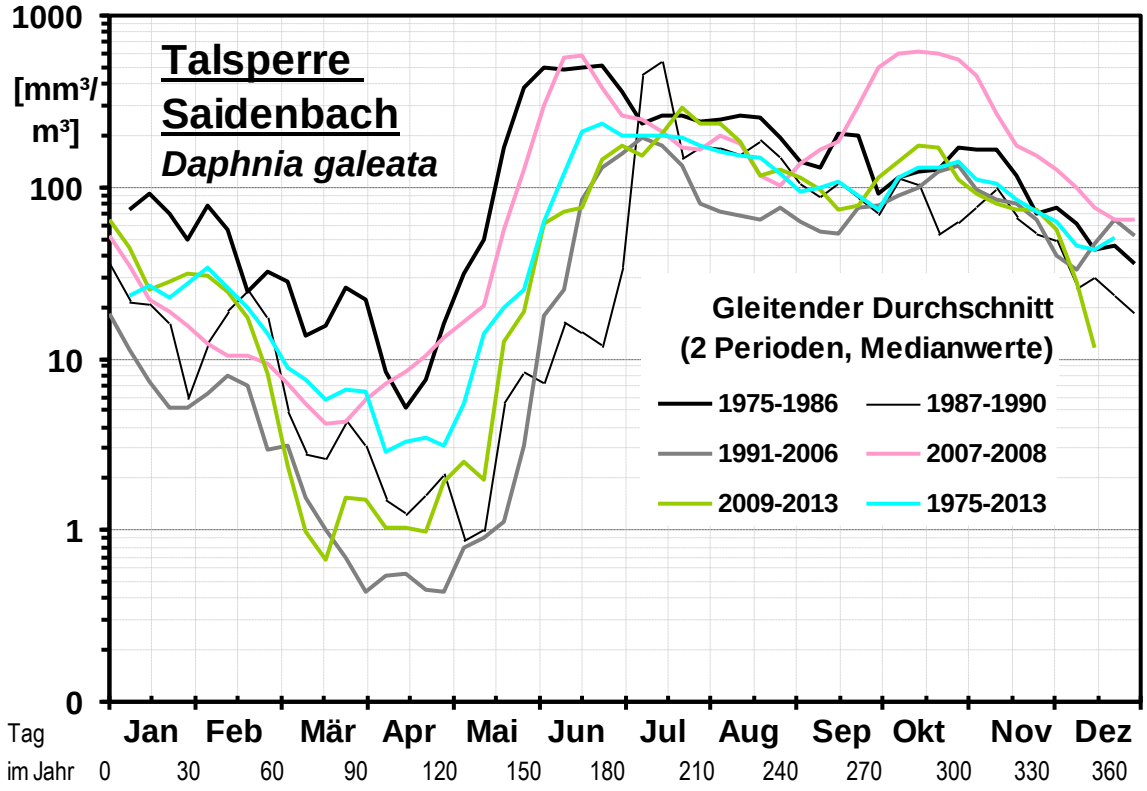


Abb. 6.8: Die Populationsentwicklung als halblogarithmische Darstellung von *Daphnia galeata* in der Talsperre Saidenbach für einzelne Jahres-Perioden und über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelt (Horn, W. et al. 2015).

Die Geschwindigkeitsbeiwerte der Bestandsänderungen (dN/dt) der Daphnien-Population in der Talsperre Saidenbach, insbesondere die Zuwachs- und Verlustraten während längerer exponentiellen Phasen der Zu- und Abnahme der Population (Abb. 6.8), ließen folgende Aussagen auf Grundlage ihrer Ausgleichsgeraden der zusammengefassten Jahresgänge zu: von Januar bis April nahm der Bestand der Daphnien mit einer Änderungsrate (ÄR) von -0,027/d^{-1} ab, der darauf folgende Zuwachs (bis etwa in den Juni hinein) betrug 0,089/d^{-1}. Das entspricht einer Halbierungszeit (HZ) von 25,6 Tagen bzw. einer Verdopplungszeit (DZ) der Population von 7,75 Tagen. Dabei gab es in den einzelnen Jahren natürlich ziemliche Unterschiede. Die „warmen Jahre“ (2007, 2008) gemittelt wiesen keine größeren ÄR auf, aber höhere Startwerte und Maximalwerte. Damit wurden die theoretisch zu erwartenden Verhaltensmuster des exponentiellen Populationswachstums im Freiland (unter den sehr komplexen Einflüssen

verschiedener und schlecht separierbarer Größen) wiedergefunden. In der Talsperre Neunzehnhain (Abb. 6.9) gab es ebensolche Populationsverläufe der Daphnien (*Daphnia rosea*) bei etwas höheren, mittleren maximalen ÄR (0,15/d^{-1}; DZ 4,6 Tage; 2006: -0,056/d^{-1}; HZ 12 Tage; Grundlage s. Abb. 6.9).

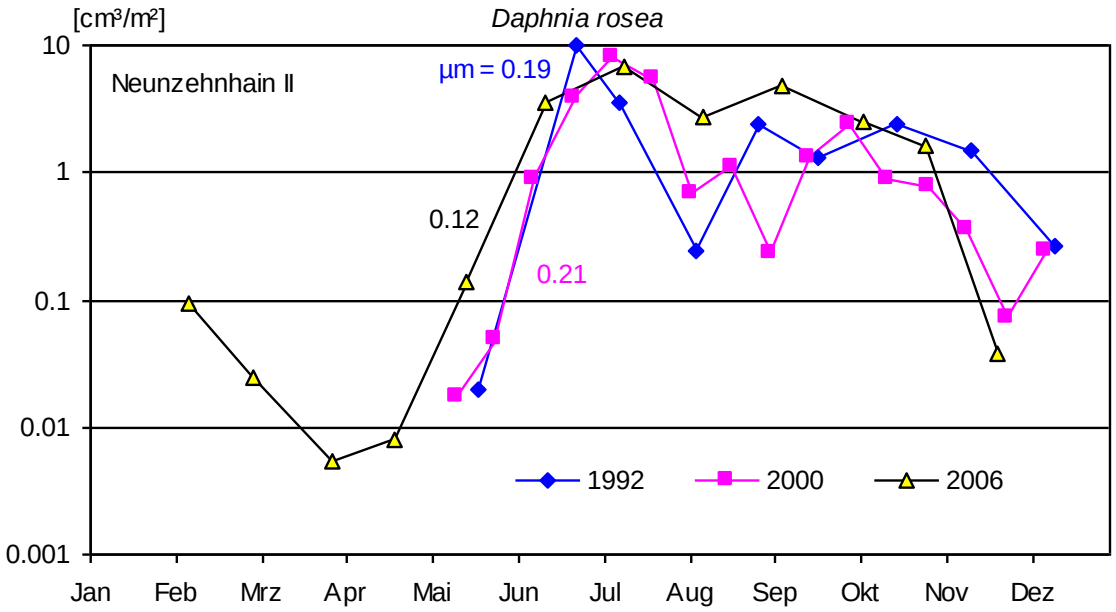


Abb. 6.9: Die Populationsentwicklung von *Daphnia rosea* in der Oberen Talsperre Neunzehnhain in drei ausgewählten Jahren mit Angabe der Änderungsraten [d^{-1}] (µm = maximale ÄR; Horn, W. et al. 2015).

Eine für die Daphnien der Talsperre Saidenbach durchgeführte Autokorrelationsanalyse (Horn, W. 2009) prüfte, ob die erreichten Jahresbiomassen von der Entwicklung der Vorjahre abhängen. Das Ergebnis der partiellen Autokorrelationsanalyse (pACF), die die Korrelationen größerer Zeitverzögerungen (also weiter zurückliegender Jahre) um die geringerer bereinigt, ergab, dass nur das Vorjahr einen signifikanten Einfluss ausübte. Weiter zurückliegende Jahre hatten keine Bedeutung mehr. Die aktuelle Daphnien-Entwicklung kann demnach vom Vorjahr geprägt werden, wie es ja auch die warmen Jahre 2007 und 2008 zeigten. Ursachen dafür sind zuvor gebildete Dauerstadien (Ephippien) und die im Frühjahr verbliebenen Überwinterungsmengen und Klone (Genotypen) der Herbstbestände.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Fischbestand über alle Jahre hinweg den größten Einfluss auf die Langzeitveränderungen der Crustaceen- und besonders der Daphnienpopulation ausübte, auch wenn auf Grund fehlender exakter Fischbestandsdaten kein belegbarer Nachweis besteht. Die zwei bedeutendsten Einbrüche im Daphnien- (1986/1987) bzw. im Gesamtcrustaceenbestand (1990/1991) in der Talsperre Saidenbach sind aber sicher darauf zurückzuführen. Die auf Grund der wärmeren Winter nach 1990 oftmals zeitiger einsetzende Sommerstagnation zeigte keine Auswirkung auf den Beginn der Daphnienentwicklung. Diese verzögerte sich ab 1987 nachhaltig auf Grund des erhöhten Fischfraßdruckes durch die eingesetzten Silberkarpfen, deren Einfluss für die Dauer ihrer Lebenszeit (wenigstens 35 Jahre und länger) erhalten bleiben wird.

7. Sedimentation: die wichtigste Verlustgröße für das Phytoplankton

Gewässersedimente werden im allgemeinen als Senke angesehen, in der von außen eingetragene und im System selbst produzierte Stoffe deponiert und über oxidative Sperrschichten "begraben" werden. Sofern die Sedimentoberfläche aerob bleibt, stellt das Sediment für stehende Gewässer die wichtigste Nährstoffsenke dar. Wenn das Phytoplankton zudem zu mehr als zwei Dritteln aus Diatomeen besteht (s. Abb. 5.1), ist die Sedimentation auch eine der wichtigsten Verlustgrößen für das Phytoplankton selbst (Horn, H. & Horn, W. 1986, 1993, 1998, 2000), eine Verlustgröße, die unabhängig von Saison und Grazerdichte wirkt. Das kontinuierliche Absinken der schweren Kieselalgen, abhängig allein von der hydrophysikalischen Struktur des Wassers (König et al. 2004, Horn, H. 2005) und dem physiologischen Zustand der Zellen, resultiert nicht nur in abgebremstem Wachstum und vorzeitigem Rückgang der Population, sondern führt auch zur zeitweisen und oft auch endgültigen Festlegung von Nährstoffen im Sediment (Uhlmann et al. 1995; Uhlmann & Hupfer 1997; Horn, H. et al. 2004). Dies wurde schon frühzeitig erkannt, weshalb man in diesem Zusammenhang von der "gewässerinternen, dritten Reinigungsstufe" spricht (Grim 1967), die ein Garant für die Beibehaltung eines moderaten Nährstoffniveaus und damit auch die Voraussetzung für die Aufrechterhaltung des Diatomeengewässers ist.

7.1 Sedimentation des Sestons

Der Flux des Seston-Trockengewichtes (TG) ist in der TS SB großen saisonalen Schwankungen unterworfen. Die niedrigsten Werte mit < 1 g TG/m²·d gab es meist im Sommer, die höchsten traten stets im Herbst kurz vor oder mit Beginn der Vollzirkulation auf und lagen um ein bis zwei Größenordnungen darüber (33 g/m²·d während des Augusthochwassers 2002). Die jährlichen Unterschiede waren bis 2001 dagegen gering (Abb. 7.1), im Mittel sedimentierten bis dahin 3,0 g/m²·d. Mit dem Hochwasserjahr 2002 änderte sich das, in den folgenden Jahren kam es zu großen Schwankungen in der Menge des jährlich absedimentierten Materials und die mittlere Seston-Sedimentation stieg auf 7,2 g/m²·d (2002-2013), also mehr als das Doppelte an. Nimmt man den Flux der letzten 12 Untersuchungsjahre als Grundlage, sedimentierten im Mittel 2,63 kg TG pro Quadratmeter und Jahr, also (bei Annahme, dass das TG ca. 10% des Frischgewichtes darstellt) ca. 26 kg frisches Sediment.

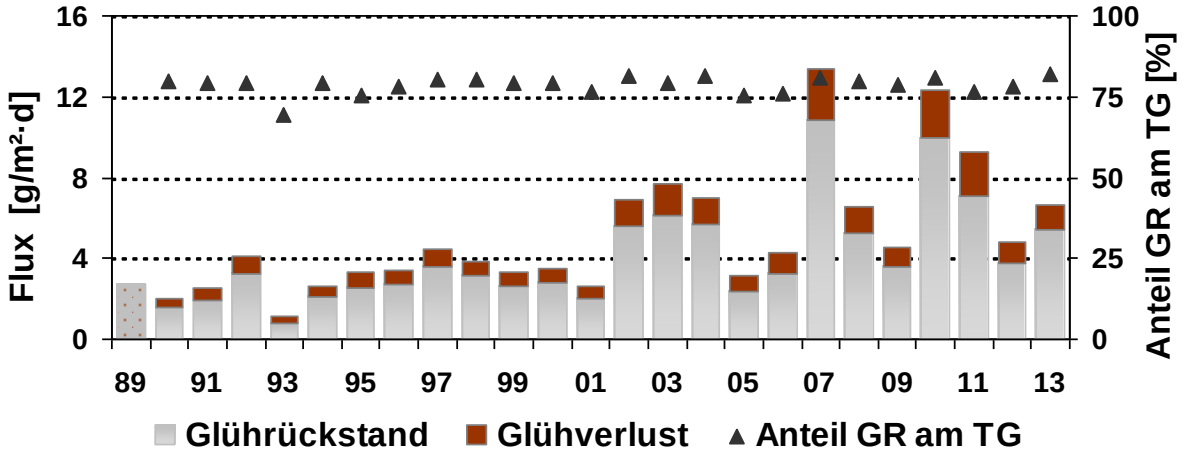


Abb. 7.1: Langzeitentwicklung des Sedimentationsfluxes des Seston-Trockengewichtes (Mittel über die Expositionszeit) in der TS SB, differenziert in Glührückstand (GR) und Glühverlust sowie der Anteil des anorganischen Sestons (Glührückstand) am Gesamt-Sestontrockengewicht (1989 wurde nur das Gesamtseston bestimmt).

Dies und auch der Vergleich der Jahresgänge 1989 - 2001 und 2002 - 2013 bestätigen die Hypothese, dass es durch die anhaltende Absenkung des Stauspiegels nach 2002, der Schaffung eines Hochwasserschutzraumes und der damit verbundenen konstanten Verlagerung der

euphotischen Schicht um wenigstens 2 m nach unten zu entscheidenden Veränderungen im Stoffhaushalt der TS kam.

7.2 Sedimentation des Phytoplanktons

In der Sedimentfalle verschiebt sich das Verhältnis der Phytoplankter noch stärker zu Gunsten der Diatomeen: sie machten von 1989 bis 2013 im Mittel 92 % des Phytoplanktonfluxes aus (Abb. 7.2). Die Cyanophyceen bildeten mit 6 % die zweitwichtigste Gruppe, während fast alle anderen Phytoplankter nicht bis zum Gewässergrund gelangten bzw. dort in einem nicht mehr identifizierbaren Zustand ankamen. Diatomeen sinken auf Grund ihrer hohen Dichte von 1,08 bis 1,6 g/cm^3 (Sommer 1988) zwei- bis fünfmal, im Extremfall bis 16mal schneller ab als alle anderen Algen, und ihre Si-Schalen können noch monatelang unverändert erhalten bleiben.

Abb. 7.2 stellt die durchschnittliche Menge des während der Expositionszeit sedimentierten Phytoplanktonbiovolumens dar. Im langjährigen Mittel (1989 - 2013) waren das 4,94 cm³/m²·d. Die Fluxe des Phytoplanktons waren noch höheren, saisonalen Schwankungen unterlegen als die des Gesamtsestons. Sie waren auch stärker an das Freiwassergeschehen gekoppelt und zeigten in der Regel eine ähnliche, aber zeitlich verschobene saisonale Dynamik wie die Abundanzen im Freiwasser. Die gute Korrelation mit den Freiwasserkonzentrationen zwei Wochen zuvor bestätigte, dass die Menge des sedimentierten Phytoplanktons ganz wesentlich von seinen Konzentrationen im Freiwasser abhing. Das ermöglichte eine realistische Abschätzung der gesamten Jahressedimentation. Letztere betrug in der TS SB im Mittel 1.657 cm³/m²·Jahr, also ca. 1,7 kg Algenfrischgewicht pro m² und Jahr.

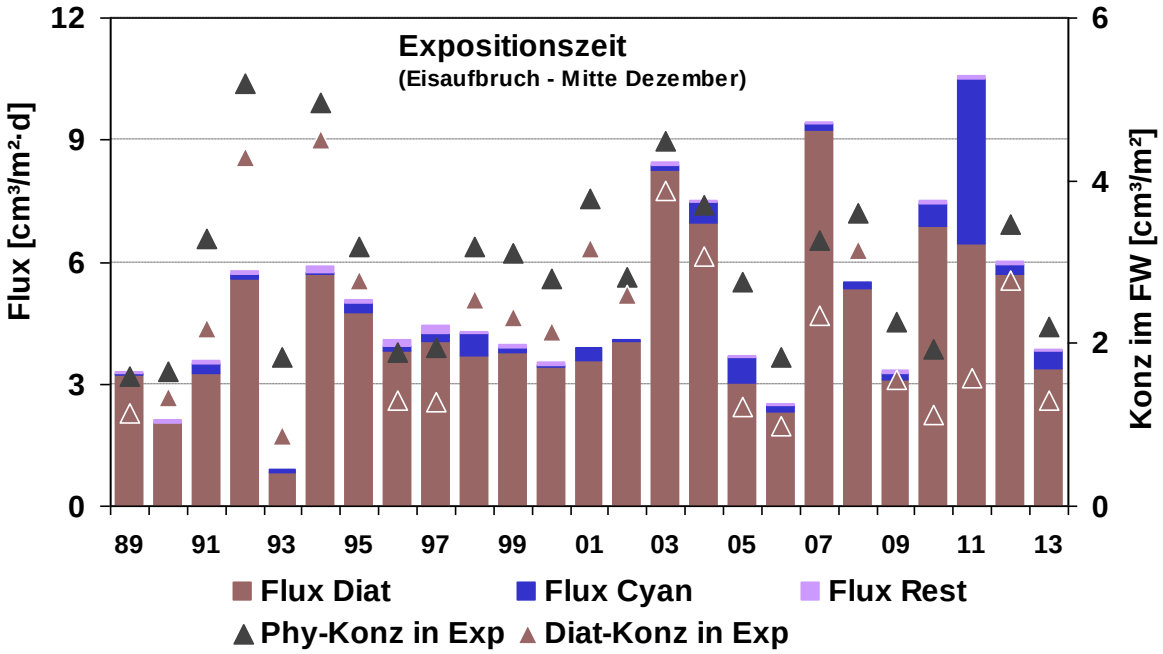


Abb. 7.2: Langzeitentwicklung des Phytoplanktonfluxes der TS SB, differenziert für die Diatomeen, Cyanophyceen und das übrige Phytoplankton (Rest) als Mittel über die Expositionszeit.

Die mittlere Absinkgeschwindigkeit des Phytoplanktons im Jahr, die sich leicht als Quotient aus Sedimentationsflux und Freiwasserkonzentration berechnen lässt, lag zwischen 0,8 und 3,4 m/d (Mittel 1989 - 2013: 1,65 m/d). Detaillierte Berechnungen zeigten aber, dass im Laufe einer ME enorme Schwankungen in der Sinkgeschwindigkeit auftreten können, vor allem als Folge des sich verändernden physiologischen Zustandes der Zellen (Horn, H. & Horn, W. 1993). Während zu Beginn einer ME meist nur Sinkgeschwindigkeiten von 0,1 bis 1 m/d berechnet wurden, stiegen sie am Ende, je nach Art, bis auf 4 - 10 m/d an. Die niedrigsten Sinkgeschwindigkeiten mit im Mittel 1,5 bis 2 m/d wurden bei *A. subarctica* beobachtet. Diese Diatomee besitzt offensichtlich die Fähigkeit, ihre Absinkverluste zu minimieren. Das zeigte sich

u. a. auch in ihrem häufigen Auftreten im Winter unter Eis und in dem nur langsamen Aussinken nach einer ME (Horn, H. 2005, Horn, H. et al. 2011, Sachse et al. 2014b). Die höchsten mittleren Werte wurden mit 3,2 bis 4,3 m/d für *F. crotonensis* berechnet. Dazwischen lagen die der restlichen Diatomeen. Demgegenüber wurden für die großen, Kolonie bildenden Chloro- und Cyanophyceen nur Werte zwischen 0,1 und 1 m/d gemessen.

7.3 Sedimentation des Phosphors

Die Sedimentation des Phosphors (Abb. 7.3) zeigte ähnlich hohe, saisonale Schwankungen wie die des Sestons. Im Hochsommer bei nur geringen Phytoplanktonkonzentrationen wurden die niedrigsten Werte (2 bis 3 mg P/m²·d) gemessen, unmittelbar nach Diatomeen-ME, vor allem aber während der Zeit der herbstlichen Teil- und Vollzirkulation die höchsten (sehr häufig > 40 mg P/m²·d). Die Mittelwerte über die Expositionszeit zeigten genau wie beim Seston eine signifikante Zunahme ab 2002 (Abb. 7.3), die ebenfalls auf die extremen Wetterereignisse (Hochwasser 2002 und Trockenheit 2003) und die oben diskutierten Änderungen des Wasserstandes in Verbindung gebracht wird. Mit im Mittel 17,2 mg P/m²·d lagen die P-Fluxe in den Jahren seitdem um mehr als doppelt so hoch wie zuvor.

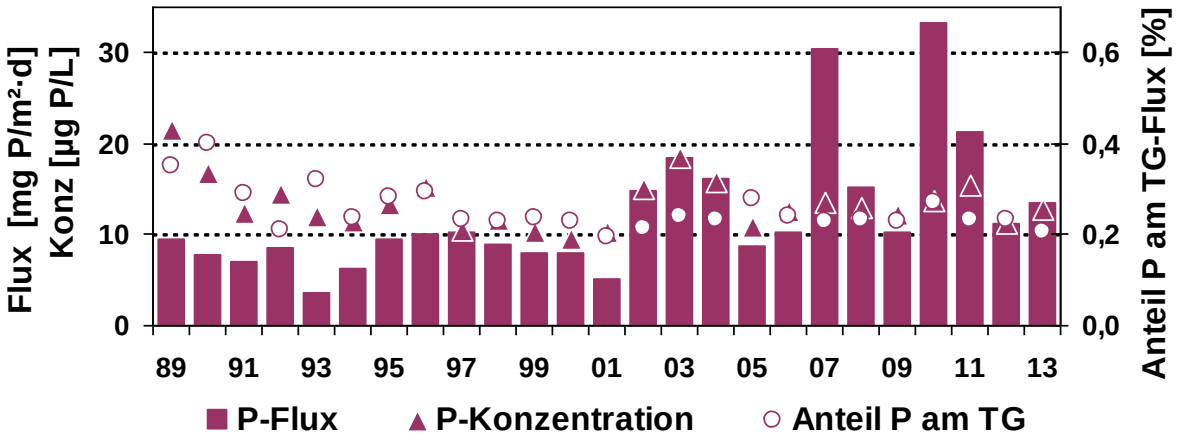


Abb. 7.3: Langzeitentwicklung des Phosphorfluxes seit 1989 in der TS SB (Mittel über die Expositionszeit), der TP-Konzentrationen im Freiwasser (Mittel Expositionszeit) und des prozentualen Phosphor-Anteiles am Flux des Sestontrockengewichts.

Die P-Fluxe waren stets eng korreliert mit dem Seston-Flux (Abb. 7.4 A). Der Anteil des Phosphors am Seston-TG blieb über alle Jahre hinweg nahezu gleich und verringerte sich nur wenig nach 2002 von 0,27 % auf 0,23 % (während des Hochwassers 2002 0,15%). Auch die saisonalen Schwankungen waren gering. Dass sich der P-Gehalt des Sestons so wenig und auch nicht grundsätzlich veränderte, ist ein Hinweis darauf, dass es sich im Wesentlichen stets um frisches oder resuspendiertes, autochthones Material handelte. Erkennbar ist auch eine Abhängigkeit der P-Sedimentation vom Phytoplanktonflux (Abb. 2.4 B), wohingegen die Beziehung zum Phosphorgehalt des Freiwassers nur schwach ausgeprägt war.

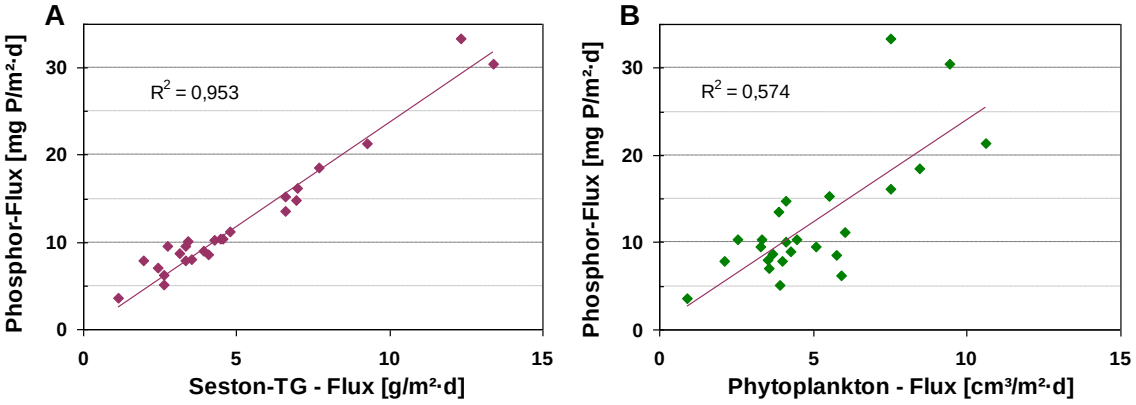


Abb. 7.4: Beziehung des P-Fluxes zum Flux des Seston-TG (A) und zum Flux des Phytoplanktons (B) in der TS Saidenbach seit 1989.

Die Ergebnisse der Langzeiterfassung des Stoff- und Phytoplanktonfluxes an der TS SB bestätigten, dass das Sediment tatsächlich eine bedeutsame Nährstoffsenke darstellt. Den Verlusten an Phosphor, als dem meist wachstumslimitierenden Nährstoff, kommt dabei die größte Bedeutung zu. Ein Einfluss der Temperaturänderungen des Klimas war auf Grund der Tiefe und stabilen Schichtung des Gewässers bislang noch nicht im Bodensediment des Profundals nachweisbar, und auch kurzzeitig erhöhte externe Stoffeinträge in Folge extremer Wetterereignisse wie Hochwässer wurden schnell und zum großen Teil im Sediment festgelegt (Horn, W. et al. 2004). Jedoch führten die veränderten Zirkulations- und Schichtungszeiten sowie die wetter- (und auch bewirtschaftungs)bedingten Änderungen des Stauspiegels zu einem merklich intensivierten internen Nährstoffkreislauf als Folge verstärkter Sedimenterosionen, was sich signifikant in häufigeren und stärkeren Phytoplankton-ME am Jahresende (Abb. 5.5) sowie erhöhter Stoff- und Planktonsedimentation (Abb. 7.1 bis 7.3) widerspiegelte.

Zusammenfassung I: "Der Tag gehört dem Irrtum und dem Fehler, die Zeitreihe dem Erfolg und dem Gelingen" (GOETHE)

Für die TS Saidenbach gibt es seit 1975 kontinuierliche, detaillierte und zeitlich dichte Datenreihen über alle wichtigen chemischen, biologischen und physikalischen Größen. Sie belegen den starken Rückgang der Phosphorimporte nach 1990 um mehr als 60 %, d.h. den plötzlichen Übergang vom eutrophen in den mesotrophen Zustand. Gleichzeitig zeigen sie im langjährigen Mittel die unerwartete Zunahme der Phytoplanktonabundanzen um mehr als das Doppelte. Dabei kam es in nahezu allen Monaten zu einer signifikanten Erhöhung.

Der größte Anstieg des Phytoplanktons war im Frühjahr zu verzeichnen. Er verursachte mehr als 70 % der Erhöhung des Jahresmittels. Als Ursache wurde vor allem das seit 1990 gehäufte Auftreten relativ warmer Winter erkannt, wodurch es zur Verlängerung der für das Phytoplanktonwachstum optimalen Frühjahrsvollzirkulationen kam. Die Folge waren deutlich höhere Frühjahrsmassenentwicklungen (trotz erheblich geringeren P-Angebots!) und eine Anpassung der Artenzusammensetzung der in dieser Zeit dominierenden Diatomeen.

Aber auch im Sommer gingen die Phytoplanktonabundanzen nicht zurück. Das verringerte Nährstoffangebot und die auf Grund der erhöhten Wasserstabilität gestiegenen Sedimentationsverluste führten zu einem Rückgang der sonst für diese Zeit typischen Massenentwicklungen der Kieselalge *Fragilaria crotonensis*. An ihre Stelle traten Cyanobakterien, vor allem Arten, die an geringe P-Konzentrationen angepasst sind, gefördert durch höhere Temperaturen und eine erhöhte Wasserstabilität. Sie bildeten große Massenentwicklungen aus und führten (trotz signifikant geringeren P-Angebots!) zu höheren Sommerbiomassen als vor 1990.

Zudem kam es nach 1990 zu einem gehäuften Auftreten von Massenentwicklungen am Jahresende, verursacht vor allem durch Diatomeen, zunehmend aber auch durch Cyanobakterien. Die Verlängerung der herbstlichen Teilzirkulation auf Grund der stark reduzierten Abgabe von Trinkwasser nach 1990, extreme Wetterereignisse wie das Hochwasser 2002 und die Trockenheit 2003 und die dauerhafte Absenkung des Wasserspiegels zur Schaffung eines Hochwasserschutzraumes, was alles zu einer verstärkten internen Nährstoffbelastung führte, waren die Hauptgründe für diese Entwicklung.

Durch die gleichzeitige, detaillierte Erfassung der Crustaceen konnten diese eindeutig als nicht verantwortlich für die Zunahme des Phytoplanktons in der TS SB ausgeschlossen werden. Ihre Biomasse, Zusammensetzung und jährliche Dynamik unterlag ebenfalls signifikanten Änderungen. Am bedeutendsten waren der starke Rückgang der Tierzahlen Ende der 80er, insbesondere der Daphnien, die als die wirksamsten natürlichen Kleinfiltrierer gelten, sowie eine zeitliche Verschiebung des Beginnes ihres Populationswachstums vom Frühjahr in den Frühsommer hinein, in vielen Jahren bis um ca. 6 Wochen. Die Crustaceen, vor allem aber die Daphnien, wurden seit 1987 hpts. durch den Fischfraß reguliert und durch den Besatz mit Silberkarpfen (1986, 1989/1990) stark reduziert. So zeigte auch der Temperaturanstieg keinen signifikanten Einfluss auf die Veränderungen der mittleren Jahresbiomasse. Die sommerliche Phytoplanktonartenverschiebung stellte zudem keine Verbesserung des Nahrungsangebotes dar. Die nach 1990 dominierenden, meist großen Cyanobakterien sind für Daphnien und die anderen Crustaceen schlecht nutzbar. Sie trugen so durch das Grazing der kleinen Nanoplankter, wichtige Nahrungskonkurrenten der Cyanobakterien, sogar zur Stabilität der aktuellen Phytoplanktonverhältnisse bei.

Die Analysen der Langzeitdaten zeigen damit, dass hydrophysikalische Faktoren auch bei Nährstoff Limitation eine entscheidende Rolle spielen und diese zeitweise (vor allem im Winter und Frühjahr) aufheben können. So garantiert eine Reduzierung der Nährstoff-Belastung auf das Niveau mesotropher Gewässer nicht zwangsläufig eine entsprechende Verringerung des Phytoplanktons, wenn sich gleichzeitig die hydrophysikalischen Bedingungen für das Phytoplanktonwachstum verbessern. Hinzu kommt die Fähigkeit des Ökosystems, Änderungen der Umweltbedingungen durch Anpassungen der biotischen Struktur in gewissen Grenzen zu

kompensieren. Im Falle der TS Saidenbach führte die Klimaerwärmung also vor allem über ganz andere Mechanismen (d. h. nicht über eine Zunahme der Nährstoffimporte) zu einer Erhöhung der Phytoplanktonproduktion und verhinderte damit eine "Reoligotrophierung".

Die Ergebnisse verdeutlichen zum einen die enorme Bedeutung von Langzeitdatensätzen: Mit einem Datensatz von "nur" 23 Jahren, also Daten seit 1991, wären diese Zusammenhänge nicht aufgedeckt worden. Zum anderen zeigen sie, wie wichtig eine breit angelegte Langzeitforschung ist, die alle wichtigen Einflussfaktoren berücksichtigt. Es genügt nicht, nur einzelne, für die Wasserqualität wichtige Summenparameter zu erfassen. Eine Chlorophyllmessung allein z.B. hätte die Artenverschiebung nicht aufgedeckt. Und nur durch die detaillierte Erfassung der Crustaceen konnten diese als Ursache für die Phytoplanktonzunahme ausgeschlossen werden. Die Untersuchungen zeigen: die Komplexität der Regulationsmechanismen und die Vernetzung der biotischen und abiotischen Strukturen sind enorm.

8. Freiwasser- und Sedimentmikrobiologie

Die mikrobiologischen Untersuchungen wurden von der Arbeitsgruppe in Dresden durchgeführt. Die Gruppe arbeitete in den Arbeitsräumen der Technischen Universität Dresden. Dadurch bestand ein enger Kontakt zu den Studierenden. Während der Projektlaufzeit wurden unter Betreuung der Mitglieder der Arbeitsgruppe verschiedene Abschlussarbeiten, darunter Bachelor-Master- und Diplomarbeiten angefertigt. Weiterhin wurden Praktikumsarbeiten betreut. Ergebnisse dieser Arbeiten werden teilweise im vorliegenden Projektbericht kurz vorgestellt. Im Rahmen des Projektes wurden auch zwei Promotionsarbeiten durchgeführt. Diese sind bisher noch nicht eingereicht. Die Ergebnisse dieser Promotionsarbeiten werden im vorliegenden Bericht nur am Rande erwähnt um den Promotionsschriften nicht vorzugreifen.
Das Gewässersediment enthält eine große Zellzahl und Diversität von Mikroorganismen die eine bedeutende Rolle in biogeochemischen Kreisläufen spielen. Während die mikrobielle Diversität in Seen bereits umfangreich untersucht wurde, weiß man noch wenig über Talsperren, die sich nicht nur in ihrer Beckenmorphologie und den hydrophysikalischen Bedingungen von Seen unterscheiden. Die Sedimente in Talsperren werden von vielfältigen allochthonen und autochthonen Faktoren beeinflusst. Die Bedingungen verändern sich mit der Fließrichtung von der Vorsperre zur Hauptstaumauer. Im Sediment findet der Großteil des Abbaus des im Freiwasser gebildeten organischen Materials statt. Es kommt zur Ausbildung eines Redoxgradienten im Sediment, bedingt durch Stoffwechselprozesse, z.B. beim Abbau organischen Materials. Eine große Vielfalt von Bakterien kann Biomasse aerob abbauen. Aber schon nach wenigen Millimetern Sedimenttiefe ist der Sauerstoff verbraucht. Die Fähigkeit zur Denitrifikation, d.h. die Reduktion von Nitrat ist innerhalb der *Alpha-*, *Beta-* und *Gammaproteobacteria* verbreitet. Auch durch die Reduktion von Mangan und Eisen können Bakterien wie z.B. Geobacteriaceae Energie gewinnen. Die Sulfatreduktion (Desulfurikation) ist ein anaerober Prozess, der von verschiedenen Bakteriengruppen wie z.B. Deltaproteobacteria, Firmicutes oder Archaea zur Energiegewinnung genutzt werden kann. Die Methanbildung ist ein strikt anaerober Abbauprozess. Die Archaea können dafür Azetat oder Kohlendioxid und Wasserstoff zur Bildung von Methan nutzen. Um die Diversität und Abundanz dieser Mikroorganismen im Sediment der Talsperre Saidenbach zu untersuchen kamen sowohl molekularbiologische Methoden als auch klassische mikrobiologische Techniken zum Einsatz.

8.1 Probenahmestellen

Entlang der Fließrichtung wurden vier Probenahmestellen ausgewählt, die sich in ihren physikalisch-chemischen Umweltbedingungen unterscheiden und einen Längsschnitt durch das Talsperrensystem repräsentieren. Die erste Probenahmestelle befand sich in der Vorsperre Forchheim und wurde mit F gekennzeichnet. Von hier fließt das Wasser weiter über den Haselbach in das Hauptbecken der Talsperre Saidenbach. Im Zuflussbereich des Haselbaches befand sich eine Unterwasserstaumauer. Im Bereich dieser Unterwasservorsperre war die zweite Probenahmestelle, mit H gekennzeichnet. Die dritte Probenahmestelle befand sich ca. 500 m hinter der Unterwasserstaumauer und wurde mit S gekennzeichnet. An dieser Stelle wurde vor allem sandig-kiesiges Sediment gefunden. Die vierte Probenahmestelle befand sich vor der Hauptstaumauer und wurde mit E bezeichnet. Die Wassertiefen im Bereich der vier Stellen variierten auch über das Jahr entsprechend dem Wasserstand in der Regel zwischen 6 und 8 m an Stelle F, bei H zwischen 7 und 10 m, bei S zwischen 11 und 16 m und E zwischen 35 und 40 m.

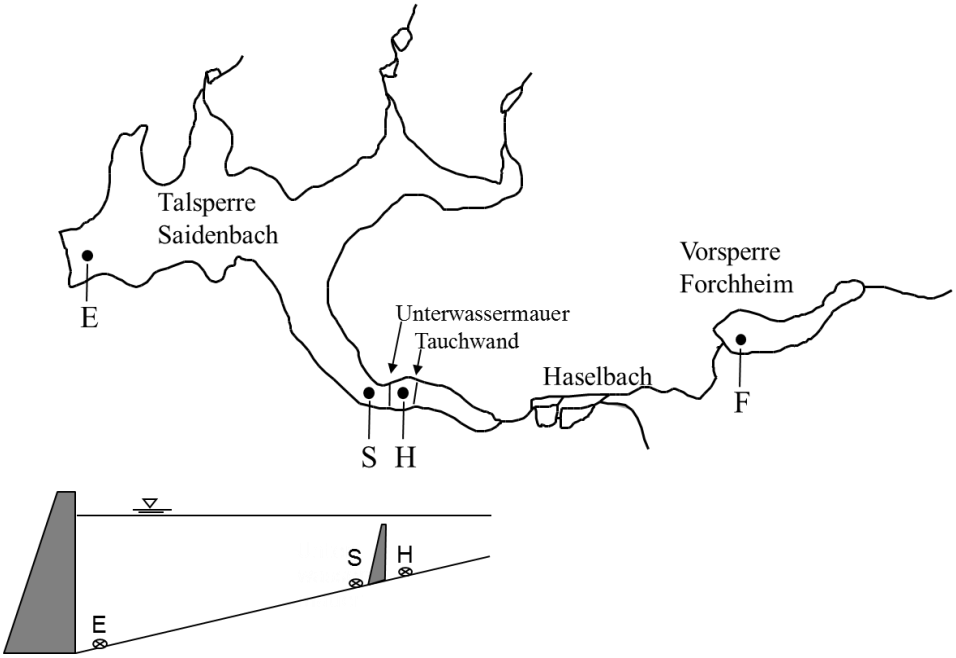
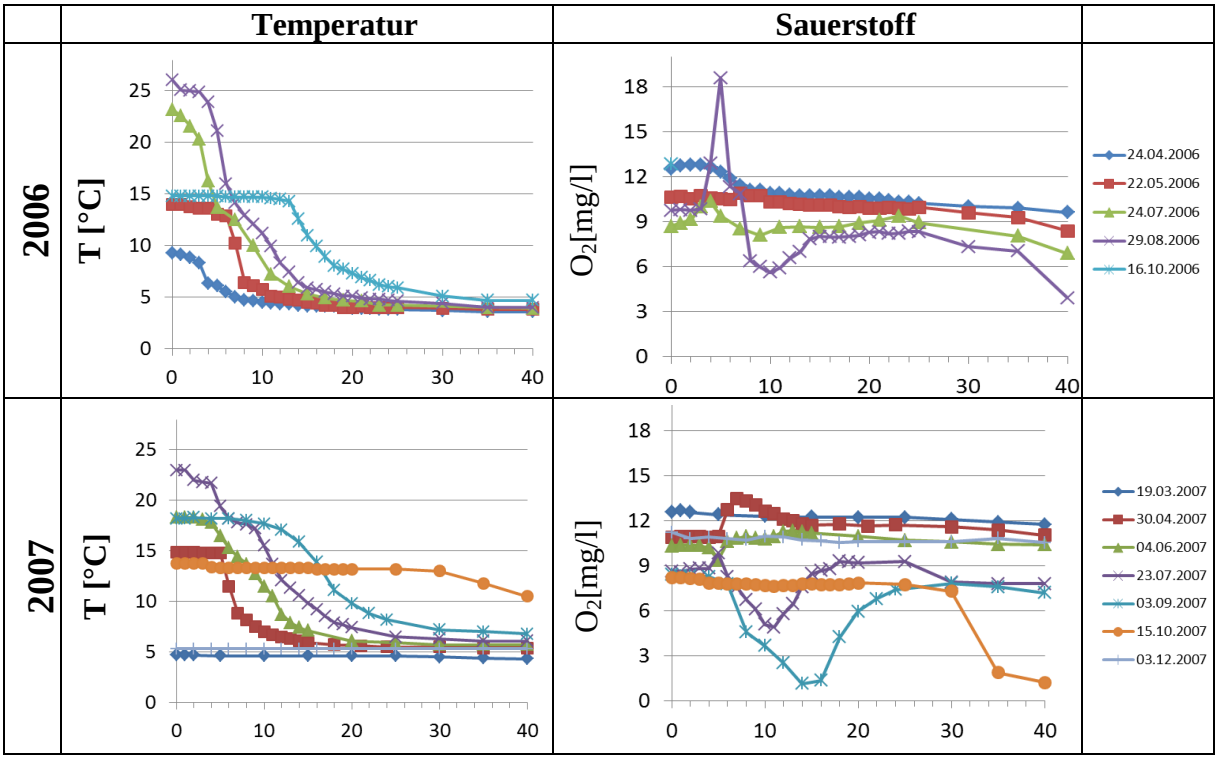
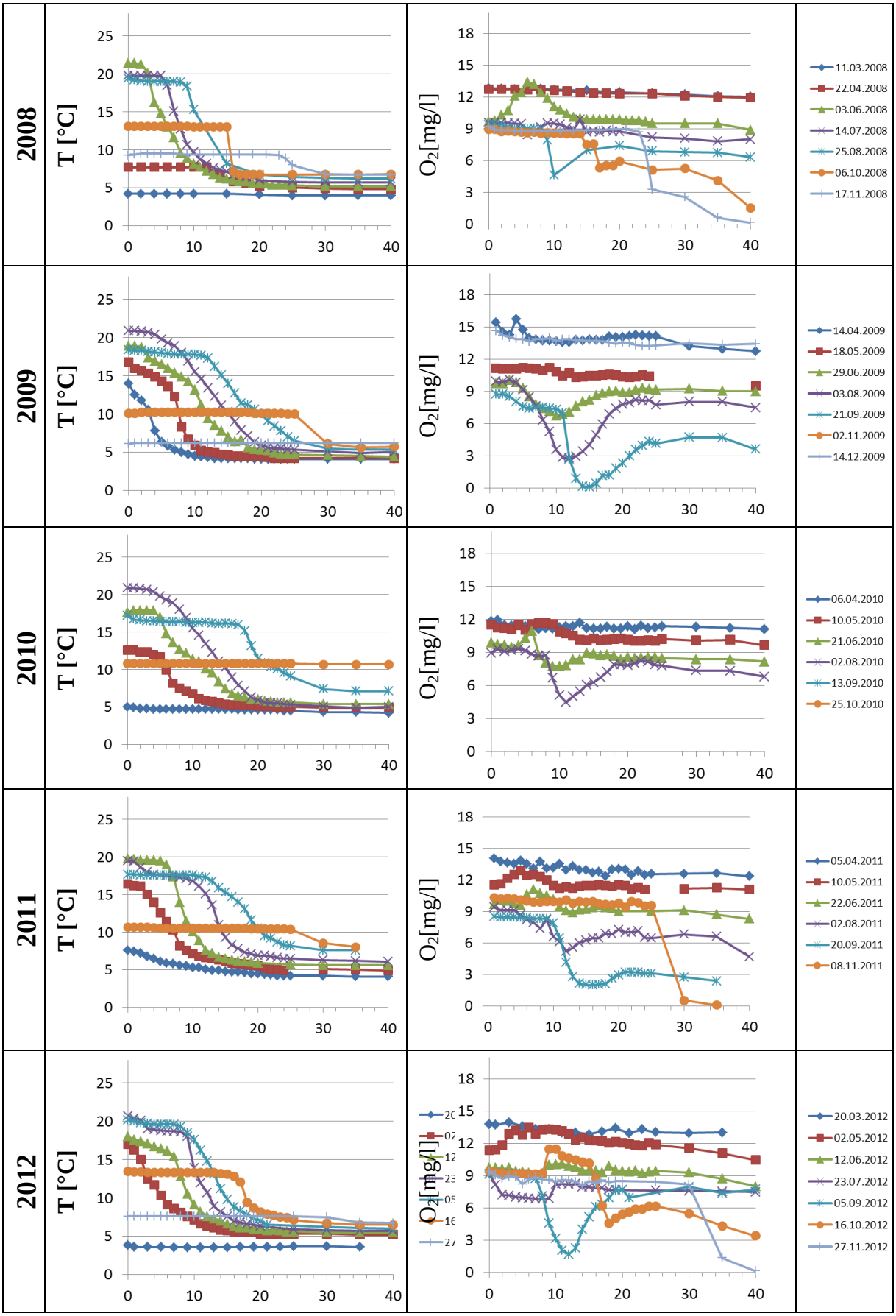


Abb. 8.1: Schematische Darstellung der Talsperre mit Kennzeichnung der Probenahmestellen. Die Darstellung des Längsschnittes ist nicht maßstabsgetreu.

8.2 Physikalisch-chemische Eigenschaften der Wassersäule

In den Jahren 2006 bis 2013 wurden an den vier Stationen die Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH, Leitfähigkeit und Sichttiefe durch Sondenmessungen erfasst. Weiterhin wurde ab 2008 die Chlorophyll-a-Konzentration gemessen. Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft die ermittelten Werte für die Stelle E vor der Hauptstaumauer.




2008
T [°C]
O2[mg/l]
11.03.2008
22.04.2008
03.06.2008
14.07.2008
25.08.2008
06.10.2008
17.11.2008
2009
T [°C]
O2[mg/l]
14.04.2009
18.05.2009
29.06.2009
03.08.2009
21.09.2009
02.11.2009
14.12.2009
2010
T [°C]
O2[mg/l]
06.04.2010
10.05.2010
21.06.2010
02.08.2010
13.09.2010
25.10.2010
2011
T [°C]
O2[mg/l]
05.04.2011
10.05.2011
22.06.2011
02.08.2011
20.09.2011
08.11.2011
2012
T [°C]
O2[mg/l]
20.03.2012
02.05.2012
12.06.2012
23.07.2012
05.09.2012
16.10.2012
27.11.2012

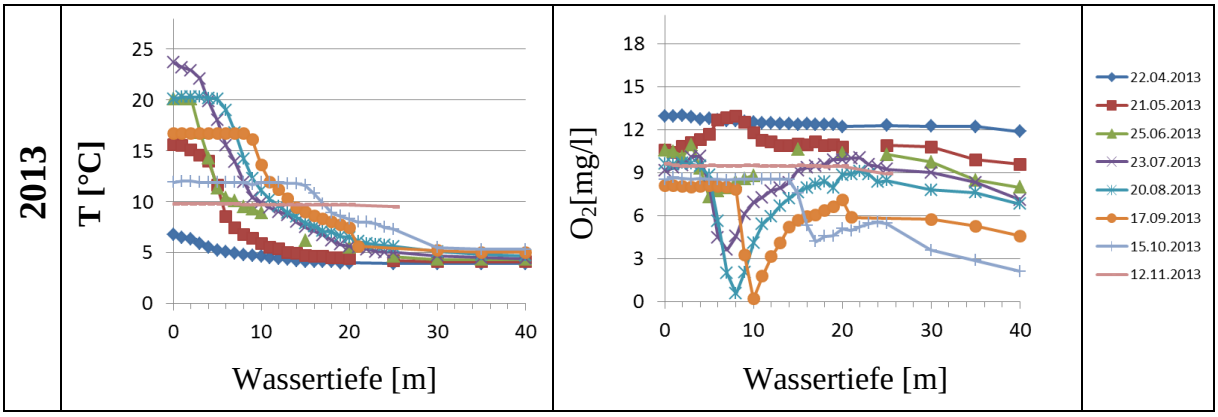
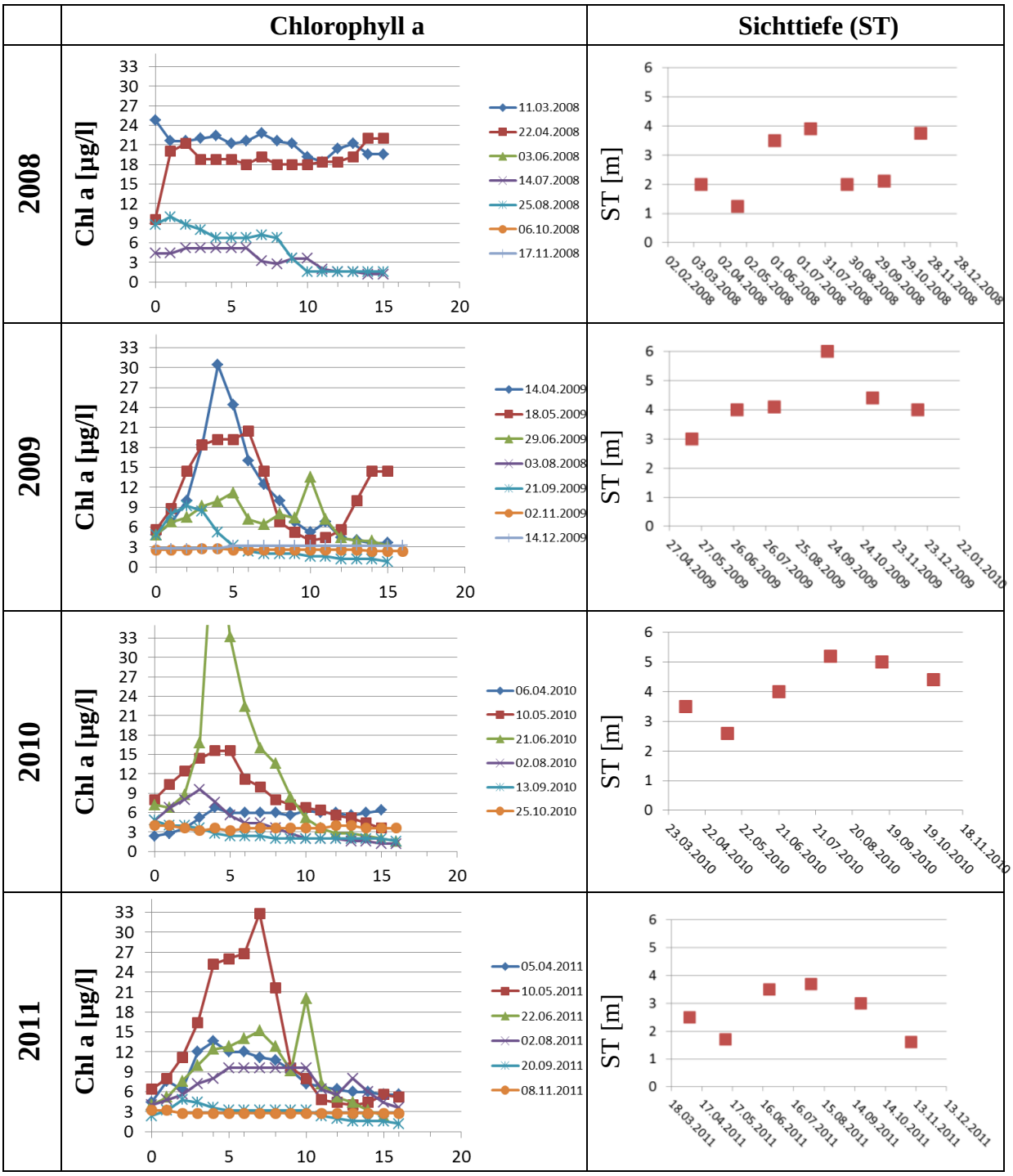


Abb. 8.2: Verlauf von Temperatur und Sauerstoffkonzentration mit der Wassertiefe vor der Staumauer (E) im Zeitraum 2006-2013



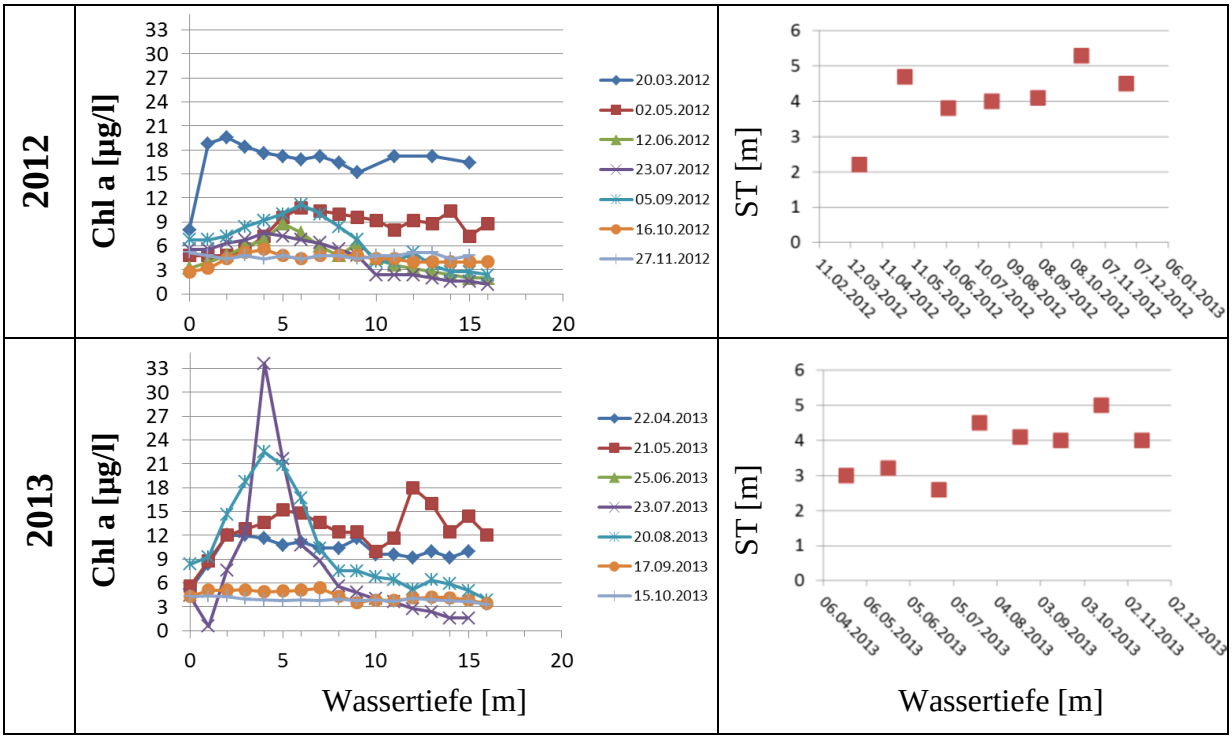


Abb. 8.3: Verlauf der Chlorophyll a Konzentration mit der Wassertiefe und Sichttiefe vor der Staumauer (E) im Zeitraum 2008-2013

8.3 Cyanobakterien

Die Gruppe der Cyanobakterien wurde in ihre Abundanz und Diversität weiterführend durch Kultivierung, Mikroskopie und molekularbiologische Differenzierung untersucht. Ein besonderes Augenmerk lag dabei auf der Differenzierung APPs) da dieses mikroskopisch nur wenige Unterscheidungsmerkmale bietet. Es konnte eine Vielzahl von Cyanobakterien isoliert und die Kulturen nach morphologischen und molekularbiologischen Kriterien eingeordnet werden. Für letzteres wurde die 16S rRNA inklusive der intergenischen Space Region (ITS) bis hin zur 23S rRNA sequenziert. Bei den Isolaten handelt es sich unter anderem um *Synechocystis*, *Cyanobium*, *Pseudanabaena/Limnothrix*, *Geitlerinema*, *Leptolyngbya* und *Nostocales*. Von den als *Synechocystis* bestimmten Isolaten wurde die 16S rRNA, die ITS und ein Teilbereich des *cpc*AB Gens amplifiziert und sequenziert. Die 16S rRNA-Gene der Isolate waren zu 97% bis 98% identisch und damit ähnlicher zueinander als zu jedem anderen Sequenzeintrag in der ncbi Datenbank. Der nächste Verwandte in der Datenbank war *Merismopedia glauca*. Erst dann folgten die Referenzstämme von *Synechocystis* und ein weiteres Isolat, das als *Merismopedia glauca* (AJ781044) bezeichnet wurde. Sequenzunterschiede zwischen den Saidenbach Isolaten und *Synechocystis* sp. PCC 6803 war z.B. eine poly-A Region (AAGAAAAAAA) die in den Saidenbach Isolaten und *Merismopedia glauca* strain B1448-1 auftrat, aber nicht in anderen *Synechocystis* Sequenzen. Die ITS-sequenzen der Isolate waren sehr ähnlich, aber es gab auch hier Unterschiede zu *Synechocystis* PCC6803, z.B. Austausche innerhalb von 7 Nukleotiden in der D1 box. Der ITS Region der *Synechocystis* Isolate enthielt nur eine tRNA für Isoleucin. Zusammenfassend kann man sagen, dass alle im Verlauf der letzten Jahre isolierten Stämme von *Synechocystis* zueinander nahezu gleich waren.
Mikroskopisch kann beim APP auf Grund der geringen Größe (<2µm) und der wenigen Differenzierungsmerkmale nur zwischen Phycocyanin und Phycoerythrin haltigen Zellen unterschieden werden. Deshalb wurde ein neuer Primer entwickelt, der selektiv Cyanobakterien aus der *Cyanobium/Synechococcus/Prochlorococcus* Gruppe amplifiziert. Die PCR Produkte wurden anschließend in der DGGE aufgetrennt, und es zeigte sich ein vielfältiges Bandenmuster. Es konnten Unterschiede in der Zusammensetzung des APPs sowohl im Untersuchungszeitraum als auch zwischen den Probenahmestellen detektiert werden. So war die Diversität 2009

wesentlich niedriger als 2010 und 2006. Die Untersuchung der Isolate in der DGGE zeigte weiterhin, dass nur eine Gruppe des APPs kultiviert werden konnte und die wirkliche Vielfalt durch die Kultivierung nicht erfasst wurde. Mit der DGGE konnten ein System etablieren werden, um die Diversität des APPs mit kultivierungsunabhängigen und von morphologischen Unterschieden unabhängigen Kriterien zu ermitteln, um damit das Verhalten und die Reaktion dieser Organismen im Hinblick auf Nährstoff- und Klimaveränderungen besser analysieren zu können. Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Schumann et al., 2011, sowie in den Abschlussarbeiten von Schumann (2006), Rothe (2011) und Walther (2013) zusammengefasst. Weiterhin wird eine Dissertation zu diesem Thema angefertigt die noch nicht eingereicht ist.

8.4 Sedimentchemie

In den Jahren 2005 bis 2014 wurden in regelmäßigen Abständen während der eisfreien Zeit Sedimentkerne an den vier Probenahmestellen entnommen. Pro Stelle wurden 6 Kerne entnommen und im Labor wie folgt in 5 Horizonte geteilt: 1. Horizont: 0-0,5 cm; 2. Horizont: 0,5-1,5 cm; 3. Horizont: 1,5-3 cm; 4. Horizont: 3-5 cm Sedimenttiefe. Der 5. Horizont für die Probenahmestelle F entsprach einer Sedimenttiefe von 5-8 cm, während an den anderen drei Stellen eine Sedimenttiefe von 8-10 cm gewählt wurde, da diese Kerne eine größere Länge aufwiesen. Von allen Proben wurde der Wassergehalt und der Gehalt organischer Substanz, gemessen als Glühverlust, bestimmt. Für das Porenwasser wurden die Konzentrationen von Nitrat, Sulfat, gelöstem Eisen, gelöstem Mangan, Ammonium und Orthophosphat bestimmt. Die Messung des Gesamtphosphors, Gesamteisen- und Gesamtmangangehalts erfolgte aus den Sedimentproben. Die folgenden Abbildungen zeigen exemplarisch die an der Probenahmestelle E vor der Hauptstaumauer ermittelten Werte.
Der Wassergehalt im Sediment variierte im Untersuchungszeitraum 2005-2013 an den einzelnen Untersuchungsstellen nur sehr geringfügig. Er nahm mit der Sedimenttiefe unterschiedlich stark ab. Am geringsten war die Abnahme an Stelle E. Dort variierte der Wassergehalt zwischen 85% (8-10 cm Sedimenttiefe) und 95% an der Sedimentoberfläche (0-0,5 cm). Am stärksten nahm der Wassergehalt im Sediment der Vorsperre Forchheim von 90-96% an der Sedimentoberfläche auf Werte unter 80% Wassergehalt in 5-8 cm Sedimenttiefe ab, z.T. auf unter 70%. Die räumlich zwischen diesen beiden Probenahmestellen liegenden Probenahmestellen H und S wiesen Wassergehalte von 95% (Sedimentoberfläche) bis 80% (10 cm Sedimenttiefe), bzw. 90% bis 80% auf, wobei die Werte der Jahre 2005 und 2007 Schwankungen unterlagen, während in den anderen Jahren kaum Veränderungen festzustellen waren.

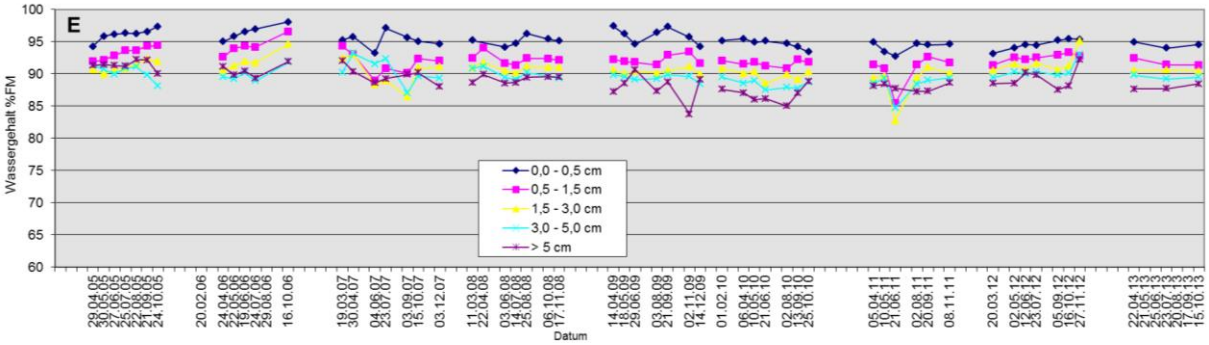


Abb. 8.4: Wassergehalt in Prozent der Frischmasse (FM) in den Sedimentproben der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005 bis 2013

Der Anteil organischer Substanz an der Trockenmasse, gemessen als Glühverlust bei 550°C, variiert zwischen den einzelnen Probenahmestellen erwartungsgemäß sehr stark. In der Vorsperre Forchheim lag der Gehalt an organischer Substanz in der Regel zwischen 15 und 20% der Trockenmasse, z.T. an der Sedimentoberfläche etwas darüber. In der Unterwasservorsperre an Stelle H war der Gehalt organischer Substanz mit den Werten der Stelle F vergleichbar. Teilweise zeigten sich stärkere Schwankungen. An Stelle S waren im gesamten

Untersuchungszeitraum die Gehalte organischer Substanz in Vergleich der vier Stellen mit 10-15% an niedrigsten und wiesen geringe Schwankungen in den Jahren auf. Diese Beobachtung kann durch die Sedimentation der organischen Substanz vor der Unterwassermauer, nur einige hundert Meter vor dieser Probenahmestelle erklärt werden. An Stelle E waren die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Sedimenthorizonten zu beobachten. Die Werte lagen zwischen 10 und 25%. Die höchsten Werte wurden in den Jahren 2005, 2006 und 2012 gemessen.

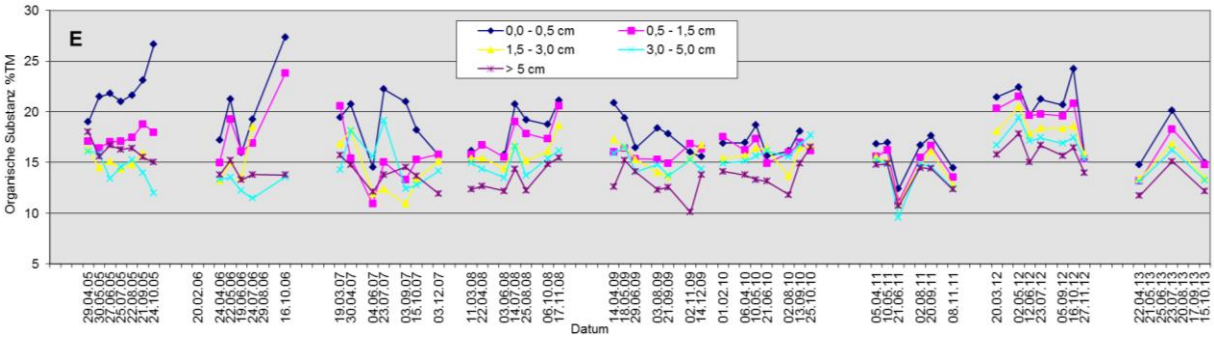


Abb. 8.5: Gehalt an organischer Substanz in Prozent der Trockenmasse (TM), ermittelt als Glühverlust in den Sedimentproben der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Nitrat war meist nur im überstehenden Wasser messbar. Nur an der Probenahmestelle S konnte auch im oberen Sedimenthorizont (0-0,5 cm Sedimenttiefe) bei vielen Probenahmen Nitrat nachgewiesen werden. Dies könnte mit dem geringeren Gehalt organischer Substanz, oder einer stärkeren Turbulenz an dieser Stelle (liegt teilweise im Bereich des Epilimnions) erklärt werden. An den anderen Probenahmestellen war insbesondere in den Jahren 2005, 2011 und 2012 Nitrat in diesem Sedimenthorizont nachweisbar.

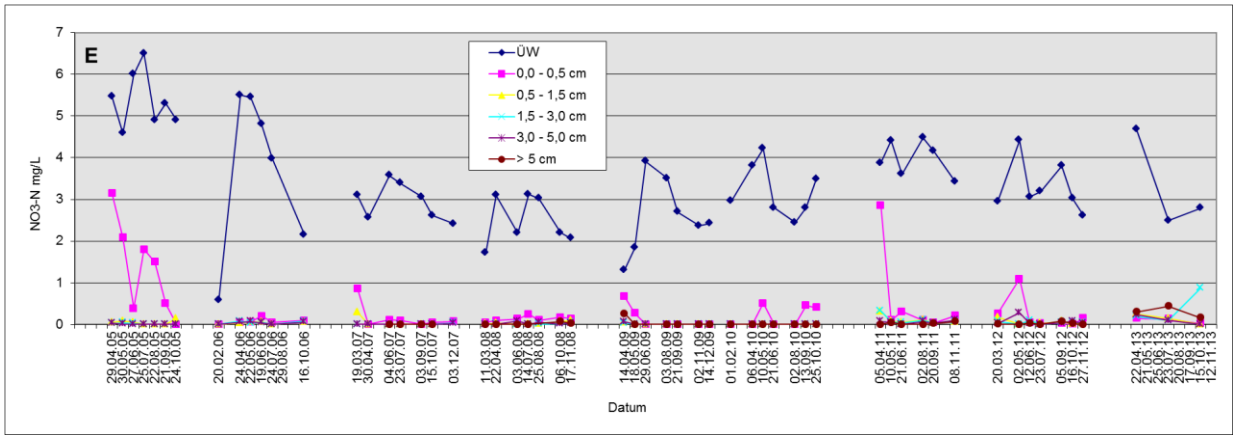


Abb. 8.6: Nitrat-Konzentration im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Die Sulfatkonzentration nahm erwartungsgemäß mit der Sedimenttiefe ab. Bis 1,5 cm Sedimenttiefe war Sulfat an allen Stellen nahezu immer nachweisbar, an Stelle S häufig sogar bis 10 cm Sedimenttiefe. An den Stellen F und H wurden saisonale Änderungen, d.h. geringere Sulfatkonzentrationen während der Sommermonate beobachtet. An den Stellen S und E ließ sich dieser Trend, insbesondere im überstehenden Wasser und dem oberen Sedimenthorizont nicht feststellen.

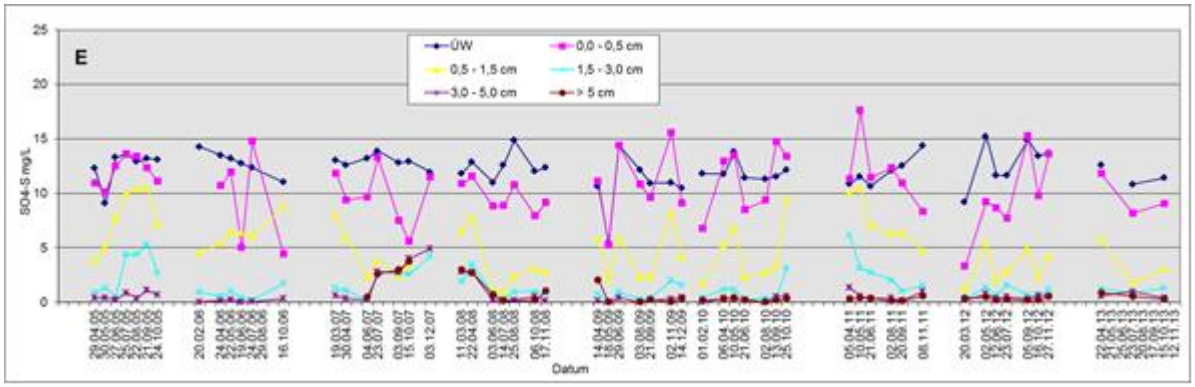


Abb. 8.7: Sulfat-Konzentration im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Die Konzentration an gelöstem Eisen nahm mit der Sedimenttiefe zu. Die höchsten Konzentrationen mit Werten über 40 mg/l waren im Porenwasser des Sediments der Vorsperre Forchheim zu finden. Von 2008 bis 2013 kam es dort zu einer kontinuierlichen Abnahme der Konzentration in den tieferen Sedimentschichten. Im überstehenden Wasser und im oberen Sedimenthorizont waren an den Stellen S und E nur selten Konzentrationen über 2 mg/l zu finden.

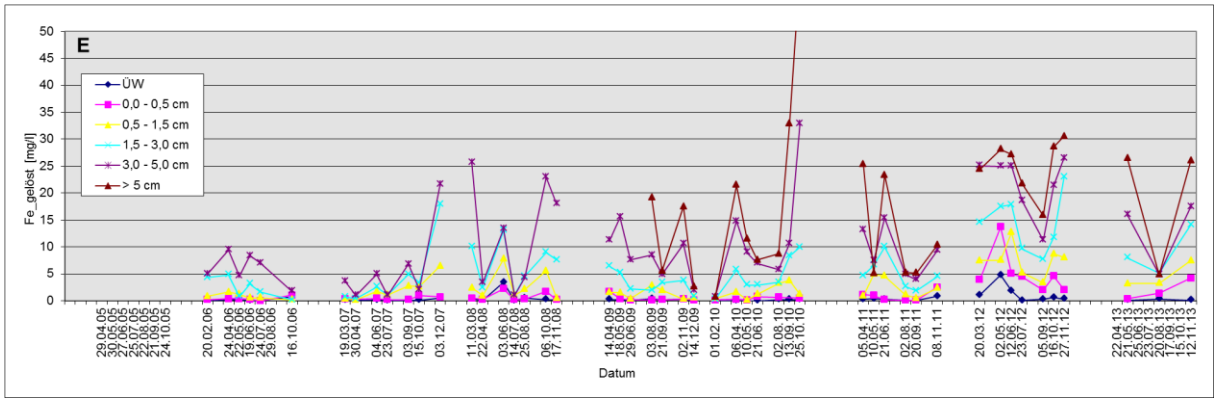


Abb. 8.8: Gelöstes Eisen im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Die Gesamteisenkonzentration an den vier Stellen unterschied sich nicht so deutlich, auch waren die Unterschiede zwischen den Sedimenthorizonten geringer.

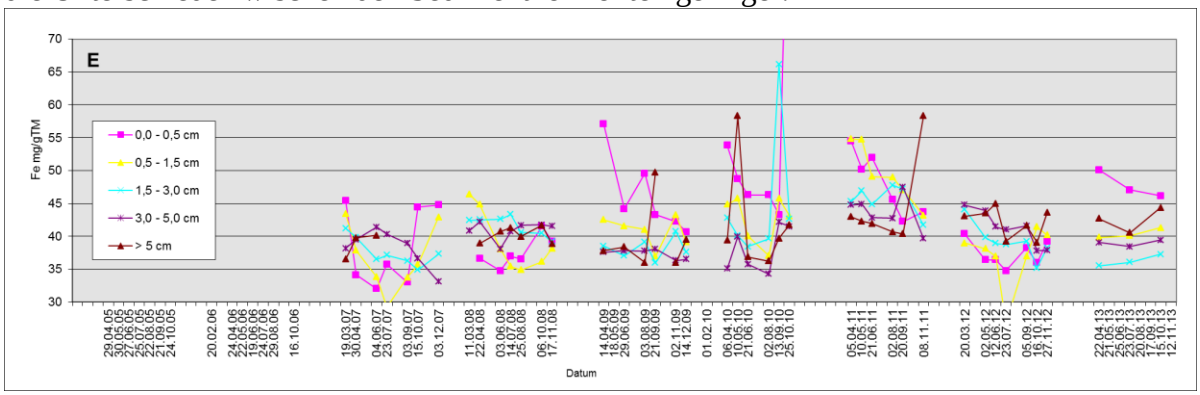


Abb. 8.9: Gesamt-Eisen-Konzentration im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Auch die Konzentration des gelösten Mangans stieg mit der Sedimenttiefe an. Die höchsten Konzentrationen, vereinzelt über 35 mg/l, waren an Stelle E zu finden. Die Konzentrationen verringerten sich von 2007 bis 2013 kontinuierlich und 2013 lagen die Werte in allen Sedimentschichten unter 10 mg/l. Die anderen Stellen zeigten keinen Trend über die

Untersuchungsjahre und die Konzentrationen lagen immer unter 10 mg/l, an Stelle F sogar unter 5 mg/l.

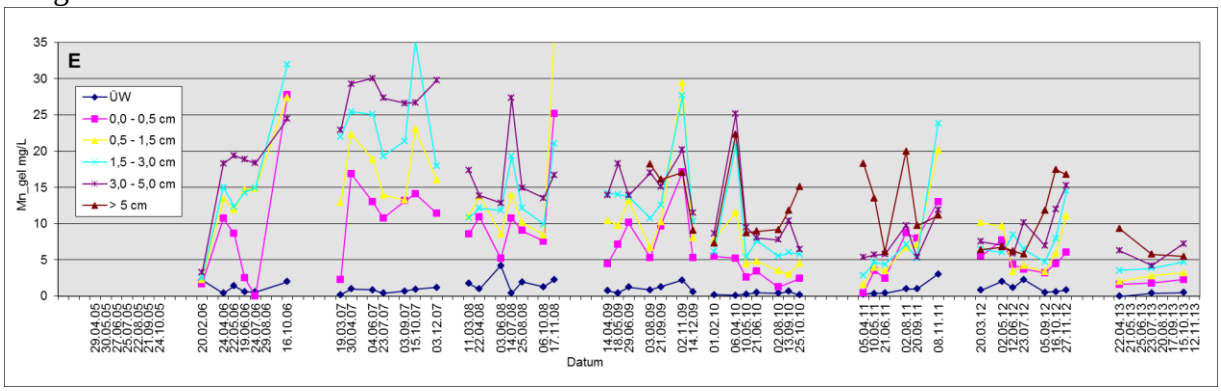


Abb. 8.10: Gelöstes Mangan im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Auch die Gesamtmangankonzentration war an Stelle E, im Vergleich der vier Stellen, am höchsten und nahm im Untersuchungszeitraum kontinuierlich ab. An den Stellen F und H lagen die Konzentrationen unter 2 mg/g TM. An Stelle S nahm die Konzentration im oberen Sedimenthorizont ebenfalls im Untersuchungszeitraum ab und die Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Sedimenthorizonten verringerten sich.

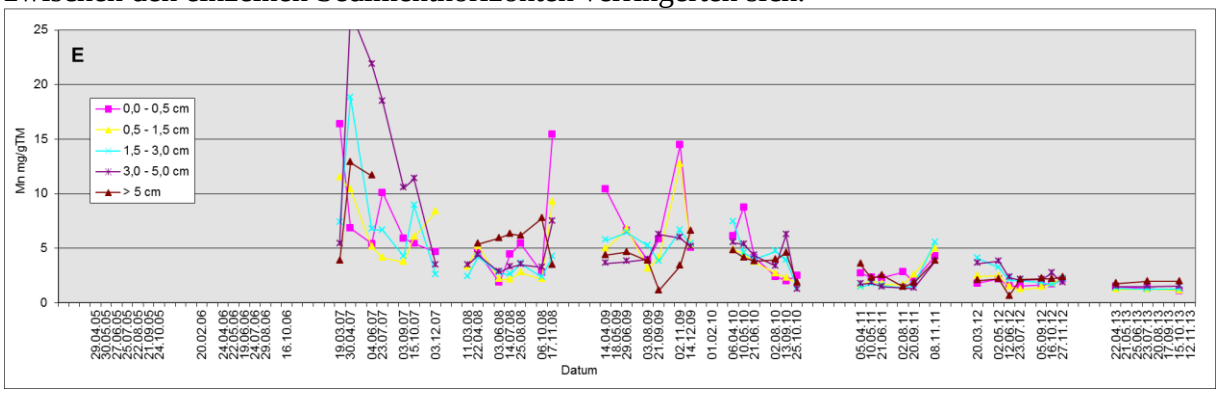


Abb. 8.11: Gesamt-Mangan-Konzentration im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Die Ammoniumkonzentration nahm mit der Sedimenttiefe zu. Die geringsten Konzentrationen (unter 5 mg/l in allen untersuchten Sedimenthorizonten) wurden an Stelle S gefunden. An den anderen Stellen lagen die Konzentrationen meist unter 15 mg/l und zeigten keine auffälligen Veränderungen im Untersuchungszeitraum. An Stelle E wurden 2012 besonders hohe Konzentrationen in allen Sedimenthorizonten nachgewiesen. In diesem Jahr wurde der Stauspiegel für Bauarbeiten an der Staumauer abgesenkt und eine massive Phytoplanktonentwicklung beobachtet.

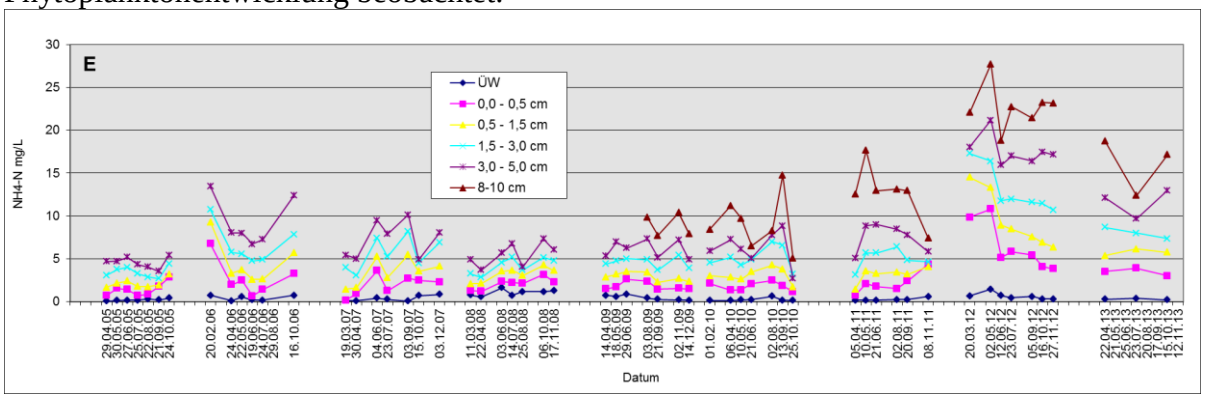


Abb. 8.12: Ammonium-Konzentration im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Die Orthophosphat-Konzentration nahm mit der Sedimenttiefe zu. An allen vier Probenahmestellen wurden 2005 die höchsten Orthophosphat-Konzentrationen gemessen. Ab 2007 konnten kaum noch Unterschiede zwischen den Sedimenttiefen festgestellt werden. 2013 waren die Werte an allen Stellen besonders gering.

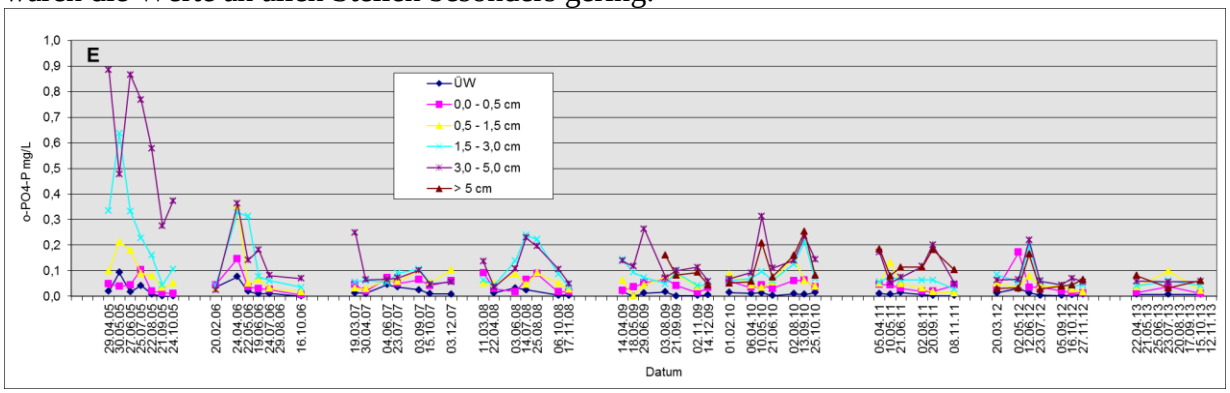


Abb. 8.13: Orthophosphat-Gehalt im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Auch bei der Gesamt-Phosphor-Konzentration zeigten sich kaum Unterschiede zwischen den Sedimenttiefen. An den Stellen F, H und S lagen die Werte durchschnittlich zwischen 1,5 und 2 mg/l. An Stelle E lagen die Werte meist zwischen 2 und 2,5 mg/l und damit etwas höher. Die höchsten Gehalte wurden 2006 gemessen.

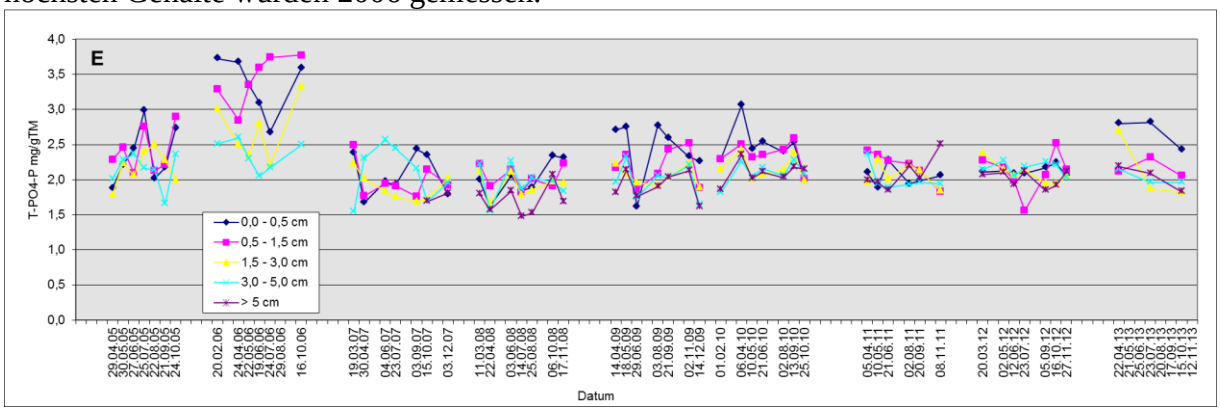


Abb. 8.14: Gesamt-Phosphor-Gehalt im Sediment der Probenahmestelle E in den 5 untersuchten Sedimenthorizonten im Zeitraum 2005-2013

Ein Teil der chemischen Untersuchungen wurde in Röske *et al.*, 2008 veröffentlicht.

8.5 Mikrobiologie

Zu den regelmäßigen mikrobiologischen Untersuchungen gehörten die mikroskopische Bestimmung der Gesamtzellzahl, die Erfassung von Coliformen und *E. coli* als Indikatorkeime für fäkale Verunreinigungen, sowie die Kultivierung von Cyanobakterien. Mit Hilfe der „catalyzed reporter deposition fluorescence in situ Hybridization“ (CARD-FISH) können einzelne Bakteriengruppen differenziert und quantifiziert werden. Durch die Inkubation von Auswuchsträgern im Sediment wurden aktive Mikroorganismen mittels FISH differenziert und quantifiziert. Die Quantifizierung von Bacteria, Archaea, methanogenen Archaea, Crenarchaeota und Sufatreduzierenden Bakterien erfolgte zusätzlich mittels quantitativer PCR (qPCR). Für die Differenzierung von Archaea, methanogenen Archaea und Cyanobakterien kam die Denaturierende Gradienten Gelelektrophorese (DGGE) zum Einsatz. Die mikrobielle Zusammensetzung ausgewählter Proben wurde mittels Klonierung und Sequenzierung sowie der 454-Pyrosequenzierung im Detail analysiert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Abschlussarbeiten zu finden.

Im Vergleich zum Freiwasser waren im Sediment erwartungsgemäß wesentlich höhere Zellzahlen zu finden. Während im Freiwasser durchschnittlich 1 bis 5 x 10^6 Zellen pro ml Wasser zu finden waren, waren es im Sediment ca. 3 bis 5 x 10^9 pro g Sediment, also das 1000fache, dabei nahm die Zellzahl pro g Trockenmasse mit der Tiefe ab. Diese Vielzahl an Mikroorganismen setzt sich aus den unterschiedlichsten Arten zusammen.

8.5.1 Catalysed reporter deposition fluorescence in situ hybridization (CARD-FISH)

Eine erste Charakterisierung der mikrobiellen Diversität der entnommenen Sedimentproben sollte mittels CARD-FISH erfolgen. Um einen Überblick über die Dominanzstruktur der Biozönosen im Jahresverlauf zu erhalten, kamen Oligonukleotidsonden für die *Alpha-*, *Beta-* und *Gammaproteobacteria* sowie die Cytophaga-Flavobakterien, Gram-positive Bakterien mit einem hohen G+C-Gehalt der DNA (HGC69A) sowie eine Sonde für Gram-positive Bakterien mit einem geringen G+C-Gehalt der DNA (LGC) für zum Einsatz. Zusätzlich wurde eine Hybridisierung mit der Sonde NONEUB durchgeführt um unspezifische Hybridisierungssignale und durch Eigenfluoreszenz hervorgerufene Signale in den Proben zu quantifizieren. Diese unspezifischen Signale wurden von den Hybridisierungssignalen der anderen Sonden subtrahiert. Die Proben wurden nach der Abtrennung der Sedimentkerne in die einzelnen Horizonte mit Paraformaldehyd bzw. Ethanol fixiert und bis zur Untersuchung bei –20°C gelagert. Die Durchführung der CARD-FISH erfolgt auf der Basis eines Protokolls von Pernthaler et al., (2002), musste aber für die Untersuchung der vorliegenden Sedimentproben umfangreich modifiziert werden. Problematisch für den Einsatz der FISH bei Umweltproben, insbesondere Sedimentproben, ist der hohe Anteil von Substanzen und Organismen mit Eigenfluoreszenz, wie beispielsweise Sedimentpartikel, Algen oder Cyanobakterien. Andererseits wird im Sediment ein hoher Anteil von Bakterien mit einer geringen Aktivität erwartet. Der daraus resultierende geringe Ribosomengehalt dieser Bakterien macht den Nachweis mit klassischer FISH schwer, wenn nicht unmöglich. Durch den Einsatz der CARD-FISH sollten die Anteile der hybridisierbaren Zellen im Vergleich zur FISH erhöht werden. Die stärkeren Fluoreszenzsignale sollten auch eine bessere Differenzierung von Signalen und Eigenfluoreszenz ermöglichen. Der Einsatz von Propidiumiodid für die Gegenfärbung der CARD-FISH und für die Bestimmung der Gesamtzellzahl erlaubte, im Vergleich zur üblicherweise eingesetzten DAPI-Färbung, eine bessere Auswertung der Proben durch eine geringere Hintergrundfluoreszenz und stärkere Anfärbung der Bakterien. Cyanobakterien mit roter Eigenfluoreszenz können nicht von roten Hybridisierungssignalen unterschieden werden. Deshalb wurde FITC zum Nachweis der Hybridisierung der Sonden eingesetzt und die rote Fluoreszenz von Propidiumiodid zur Gegenfärbung für die Ermittlung der Gesamtzellzahl.
Im Durchschnitt konnten 30-90 % der mit Propidiumiodid anfärbbaren Zellen mit dem EUBI-III-Sondenmix hybridisiert werden. Meist waren die höchsten Anteile in den oberen beiden Sedimenthorizonten bis zu einer Tiefe von 1,5 cm zu finden. Die mit dem Sondenmix EUBI-III nachweisbaren Zellen nahmen mit der Sedimenttiefe meist auf unter 50% hybridisierbare Zelle in Sedimenthorizont 5 ab. Die Ursache dafür kann einerseits in einem wirklichen Rückgang der Bacteria zugunsten der Archaea mit der Sedimenttiefe liegen, oder alternativ darin, dass die Anzahl der Ribosomen in den Zellen nicht ausreicht, um die Zellen mit dieser Technik sichtbar zu machen. Bis auf wenige Ausnahmen betrug der Anteil der Archaea unter 15% der Gesamtzellzahl. Damit konnten teilweise 100% der mit Propidiumiodid gefärbten Zellen in den oberen Sedimenthorizonten diesen beiden Domänen zugeordnet werden. Innerhalb der Bacteria konnten mit den spezifischen Sonden maximal 45% der Mikroorganismen zugeordnet werden. Meist lag der Anteil weit darunter. Innerhalb der Bacteria waren die *Alpha-* und *Betaproteobakterien*, sowie die Cytophaga-Flavobacteria am häufigsten zu finden. Die Gruppe *Gammaproteobacteria* sowie Gram-positive Bakterien mit einem hohen bzw. niedrigen GC-Gehalt der DNA konnten nur in geringen Zahlen gefunden werden. In den einzelnen Jahren konnten keine spezifische Verteilung der Gruppen entsprechend der Jahreszeit, zwischen den Jahren oder den Probenahmestellen festgestellt werden.

Ein Teil der Ergebnisse ist in Röske et al., 2008, Röske et. al., 2010, sowie in verschiedenen Abschlussarbeiten insbesondere Goldschmidt (2008), Kaden (2006), Tutas (2012) veröffentlicht. Die Arbeiten zur Untersuchung der Domäne der Archaea, auch mit der Methode der CARD-FISH sind im Kapitel Archaea genannt.
Um weitere bakterielle Gruppen im Sediment zu identifizieren, wurde eine Pyrosequenzierung durchgeführt.

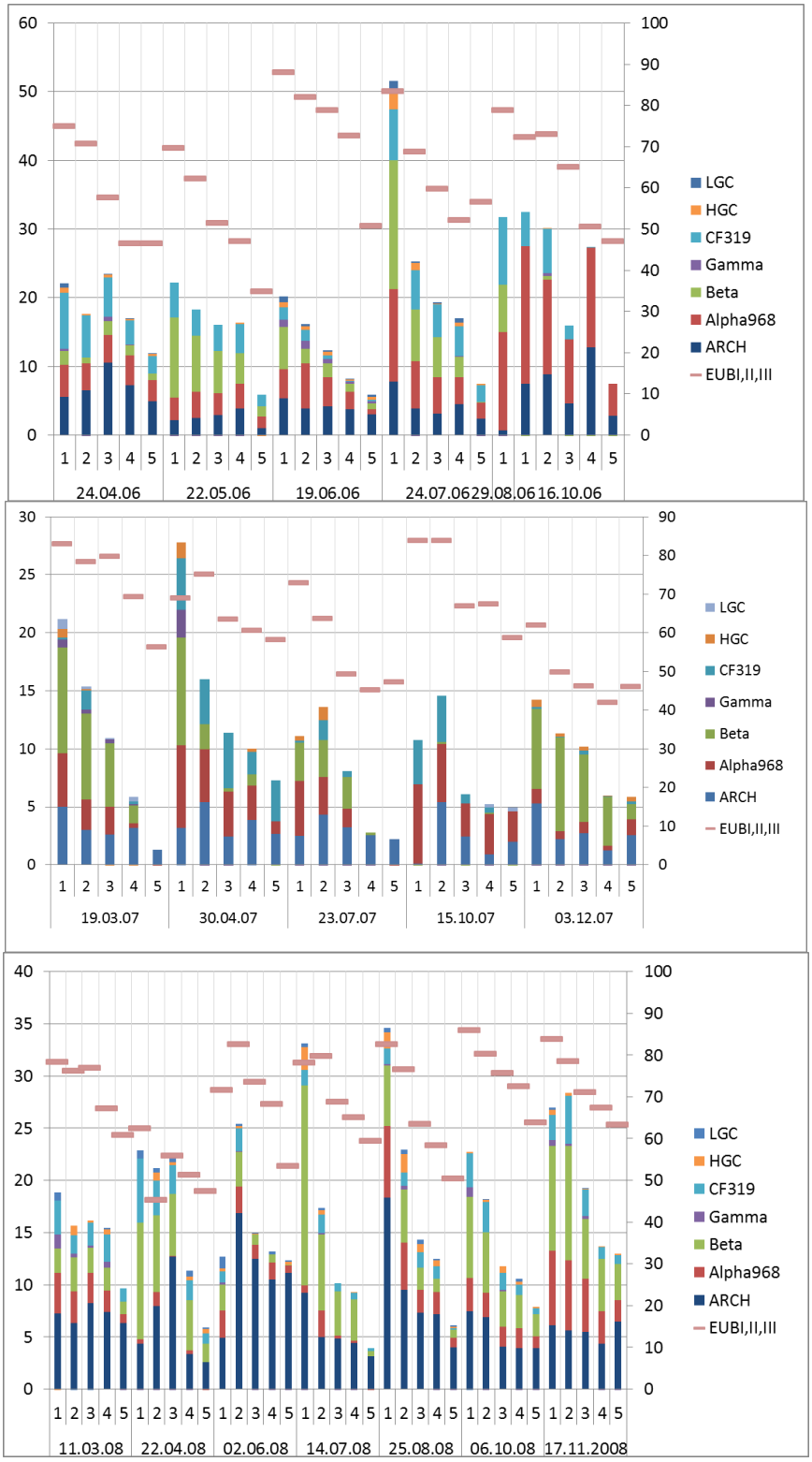


Abb. 8.15: Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft in den fünf Sedimenthorizonten der Stelle E in den Jahren 2006, 2007 und 2008 in Prozent der Gesamtzellzahl. Auf der Primärachse sind die Gruppen der Archaea (ARCH), *Alpha-*, *Beta-* und *Gamma-Proteobacteria*, der Cytophaga-Flavobacteria (CF319), sowie der Gram

positiven Bakterien mit einem hohen (HGC) und niedrigen (LGC) GC Gehalt der DNA dargestellt. Auf der Sekundärachse ist die Zahl der hybridsierbaren Eubacteria dargestellt.

8.5.2 Pyrosequenzierung

Die Pyrosequenzierung erlaubt eine schnelle und umfangreiche Analyse der mikrobiellen Diversität. Für eine erste Pyrosequenzierung zur Ermittlung der mikrobiellen Diversität in der Talsperre Saidenbach wurden drei Probenahmestellen (H, S und E), die sich in ihren Umweltbedingungen unterschieden, ausgewählt und jeweils zwei Sedimenttiefen (0-0,5 cm und 3-5 cm) untersucht. Mittels PCR wurde der V5+V6 Bereich der 16S rRNA mit universellen Primern für Bacteria amplifiziert und die Pyrosequenzierung durchgeführt. Die erhaltenen Sequenzen wurden einer Qualitätskontrolle unterzogen und nur Sequenzen mit einer Länge von 250 bis 550 bp in die weitere Auswertung einbezogen. Die verblieben 18.986 Sequenzen konnten 37 Phyla, inklusive der "candidate divisions" zugeordnet werden, doch auch mit dieser hohen Anzahl von Sequenzen konnte die gesamte Diversität der Mikroorganismen im Sediment nicht erfasst werden. Das dominierende Phylum in allen Proben waren die Proteobacteria, insbesondere die Klassen Betaproteobacteria und Deltaproteobacteria (Röske et.al., 2012). Ca. 40 % der Betaproteobacteria der Proben von E und H gehörten zur Ordnung Burkholderiales. Insbesondere die Gruppe der Comamonadaceae war im oberen Horizont der Proben von E und H besonders häufig zu finden. Im Gegensatz dazu waren an Stelle S nur ca. 20% der Betaproteobacteria Burkholderiales. In allen Proben gehörten 10 % bis 14 % der Betaproteobacteria der Familie der Rhodocyclaceae an. Die meisten Deltaproteobacteria gehörten zu den Familien Syntrophaceae, Desulfobacteraceae und Geobacteraceae. Die meisten Deltaproteobacteria wurden in den unteren Sedimenthorizonten der Proben von Stelle S und E gefunden. Weiterhin konnte eine Vielzahl der Sequenzen den Phyla Bacteroidetes, Verrucomicrobia, Acidobacteria, Chlorobi, Nitrospira, Spirochaetes, Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria, Chloroflexi und Gemmatimonadetes zugeordnet werden. Im Längsschnitt der Talsperre konnten signifikante Unterschiede in der mikrobiellen Zusammensetzung der Sedimentbiozönose identifiziert werden. Eine statistische Auswertung und der Vergleich der Mikroorganismenzusammensetzung mit den gemessenen chemischen Parametern der Sedimentproben zeigte, dass die Ammoniumkonzentration, der Wassergehalt und der Gehalt an organischer Substanz am besten mit der Zusammensetzung der Mikroorganismen im Talsperrensediment korrelierte.

Um zeitliche Veränderungen in der mikrobiellen Zusammensetzung der Sedimente zu identifizieren und den Einfluss des Primers E115R auf das Ergebnis der Pyrosequenzierung zu prüfen, wurde eine weitere Pyrosequenzierung durchgeführt.

Die Isolierung der DNA und die anschließende Auswertung erfolgten analog. Es kam ein neuer reverse Primer zum Einsatz, der das Phylum Bacteroidetes besser erfasst. Dieses Mal wurden wiederum Proben der Stellen S und E untersucht, sowie zusätzlich Proben aus der Vorsperre Forchheim und die Sedimenthorizonte 0-0,5 cm sowie 1,5-3 cm für die Untersuchung ausgewählt.

Die Anzahl der je Probe untersuchten Sequenzen betrug zwischen 2000 und 7000. Je Probe wurden rund 500 bis über 1000 OTUs (Operational taxonomical units) bei 3% Sequenzunterschied identifiziert. Alle Proben wurden als Duplikate untersucht. Die Duplikate wiesen eine sehr gute Übereinstimmung auf. Durch die Pyrosequenzierung konnten 70-80% der bakteriellen Diversität in den Sedimentproben erfasst werden. In allen Proben dominierten die *Beta-* und *Deltaproteobacteria*, gefolgt von den Bacteroidetes und Verrucomicrobia. Die Unterschiede der mikrobiellen Gemeinschaft zwischen den Probenahmejahren waren gering. Unterschiede der bakteriellen Gemeinschaft in den verschiedenen Sedimenttiefen waren bei E sichtbar, aber nicht an Stelle S. Dies resultiert möglicherweise auf einer tieferen Mischung des Sediments an dieser Stelle durch Invertebraten oder interne Wellen. An Stelle S liegt das Sediment in Herbst meist auch im Bereich des Epilimnions und ist dadurch einer stärkeren Vertikaldurchmischung ausgesetzt.

8.5.3 Colilert

Coliforme Bakterien bilden eine heterogene Gruppe, zu der die Gattungen *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella* und *Citrobacter* der Familie Enterobacteriaceae zählen. Vertreter dieser Gruppen kommen im Magen-Darm-Trakt von Mensch und Tier vor. Daher dienen sie als Indikatorkeime für fäkale Verunreinigung von Oberflächengewässern und der Beurteilung der Qualität von Trinkwasser.
Das Colilert®-18 Testkit (IDEXX) dient dem gleichzeitigen Nachweis von Coliformen und *E. coli* in Wasserproben innerhalb von 24 Stunden. Der Test beruht auf dem Nachweis der ß-Galactosidase-Aktivität von Coliformen Bakterien.
Die höchsten Zahlen von Coliformen wurden fast immer in der VS Forchheim, gefolgt von der nächsten Probenahmestelle in Fließrichtung H gemessen. Die letzten beiden Probenahmestellen (S und E) wiesen geringere Mengen Coliformer Keime im Wasser auf. Eine Ausnahme bildete dabei das Jahr 2013, weil ein starkes Hochwasser Anfang Juni die Werte beeinflusste. Hier lässt sich ein Peak, der in der VS bereits Ende Mai festzustellen war erst verstärkt im Juli an Stelle H und erst im September an der Hauptstaumauer (Stelle E) beobachten. Zur gleichen Zeit wie bei E wurde auch bei S ein höherer Wert als bei den anderen Probenahmen gemessen, der aber weit unter den Wert von E lag. Im Oktober wurde der höchste Wert von 39,7 Coliformen/ml wiederum in der VS Forchheim gemessen.
Auch bei *E. coli* waren die höchsten Werte in der VS Forchheim zu finden. Vereinzelt war *E. coli* auch in den Proben der Stelle H nachweisbar, lag aber in den Proben von S und E meist unter der Nachweisgrenze von 1 *E. coli*/ml Wasser. Der Trend glich meist dem der Coliformen, jedoch war 2012 der Anteil von *E. coli* an den Coliformen Keimen weit geringer als in den vorangegangenen Jahren. Weiterhin konnten 2013 zwar Peaks von Coliformen Keime an den Stellen E und H gefunden werden, aber keine erhöhten Werte für *E. coli* im Vergleich zu den Vorjahren.
Untersuchungsergebnisse zu dieser Bakteriengruppe sind insbesondere in den Abschlussarbeiten von Hampel (2009) und Liebner (2008) zu finden.

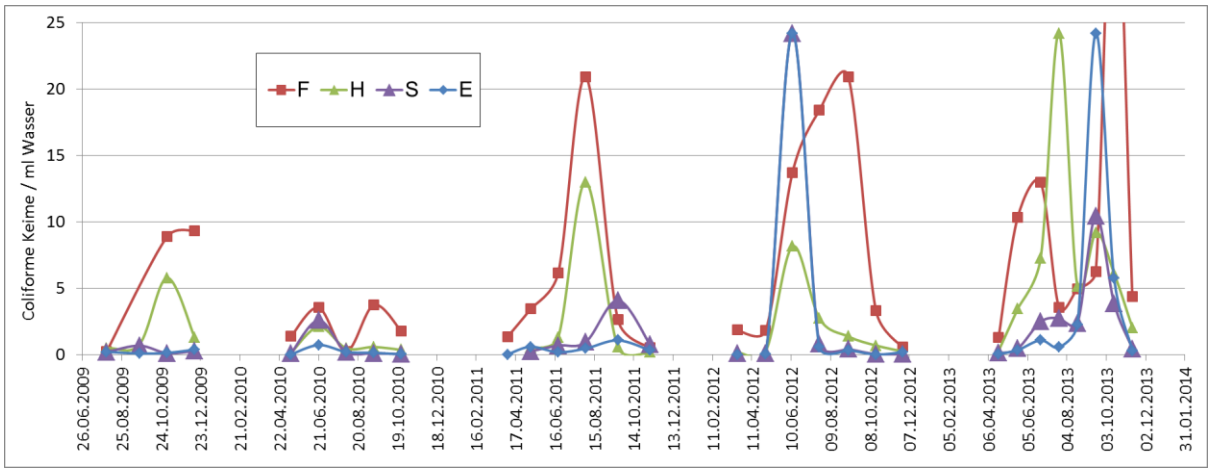


Abb. 8.16: Coliforme Keime pro ml Wasser aus 2 m Wassertiefe der 4 Probenahmestellen im Untersuchungszeitraum 2009 bis 2013.

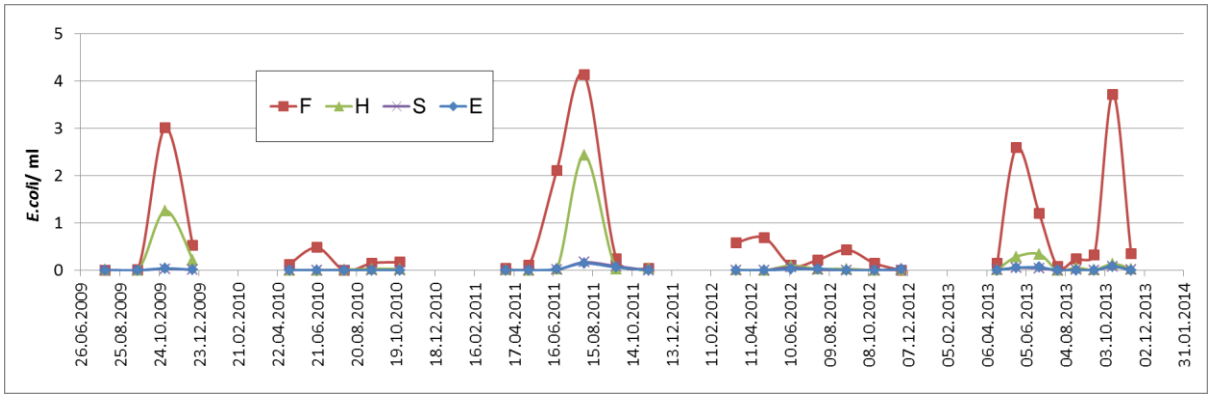


Abb. 8.17: *E. coli* pro ml Wasser aus 2 m Wassertiefe der 4 Probenahmestellen im Untersuchungszeitraum 2009 bis 2013.

E. coli und Coliforme im Sediment der Talsperre Saidenbach
Die meisten Coliformen Keime sind im oberen Sedimenthorizont (0-0,5 cm) zu finden. In 1,5-3 cm Sedimenttiefe liegt die Zahl häufig unterhalb der Nachweisgrenze von 2 Coliformen /ml Sediment.

8.5.4 Archaea

Die Archaea sind eine ubiquitär verbreitete Domäne der Prokaryoten, die sich in die Euryarchaeota, Crenarchaeota, Nanoarchaeota, Korarchaeota und Thaumarchaeota untergliedert. Der Metabolismus der Archaea ist vielfältig. Es sind sowohl chemoorganotrophe als auch chemolithotrophe Stoffwechselwege zu finden. Archaea bilden eine wichtige Komponente beim Abbau organischen Materials. Eine Besonderheit ist die Methanogenese, die ein wichtiger Bestandteil des Kohlenstoffkreislaufes ist. Bisher wurde dieser Stoffwechselweg nur bei den Archaea nachgewiesen. Die zu den Euryarchaeota zählenden Methanogenen sind die Einzigen, die zur Methanogenese fähig sind. In Gewässersedimenten ist die Vielfalt der Archaea und ihrer Stoffwechselleistungen aber nicht auf diese Gruppe beschränkt. Das Vorkommen der Archaea wurde im Rahmen des Projektes untersucht. Mittels molekularbiologischer Methoden wurde die Diversität (DGGE, FISH) und Quantität (CARD-FISH, qPCR) von verschiedenen Archaea im Sediment der vier Probenahmestellen charakterisiert. Es konnten Vertreter der Eury-, Cren- und Thaumarchaeota detektiert werden, wobei unterschiedliche Abundanzen je nach Entnahmestelle und Sedimenttiefe festgestellt wurden. Crenarchaeota waren an der Probenahmestelle S, der Stelle mit dem geringsten Anteil organischer Substanz im Sediment, besonders häufig. Innerhalb der Methanogenen dominierten die Methanosarcinales/-microbiales mit den Gattungen *Methanosphaerula*, *Methanospirillum*, *Methanosaeta* und *Methanosarcina*, wobei der Hauptteil der Banden in der DGGE auf *Methanosphaerula* entfiel. Mit der Sedimenttiefe war eine Zunahme der Archaea-Zellen zu verzeichnen, wobei *Methanomicrobiales* vermehrt in Schichten ab 2 cm und Vertreter der *Methanosarcinales* in darüber liegenden Schichten des Sediments vorzufinden waren. Das heißt, es wurden Gattungen identifiziert die auf acetotrophe Methanogenese hinweisen wie z.B. *Methanosaeta*, als auch *Methanosphaerula*, *Methanoregula* und *Methanospirillum* als Vertreter der hydrogenotrophe Methanogenese. Die Zusammensetzung der Methanosarcinales/-microbiales war über viele Jahre hinweg relativ konstant. Dabei zeigten die Proben aus dem Hauptbecken (E, S) eine stärkere Ähnlichkeit zueinander als zu den Vorsperren (F, H).
Die höchsten Methankonzentrationen konnten im Sediment vor der Staumauer (E) detektiert werden, auch wenn an dieser Stelle die Anzahl der Methanogenen, die mittels qPCR basierend auf der Häufigkeit des Gens für Methyl Coenzym M Reduktase (mcrA), einem Schlüsselenzym in der Methanogenese, ermittelt wurde, nicht signifikant höher war als an den anderen Stellen. Die Methankonzentration nahm mit der Sedimenttiefe.

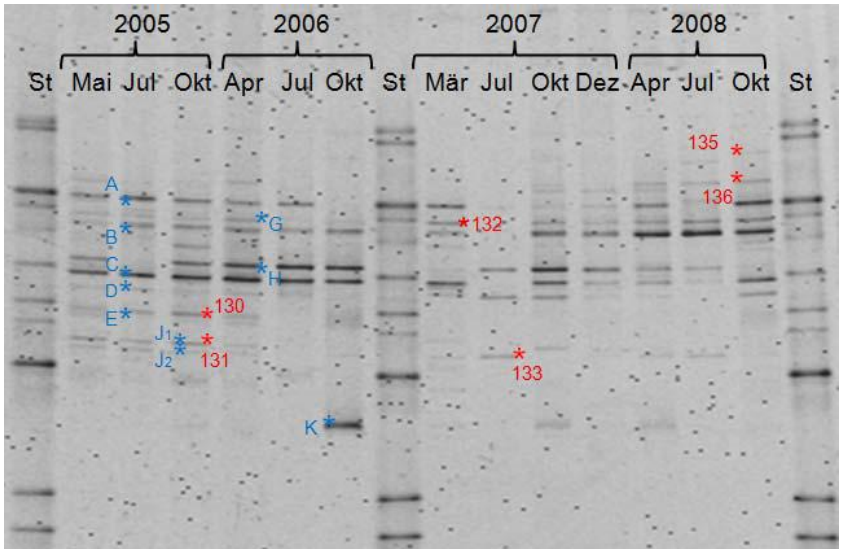


Abb. 8.18: DGGE-Bandenmuster der 16S rDNA-Fragmente der Methanosarcinales/-microbiales ausgewählter Monate der Jahre 2005-2008 der Stelle E1 im Vergleich. A-E (blau) kennzeichnen häufig auftretende Banden und G-K (blau) kennzeichnen spezifische Banden. Die roten Zahlen markieren die Banden, welche ausgeschnitten und sequenziert wurden. Die Banden A, B, D, G, H, I bildeten das Methanomicrobiales incertae sedis-Cluster. Ebenfalls zu den Methanomicrobiales gehört das Methanospirillaceae-Cluster(Bande K). Die Banden J1 und J2 konnten Methanosarcinaceae zugeordnet werden und die Banden C und E Methanosaetaceae. (Quelle: Turner, 2011)

Von Gründel (2012) wurde festgestellt, dass die Crenarchaeota und die Thaumarchaeota vor allem in den oberen Sedimentschichten zu finden waren. Für die Archaea insgesamt und die methanogenen Archaea konnte eine Zunahme der Kopienzahl mit der Sedimenttiefe festgestellt werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Archaea mit verschiedenen Techniken, sind in den Abschlussarbeiten von Liebner (2009), Böttcher (2010), Kuhnert (2010), Turner (2011), Muhs (2011), Gründel (2012) und Ruprich (2012) dargestellt.

Zusammenfassung II - Die Mikroorganismen in der Talsperre Saidenbach

Gewässersedimente enthalten eine große Zellzahl und Diversität von Mikroorganismen die eine bedeutende Rolle in biogeochemischen Kreisläufen spielen. Im Sediment findet der Großteil des Abbaus des im Freiwasser gebildeten organischen Materials statt. Die Ausbildung der typischen Redoxgradienten konnte im Sediment der Talsperre Saidenbach nachgewiesen werden. Zur Untersuchung der Diversität und Abundanz der Mikroorganismen im Sediment der Talsperre kamen sowohl molekularbiologische Methoden als auch klassische mikrobiologische Techniken zum Einsatz.

Mittels CARD-FISH konnten vor allem *Alpha-und Betproteobacteria*, sowie Cytophaga-Flavobacteria nachgewiesen werden. Die anderen untersuchten Gruppen, *Gammaproteobacteria*, Gram-positive Bakterien mit einem hohen bzw. niedrigen GC-Gehalt der DNA konnten nur in geringen Zahlen gefunden werden. Der Anteil der Domäne der Archaea an der Gesamtzellzahl betrug meist unter 15%. Die Anteile der einzelnen Gruppen variierten, aber es konnten in den untersuchten Jahren keine spezifische Verteilung der Gruppen entsprechend der Jahreszeit, zwischen den Jahren oder den Probenahmestellen festgestellt werden. Für eine detaillierte Untersuchung der mikrobiellen Diversität kam die Pyrosequenzierung zum Einsatz. Es wurden mehrere Tausend Sequenzen je Probe untersucht. Mit dieser Untersuchung konnten 70-80% der bakteriellen Diversität in den Sedimentproben erfasst werden. In allen Proben dominierten die *Beta-* und *Deltaproteobacteria*, gefolgt von den Bacteroidetes und Verrucomicrobia. Die Gruppen *Deltaproteobacteria* und Verrucomicrobia wurde bei der CARD-FISH nicht mit erfasst. Die Unterschiede der mikrobiellen Gemeinschaft zwischen den Probenahmejahren waren gering. Unterschiede der bakteriellen Gemeinschaft in den verschiedenen Sedimenttiefen waren bei E sichtbar, aber nicht an Stelle S.

Die Domäne der Archaea, mit Fokus auf den methanogenen Archaea wurde mittels quantitativer real time PCR, FISH und CARD-FISH quantifiziert und mittels Denaturierender Gradienten Gelelektrophorese differenziert. Innerhalb der Archaea konnten Vertreter der Eury-, Cren- und Thaumarchaeota detektiert werden. Innerhalb der methanogenen Archaea dominierten die Methanosarcinales/-microbiales mit den Gattungen *Methanosphaerula*, *Methanospirillum*, *Methanosaeta* und *Methanosarcina*, wobei der Hauptteil der Banden in der DGGE auf *Methanosphaerula* entfiel. Die DGGE zeigte über viele Jahre hinweg eine relativ konstante Zusammensetzung der Methanosarcinales/-microbiales.

Mit dem Colilert®-18 Testkit (IDEXX) konnten Coliforme und *E. coli* in den Wasserproben nachgewiesen werden. Es zeigte sich eine Abnahme der Zahl von Coliformen und *E. coli* mit der Fließrichtung von der Vorsperre Forchheim zur Hauptstaumauer. Im Sediment konnten diese Keime meist nur im oberen Sedimenthorizont nachgewiesen werden.

Literaturverzeichnis

Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommeruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., Winder, M. 2009: Lakes as sentinels of climate change. Limnol. Oceanogr. 54, 2283-2297.

Cottingham, K. L., Ewing, H. A., Greer, M. I., Carey, C. C., Weathers, K. C. 2015: Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. Ecosphere 6, 1-19.

Elliott, A. J. 2012: Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. Water research 46, 1364-1371.

George, D. G., Maberly, S. C., Hewitt, D. P. 2004: The influence of the North Atlantic Oscillation on the physical, chemical and biological characteristics of four lakes in the English Lake District. Freshwater Biology 49, 760-774.

Grim, J. 1967: Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. GWF 108, 1261-1272.

Große, N., Clasen, J., Hoehn, E., Horn, W., Ketelaars, H. A. M., Müller, U., Scharf, W., Willmitzer, H., Benndorf, J. 1998: Der Einfluß des Fischbestandes auf die Zooplanktonbesiedlung und die Wassergüte. Gas- und Wasserfach. Wasser, Abwasser. Special Talsperren 139, 30-35.

Hofmann, R. 1975: Untersuchungen zum Phosphatmetabolismus einer Trinkwassertalsperre. Int. Revue ges. Hydrobiol. 60, 63-95.

Horn, H. 2000: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? DGL - Tagungsbericht 1999 (Rostock).

Horn, H. 2002: Das autotrophe Pikoplankton der Talsperre Saidenbach: Saisonalität und Langzeitentwicklung. DGL - Tagungsbericht 2001 (Kiel), 295-300.

Horn, H. 2003: The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saidenbach Reservoir. Hydrobiologia 504, 159-166.

Horn, H. 2004: Ab- und Wiederanstau der Talsperre Neunzehnhain: Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt und die Phytoplanktongemeinschaft. DGL - Tagungsbericht 2003 (Köln) 2, 673-678.

Horn, H. 2005: Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach. DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam), 462-467.

Horn, H. 2008: Die Bedeutung von *Aulacoseira subarctica* während der Frühjahrsmassenentwicklungen in der Talsperre Saidenbach - Profitiert sie von wärmeren Wintern? DGL-Tagungsbericht 2007 (Münster), 85-89.

Horn, H. 2009: Die Zusammensetzung der Frühjahrsmassenentwicklung in der Talsperre Saidenbach - Langzeittrend und Steuergrößen. DGL - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 151-155.

Horn, H. & Horn, W. 1986: Determination of phytoplankton losses by comparing net and gross growth. Hydrobiologia 140, 37-47.

Horn, H. & Horn, W. 1990: Growth of Blue-Green Algae in the Saidenbach Reservoir and its Relationship to the Silicon Budget. Int. Revue ges. Hydrobiol. 75, 461-474.

Horn, H. & Horn, W. 1993: Sedimentary Losses in the Reservoir Saidenbach: Flux and Sinking Velocities of Dominant Phytoplankton Species. Int. Revue ges. Hydrobiol. 78, 39-57.

Horn, H. & Horn, W. 1996: Langfristige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit in der Talsperre Saidenbach. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 58, 79-98.

Horn, H. & Horn, W. 1998: Sedimentation of Dry Matter, Phosphorus and Phytoplankton Biovolume in Two Reservoirs of Different Trophic State. Internat. Rev. Hydrobiol. 83, 219-224.

Horn, H. & Horn, W. 2000: Sedimentation - the Main Loss Factor in Waters Dominated by Diatoms. Results of Long-Term Investigations. Internat. Rev. Hydrobiol. 85, 191-208.

Horn, H. & Horn, W. 2006: The temporal variation and succession of autotrophic picoplankton within an oligotrophic and a mesotrophic reservoir – results from long term investigations. In: 5th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality, edn. Book of Abstracts, ISBN 80-210-3799-7, Brno, Czech Republic, pp. 167-171.

Horn, H. & Horn, W. 2007: Synchrones Verhalten des autotrophen Pikoplanktons in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie - Zufall oder zeitliche Kohärenz? DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), 493-497.

Horn, H. & Horn, W. 2008: Bottom-up or top-down - how is the autotrophic picoplankton mainly controlled? Results of long-term investigations from two drinking water reservoirs of different trophic state. Limnologica 38, 302-312.

Horn, H., Horn, W., Paul, L. 2006a: 10 Jahre Chlorophyll-Messungen in der Talsperre Saidenbach: Zusammenhänge und Trends. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 169-173.

Horn, H., Horn, W., Paul, L., Röske, I. 2014a: Lebensraum Trinkwassertalsperre. Wasserlieferant und Umweltindikator. Posterpräsentation, Akademientag "Wasser - Lebensgrundlage und Konfliktstoff", München, 24.11.2014.

Horn, H., Horn, W., Paul, L., Uhlmann, D., Röske, I. 2006b: Drei Jahrzehnte kontinuierliche Untersuchungen an der Talsperre Saidenbach. Fakten, Zusammenhänge, Trends. Abschlussbericht zum Projekt "Langzeitstabilität der biologischen Struktur von Talsperren-Ökosystemen". edn., pp. 178.

Horn, H., Horn, W., Röske, K., Röske, I. 2014b: Klimawandel und Trinkwasserversorgung - Ergebnisse der Langzeitforschung an Talsperren. Akademie Aktuell 50, 66-71.

Horn, H., Paul, L., Horn, W. 2001: Phytoplanktonzunahme trotz fallender P-Belastung - ein Widerspruch? Wasser, Abwasser GWF 142, 268-278.

Horn, H., Paul, L., Horn, W. 2004: Die Phosphor-Sedimentation in der Talsperre Saidenbach: Saisonalität, Steuerfaktoren und Auswirkungen auf den P-Haushalt. DGL - Tagungsbericht 2003 (Köln) 2, 662-667.

Horn, H., Paul, L., Horn, W., Petzoldt, T. 2011: Long-term trends in the diatom composition of the spring bloom of a German reservoir: is *Aulacoseira subarctica* favoured by warm winters? Freshwater Biology 56, 2483-2499.

Horn, H., Paul, L., Horn, W., Uhlmann, D., Röske, I. 2013: Steigende Phytoplanktonkonzentrationen nach Senkung der Phosphor-Belastung - ein Paradoxon? Ergebnisse zum Einfluss von Nährstoff-und Klimaänderungen aus 4 Jahrzehnten Forschung an der Trinkwassertalsperre Saidenbach. Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 65, 35-44.

Horn, H., Paul, L., Horn, W., Uhlmann, D., Röske, I. 2015: Climate change impeded the re-oligotrophication of the Saidenbach Reservoir. Internat. Rev. Hydrobiol. 100, 43-60.

Horn, H. & Uhlmann, D. 1995a: Competitive growth of blue-greens and diatoms (*Fragilaria*) in the Saidenbach Reservoir, Saxony. Wat. Sci. Tech. 32, 77-88.

Horn, W. 1981: Phytoplankton Losses due to Zooplankton Grazing in a Drinking Water Reservoir. Int. Revue ges. Hydrobiol. 66, 787-810.

Horn, W. 1985a: Investigations into the Food Selectivity of the Planktic Crustaceans *Daphnia hyalina, Eudiaptomus gracilis* and *Cyclops vicinus*. Int. Revue ges. Hydrobiol. 70, 603-612.

Horn, W. 1985b: Results Regarding the Food of the Planktic Crustaceans *Daphnia hyalina* and *Eudiaptomus gracilis*. Int. Revue ges. Hydrobiol. 70, 703-709.

Horn, W. 1991: The influence of biomass and structure of the crustacean plankton on the water transparency in the Saidenbach storage reservoir. Hydrobiologia 225, 115-120.

Horn, W. 2003: Long-term development of the crustacean plankton in the Saidenbach Reservoir (Germany) - changes, causes, consequences. Hydrobiologia 504, 185-192.

Horn, W. 2005: Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach - Verteilungsmuster und Hintergründe. DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam), 419-423.

Horn, W. 2006a: The crustacean plankton in the mesotrophic Saidenbach reservoir (Germany) - vertical distribution patterns and their reasons. In: 5th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. Brno, Czech Republic. Book of Abstracts, ISBN 80-210-3799-7, edn., pp. 217-221

Horn, W. 2006b: Verteilungsmuster des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach - Beispiele aus dem Sommer. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 193-197.

Horn, W. 2008: Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Erste Gedanken und Ergebnisse. DGL-Tagungsbericht 2007 (Münster), 90-95.

Horn, W. 2009: Langzeitdynamik planktischer Crustaceenpopulationen in der Talsperre Saidenbach - Tendenzen und mögliche Einflußgrößen. DGL - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 156-160.

Horn, W. & Benndorf, J. 1980: Field Investigations and Model Simulation of the Dynamics of Zooplankton Populations in Fresh Waters. Int. Revue ges. Hydrobiol. 65, 209-222.

Horn, W. & Brettfeld, R. 1989: Biologische und chemische Untersuchungen an Bergbächen unterschiedlichen Versauerungsgrades. Acta hydrochim.hydrobiol. 17, 417-435.

Horn, W. & Horn, H. 1987: Field Studies Concerning the Fecundity of Daphnia galeata, its Causes and Consequences. Int. Revue ges. Hydrobiol. 72, 559-573.

Horn, W. & Horn, H. 1994: Phyto- und Zooplanktonstrukturbeziehungen in der Trinkwassertalsperre Saidenbach und ihre Auswirkungen auf die Rohwasserqualität. ATT Information, 69-82.

Horn, W. & Horn, H. 1995: Limnological Features of Different Acidic Drinking Water Reservoirs in the Erzgebirge (Germany). Int. Revue ges. Hydrobiol. 80, 623-638.

Horn, W. & Horn, H. 1996: Limnologische Verhältnisse und Besonderheiten in unterschiedlich sauren Trinkwasser-Talsperren des Erzgebirges. In: Gewässer und ihre Einzugsgebiete. Ökologische Ansätze zur Sanierung: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 58.

Horn, W., Horn, H., Geißler, D., Paul, L. 2004: Auswirkungen des Hochwassers im August 2002 auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperre Saidenbach. DGL - Tagungsbericht 2003 (Köln) 2, 684-689.

Horn, W., Horn, H., Paul, L., Uhlmann, D., Röske, I. 2015: Das Zooplankton der Talsperre Saidenbach unter besonderer Beachtung der Daphnien – Biomasse und Populationsdynamik im Verlauf von fast 40 Jahren. In: Jahrestagung der DGL, Essen 2015, Vortrag.

Horn, W., Koch, B., Horn, H. 2002: Langzeitentwicklung des Rotatorienplanktons der Talsperre Saidenbach: Trends und Hintergründe. DGL - Tagungsbericht 2001 (Kiel), 301-306.

Horn, W., Paul, L., Horn, H. 2000: Eintrag, Wechselbeziehungen und Retention von Aluminium: Untersuchungen im Einzugsgebiet und in der versauerungsgefährdeten Talsperre Neunzehnhain (Erzgebirge). Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 1999 (Rostock), 291-295.

Horn, W. & Schröter, B. 2007: Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem Organischen Stickstoff (PON) in zwei Talsperren unterschiedlicher Trophie und Fischbesiedlung. DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), 506-510.

Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R. J., Berndorf, J. 2005: Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach. DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam), 414-418.

Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R. J., Worischka, S., Benndorf, J. 2006: Relations between food web structure and nutrient budget in a stratified lake: resuts from a whole lake experiment in Saidenbach Reservoir, Germany. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29, 1543-1547.

Hülsmann, S., Wagner, A., Pitsch, M., Horn, W., Paul, R., Rother, A., Zeis, B. 2012: Effects of winter conditions on Daphnia dynamics and genetic diversity in a dimictic temperature reservior. Freshwater Biology 57, 1458-1470.

IPCC 2014: Climate Change 2014 - Synthese Report. http://de.wikipedia.org/wiki/F%C3%BCnfter_Sachstandsbericht_des_IPCC.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen , J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willen, E., Winder, M. 2005: Lake reponses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. Freshwater Biology 50, 1747-1771.

Jones, R. A. & Lee, G. F. 1982: Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication-related water quality. Water Research 16, 503-515.

König, M., Horn, H., Goldmann, D., Rolinski, S. 2004: Der Einfluss hydrophysikalischer Prozesse auf die vertikale Verteilung des Phytoplanktons in der Talsperre Saidenbach. DGL - Tagungsbericht 2003 (Köln).

Paul, L., Horn, H., Horn, W. 2002: Die Veränderung der Nährstoffbelastung der Saidenbach-Talsperre seit 1990 und Auswirkungen auf den Stoffhaushalt. Abhandlungen d. Sächsischen Akademie d. Wiss. zu Leipzig. Math.-nat. Klasse 59, 79-87.

Paul, L., Horn, H., Horn, W., Röske, I., Uhlmann, D. 2013: Ökologische Langzeitforschung an Talsperren - Voraussetzung für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Math.-Naturw. Kl. 65, 21-34.

Paul, L., Rolinski, S., Horn, H., Horn, W. 2006: Impacts of changing climate and reservoir management on the physical structure – results of long-term studies. In: 5th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. Brno, Czech Republic. Book of Abstracts, pp. 140-144.

Paul, R., Mertenskötter, A., Pinkhaus, O., Pirow, R., Gigengack, U., Buchen, I., Koch, M., Horn, W., Zeis, B. 2012: Seasonal and interannual changes in water temperature affect the genetic structure of a *Daphnia* assemblage (*D. longispina* complex) through genotype-specific thermal tolerances. Limnol. Oceanogr. 57, 619-633.

Paul, R. J., Pinkhaus, O., Schwerin, S., Horn, W., Pirow, R., Zeis, B. 2007: Thermotoleranz von Daphnien im Zusammenhang mit den saisonalen Verläufen der genetischen Populationsstruktur und der Temperatur. DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), 75-79.

Pernthaler A, Pernthaler J, Amann R. 2002: Fluorescence in situ hybridization and catalyzed reporter deposition for the identification of marine bacteria. Appl Environ Microbiol. 68(6):3094-101.

Pinkhaus, O., Schwerin, S., Pirow, R., Zeis, B., Buchen, I., Gigengack, U., Koch, M., Horn, W., Paul, R. 2007: Temporal environmental change, clonal physiology and the genetic structure of a *Daphnia* assemblage (*D. galeata–hyalina* hybrid species complex). Freshwater Biology 52, 1537-1554.

Radke, R. J., Kahl, U., Benndorf, J. 2003: Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. Limnologica 33, 92-98.

Rolinski, S., Horn, H., Petzoldt, T., Paul, L. 2007: Identifying cardinal dates in phytoplankton time series to enable the analysis of long-term trends. Oecologia 153, 997-1008.

Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T. L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, C., Rawlins, S., Imeson, A. 2008: Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. Nature 453, 353-358.

Röske, K., Nourifar, L., Kaden, R., Jacobs, E., Röske, I. 2007: Molekularbiologische Untersuchungen der mikrobiellen Diversität im Sediment der Talsperre Saidenbach. DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), 428-433.

Röske, K., Röske, I., Uhlmann, D. 2008: Characterization of the bacterial population and chemistry in the bottom sediment of a laterally subdivided drinking water reservoir. Limnologica 38, 367-377.

Röske, K., Röske, I. 2008: Investigation of the complex microbial community in freshwater sediments of the drinking water reservoir, Saidenbach, Germany. – Verh. Internat. Verein. Limnol., Band 30/10, 1549-1554.

Röske, K., Sachse, R., Scheerer, C., Röske, I. 2012: Microbial diversity and composition of the sediment in the drinking water reservoir Saidenbach (Saxonia, Germany). – Syst. Appl. Microbiol. 35, 35-44.

Ryding, S. O. & Rast, W. E. 1989: The control of eutrophication of lakes and reservoirs. . Man and the Biosphere Series Vol. 1. Series editor: J. N. R. Jeffers. Unesco and The Parthenon Publishing Group, 314 pp.

Sachse, R., Horn, H., Petzoldt, T., Paul, L. 2016: Deeper entrainment of tributaries in a warmed up deep reservoir and consequences for summer phytoplankton. Limnologica (*subm.*).

Sachse, R., Paul, L., Petzoldt, T., Horn, W., Horn, H. 2009: Klimaeffekte auf die Entwicklung von Daphnienpopulationen: Modellsimulationen und Freilandmuster. DGL - Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 167-171.

Sachse, R., Rolinski, S., Horn, H., Horn, W., Wagner, A., Paul, L., Petzoldt, T. 2014a: Compensatory and amplifying effects of climate, oligotrophication and variable fish stocks on the plankton community in a deep reservoir. In: Influence of climate change on lake ecosystems – disentangling physical, chemical and biological interactions (Sachse, R. ed., Thesis, Technische Universität Dresden, pp. 51-78.

Sachse, R., Rossi, A., Kleeberg, A., Horn, H., Ripl, K., Petzoldt, T. 2014b: Mechanisms which favor the freshwater diatom *Aulacoseira subarctica* during climate change. In: Influence of climate change on lake ecosystems – disentangling physical, chemical and biological interactions. pp. 79-114

Scheifhacken, N., Horn, H., Paul, L. 2010: Comparing in situ particle monitoring to microscopic counts of plankton in a drinking water reservoir. Wat. Res. 44, 3496-3510.

Schumann, S., Röske, I., Röske, K. 2011: Diversität von Cyanobakterien in der Talsperre Saidenbach. In: Wasserqualität in Standgewässern Sachsens. – Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 65, Heft 4, 6-17.

Schwerin, S., Zeis, B., Horn, W., Horn, H., Paul, R. 2010: Hemoglobin concentration in *Daphnia* (*D. galeata-hyalina*) from the epilimnion is related to the state of nutrition and the degree of protein homeostasis. Limnology and Oceanography 55, 639-652.

Shatwell, T., Jordan, S., Ackermann, G., Dokulil, M., Rücker, J., Scharf, W., Wagner, A., Kasprzak, P. 2013: Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6, 729-736.

Sommer, U. 1988: Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: In: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton (Sandgren, C. D. ed. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 227-260.

Uhlmann, D. 1961: Über den Einfluss von Planktonorganismen auf ihr Milieu. Int. Revue ges. Hydrobiol. 46, 115-129.

Uhlmann, D. 1982: Evaluation of Strategies for Controlling Eutrophication of Lakes and Reservoirs. Int. Revue ges. Hydrobiol. 67, 821-835.

Uhlmann, D. 1985: Die anthropogene Eutrophierung der Gewässer - ein umkehrbarer Prozess ? Sitzungsberichte der SAW 118, 3-32.

Uhlmann, D. 1998: Reservoirs as ecosystems. Internat. Rev. Hydrobiol. 83, 13-20.

Uhlmann, D. & Horn, W. 2006: Ökologie von Stauseen. Lebensräume, Organismen, Raum-Zeit-Strukturen. Biol. Unserer Zeit 36, 92-101.

Uhlmann, D. & Hupfer, M. 1997: Composition of sediments in drinking water reservoirs as a basin for the assessment of potential changes in water quality. J. Water SRT - Aqua 46, 84-94.

Uhlmann, D., Hupfer, M., Paul, L. 1995: Longitudinal Gradients in the Chemical and Microbial Composition of the Bottom Sediment in a Channel Reservoir (Saidenbach R., Saxony). Int. Revue ges. Hydrobiol. 80, 15-25.

Uhlmann, D. & Paul, L. 1994: Causes and effects of "nitrate saturation" in phosphate-deficient water bodies. Wat. Sci.Tech. 30, 281-288.

Uhlmann, D., Paul, L., Hupfer, M., Fischer, R. 2011: Lakes and Reservoirs. In: P. Wilderer (Ed.-in-Chief): Treatise on Water Science, Vol. 2: The Science of Hydrology. Elsevier, Amsterdam, ISBN: 978-0-444-53199-5. 157-213.

Uhlmann, D., Willmitzer, H., Hupfer, M. 2010: Limnologie und Bewirtschaftung von Talsperren. In: Handbuch Angewandte Limnologie. (Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R. D. eds.).

Utermöhl, H. 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9, 1-39.

Wagner, A., Hülsmann, S., Horn, W., Schiller, T., Schulze, T., Volkmann, S., Bennsdorf, J. 2013: Food-web-mediated effects of climate warming: consequences for the seasonal *Daphnia* dynamics. Freshwater Biology 58, 573-587.

Weyhenmeyer, G. A., Westöö, A.-K., Willen, E. 2008: Increasingly ice-free winters and their effects on water quality in Sweden's largest lakes. Hydrobiologia 599, 111-118.

Wijngaard, J. B., Klein-Tank, A. M. G., Können, G. P. 2003: Homogeneity of 20th century European daily temperature and precipitation series. International Journal of Climatology 23, 679–692.

Wilander, A. & Persson, G. 2001: Recovery from Eutrophication: Experiences of Reduced Phosphorus Input to the Four Largest Lakes of Sweden. Ambio 30, 475-485.

Zeis, B., Horn, W., Gigengack, U., Koch, M., Paul, R. 2010: A major shift in *Daphnia* genetic structure after the first ice-free winter in a German reservoir. Freshwater Biology 55, 2296-2304.

Zeis, B., Horn, W., Gigengack, U., Pirow, R., Paul, R. 2009: Änderungen der Genotypstruktur der Daphnienpopulation in der Talsperre Saidenbach nach dem ersten eisfreien Winter: Einfluss der Überwinterungsstrategie. DGL-Tagungsbericht 2008 (Konstanz), 177-180.

Verzeichnis der in der Arbeitsgruppe Dresden angefertigten Abschlussarbeiten

Aliyeva, Lala (2011): Qualitative and quantitative analysis of bacteria involved in nitrogen and sulphur cycles in sediment of the dam, Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Böttcher, Bettina (2010): Qualitative und quantitative Analyse der Archaea von Sedimenten der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Fiebig, Anne (2009): Vergleich von Phosphat akkumulierenden Bakterien in Kläranlagen und Sedimenten von Trinkwassertalsperren, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Goldschmidt, Marlen (2008): Möglichkeiten zur Quantifizierung der mikrobiellen Biozönose von Sedimenten, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Gründel, Anne (2012): Qualitative und quantitative Analyse der Diversität von Archaea im Sediment der Talsperre Saidenbach, Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Hampel, Annegret (2008) Kultivierung und molekularbiologische Analyse der mikrobiellen Biozönose von Sedimenten, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Kaden, Rene (2006): Charakterisierung der mikrobiellen Biozönose im Sediment und Freiwasser der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Kluge, Julia (2010): Phosphorumsetzungen und Phosphat- akkumulierende Bakterien im Sediment der Trinkwassertalsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Kuhnert, Elisabeth (2010): Qualitative und quantitative Analyse der methanogenen Bakterien im Sediment der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Liebner, Nicole (2009): Analyse pathogener und methanogener Bakterien im Freiwasser und Sediment der Talsperre Saidenbach mittels Kultivierung und molekularbiologischer Methoden, Bachelorarbeit, Hochschule Lausitz (FH), University of Applied Science

Muhs, Eileen (2011): Molecular biological analysis of microbial community in sediment of the drinking water reservoir Saidenbach, Bachelorarbeit, Hochschule Lausitz (FH), University of Applied Science

Rothe, Lisa (2011): Untersuchung der Diversität von Cyanobakterien in der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Ruprich, Sandra (2012): Qualitative und quantitative Untersuchungen methanogener Archaea der Talsperre Saidenbach, Bachelorarbeit, Hochschule Lausitz (FH), University of Applied Science

Scheer, Maria (2006): Molekularbiologische Untersuchung der mikrobiellen Diversität von Sediment der Talsperre Saidenbach und ihres Einzugsgebietes mittels Fingerprintmethoden, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Schirrmeister, Jana (2008): Qualitative und quantitative Analyse der mikrobiellen Biozönose von Sedimenten der Talsperre Saidenbach mittels molekularbiologischer Methoden, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Schumann, Susanne (2006): Untersuchung von Cyanobakterien im Sediment und Freiwasser der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Turner, Stephanie (2011):Untersuchung der Methanbildung und Diversität von Archaea in der Talsperre Saidenbach, Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Tutas, Virginie (2012): Qualitative und quantitative Analyse der mikrobiellen Diversität von Sedimenten der Talsperre Saidenbach. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie

Walther, Janine (2013): Untersuchung der Diversität und Abundanz von Cyanobakterien in der Talsperre Saidenbach, Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, Fachrichtung Biologie