

Universität Potsdam

Institut für Biologie und Biochemie

Bachelorarbeit

**Einfluss von Fischsterben und allochthonem Material auf die Dynamik
funktioneller Gruppen im Plankton von eutrophen Flachseen**

Elias Ehrlich

Erstgutachter: Prof. Dr. Ursula Gaedke

Universität Potsdam, Bereich Ökologie und Ökosystemmodellierung

Zweitgutachter: PD Dr. Sabine Hilt

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin

Matrikelnummer: 749715

E-Mail: eehrlich@uni-potsdam.de

Potsdam, 24.09.2012

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1. Klimawandel und funktionelle Gruppen	1
1.2. TERRALAC-Projekt	1
1.3. Winter-Fischsterben	2
1.4. Zugabe allochthonen Materials	5
2. Methoden	6
2.1. Datenerhebung und –bearbeitung	6
2.2. Statistische Methoden	7
3. Ergebnisse	9
3.1. Crustaceenbiomasse	9
3.2. Phytoplanktonbiomasse	12
3.3. Ciliatenbiomasse	20
4. Diskussion	22
4.1. Effekt des Winter-Fischsterbens auf das Plankton	22
4.2. Effekt des allochthonen Materials auf das Plankton	26
5. Zusammenfassung	30
5.1. Winter-Fischsterben	30
5.2. Zugabe allochthonen Materials	31
6. Literatur	32
7. Anhang	36
Danksagung	37
Eigenständigkeitserklärung	38

1. Einleitung

1.1. Klimawandel und funktionelle Gruppen

Der Klimawandel hat weitreichende Auswirkungen auf die Zusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften (Meyer *et al.* 1999). Die Zunahme des CO₂-Gehalts in der Atmosphäre und der daraus resultierende Temperaturanstieg verändern die Standortfaktoren der Ökosysteme. In Flachseen können daran gekoppelte Effekte wie das Sterben von Fischen (Moran *et al.* 2010) und ein erhöhter Eintrag an allochthonem Material (Freeman *et al.* 2001) die Dynamik des Planktons nachhaltig beeinflussen. Analysiert man deren Wirkung auf die Planktongemeinschaft, ist es entscheidend, auf welcher Aggregationsebene das Plankton untersucht wird. Um zum Beispiel generelle Aussagen über einen veränderten Zustand des Gewässers treffen zu können, wird häufig die Gesamt-Phytoplanktonbiomasse angegeben. Eine solche Angabe enthält jedoch keinerlei Informationen über die Zusammensetzung des Phytoplanktons. Phytoplankton-Arten können sehr unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich der Ausnutzung von Ressourcen oder der Fressbarkeit aufweisen (Litchman & Klausmeier 2008). Wenn jedoch die Dynamik jeder Art einzeln beschrieben wird, gestaltet sich ein generelles Verständnis der ablaufenden Mechanismen als äußerst schwierig. Auf der Basis funktioneller Gruppen ist die Detektion charakteristischer Änderungen im Nahrungsnetz besser möglich, da individuelle Schwankungen einzelner Arten auf höherer Ebene kompensiert werden können und der Fokus somit stärker auf funktionelle Zusammenhänge gelegt werden kann (Litchman & Klausmeier 2008). Ein funktionelles Verständnis ist elementar, um klimawandelbedingte Veränderungen in Ökosystemen vorherzusagen. Entsprechende Prognosen ermöglichen dann eine frühzeitige Entwicklung von Strategien zur Vermeidung bzw. Behebung von Problemen, die der Klimawandel hervorruft.

1.2. TERRALAC-Projekt

Im TERRALAC-Projekt des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) wird die Wirkung eines erhöhten Eintrags an allochthonem Material in Flachseen im Zuge des Klimawandels untersucht. Ein gesteigener CO₂-Gehalt in der Atmosphäre gewährleistet ein stärkeres Wachstum von terrestrischen Pflanzen. Diese können CO₂ effektiver aufnehmen, einen geringeren Transpirationsverlust von Wasser haben und somit eine höhere Photosyntheseleistung erzielen (Drake *et al.* 1997). Folglich gelangt im Herbst über den Laubfall mehr partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) in die Seen (Zaehle *et al.* 2007). Zudem wird davon ausgegangen, dass nach Trockenperioden vermehrt

Starkregenereignisse auftreten werden (Lupikasza *et al.* 2011), die zusätzlich POC in die Seen schwämmen. Auch der Input von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) nimmt zu (Freeman *et al.* 2001). Im Rahmen des TERRALAC-Projektes wurden zwei Flachseen in der Uckermark (Deutschland, Brandenburg) jeweils mit einer Folie geteilt. In eine der Hälften wurde durch Zugabe von Maisstroh in das Litoral im November 2010 die Zufuhr an terrestrischen Kohlenstoff vervierfacht. Die zweite Hälfte dient jeweils als Kontrolle. Die Maiszugabe simuliert dabei den vorhergesagten Effekt eines erhöhten Eintrags von allochthonem Material. Die beiden Seen weisen unterschiedliche, stabile Zustände auf. Ein See ist Makrophyten-dominiert, befindet sich somit im Klarwasserzustand (Schulzensee), und der andere Phytoplankton-dominiert (Gollinsee). Beide Zustände können entsprechend des Bistabilität-Konzeptes alternierend auftreten. Dabei stabilisieren sich diese Zustände durch positive Rückkopplungsmechanismen selbst (Scheffer *et al.* 1993; Hilt & Gross 2008). Die Hypothese des TERRALAC-Projektes besagt, dass der allochthone Kohlenstoff bei Makrophyten-Dominanz stärker im Nahrungsnetz genutzt wird und die Stabilität des Klarwasserzustandes in Seen erhöhen kann. Die Produktion der an Oberflächen assoziierten Bakterien und des Makrozoobenthos im Litoral steigt bei Maiszugabe an, insbesondere bei Dominanz der Makrophyten, da dort die Aufwuchsfläche größer ist (Theil-Nielsen & Sondergaard 1999). Fressen die Fische nun vermehrt diese benthischen Organismen im Uferbereich, bedeutet das eine kurzfristige Absenkung des Fraßdrucks auf das Zooplankton im Freiwasser (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Dadurch steht das Phytoplankton unter stärkerer top-down Kontrolle und der Klarwasserzustandes wird stabilisiert. Genauere Einblicke in das Zusammenspiel zwischen der Fischgemeinschaft und dem Plankton der beiden Seen sind für die Bewertung der Ergebnisse dieses Projektes hilfreich. Somit sind auch die Auswirkungen eines Fischsterbens im Winter vor der Maiszugabe relevant.

1.3. Winter-Fischsterben

Im Winter 2009/ 2010 waren die beiden Seen lange Zeit zugefroren. Die Eisfläche war zudem von Schnee bedeckt. Auf Grund des fehlenden atmosphärischen Gasaustausches und stark eingeschränkter Primärproduktion durch Lichtlimitation kam es zum Sauerstoffmangel. Die Folge war ein ausgeprägtes Fischsterben, vor allem im Gollinsee. Im Schulzensee hatten viele Fische überlebt. Diese Störung stellte einen starken Eingriff in das Nahrungsnetz des Gollinsees dar, weil die Fische als Top-Prädatoren im Jahr 2010 weitestgehend entfielen. Im Sommer des Jahres 2010 konnten sich im Gollinsee viele young-of-the-year (YOY) Fische

deutlich besser etablieren und schnell heranwachsen, da der Fraßdruck durch größere Fische (z.B. adulte Plötzen) auf die Fischlarven gesunken war (Kristin Scharnweber, persönliche Kommunikation). Vor allem die Abundanz der kleinen Fischart Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) nahm in der Folge zu. Diese spezielle Cypriniden-Art vollzieht schon im ersten Lebensjahr ein Großteil des Gesamt-Längenwachstums und erreicht somit schon früh die maximale Körpergröße (Gozlan *et al.* 2003). Die 0+ Fische des Moderlieschens können demnach schon kurze Zeit nach dem Schlüpfen auch Crustaceen in ihr Beutespektrum aufnehmen (Pinder *et al.* 2005). Im Larvenstadium unmittelbar nach dem Schlüpfen ernähren sie sich zunächst auch von Aufwuchs, während sie als Juvenile dann vermehrt Zooplankton fressen (Pinder *et al.* 2005). Eine sehr hohe Abundanz der YOY Fische, auf Grund eines verminderten Fraßdrucks durch größere Fische, kann zu einer Reduktion der Crustaceenbiomasse führen und somit gemäß der trophischen Kaskade das Phytoplankton fördern (Bergman & Bergstrand 1999; Bergman *et al.* 1999). In anderen Fällen, in denen es nach einem Fischsterbeereignis im Winter nicht zu einem massiven Auftreten von 0+ Fischen kommt, ist im folgenden Sommer mit einem Anstieg der Crustaceenbiomasse und einer Abnahme der Phytoplanktonbiomasse zu rechnen (Balayla *et al.* 2010). Die Fischlarven schlüpfen im Frühsommer, folglich tritt eine ausgeprägte top-down Kontrolle der Crustaceen erst im Verlaufe des Sommers auf. In Flachseen sind 0+ Fische in der Lage die Biomasse von Cladoceren und Copepoden im Sommer drastisch zu reduzieren (Cryer *et al.* 1986).

Ein Großteil der YOY Fische des Moderlieschens konnte 2010 im Gollinsee überleben. Der im Vergleich zum Vorjahr milde Winter 2010/2011 führte dazu, dass auch 2011 hohe Abundanzen dieser Fischart registriert wurden. Die mit einer maximalen Gabellänge der Adulten von 9 cm (Pinder *et al.* 2005) kleinen Moderlieschen sind omnivor. In einer Studie zu drei Seen in England konnte gezeigt werden, dass sie zwischen April und Mai Puppen sowie Larven der Chironomida, außerdem Hydracarina und Bryozoa fressen. Anschließend ändern sie ihre Nahrungspräferenz und ernähren sich überwiegend von Crustaceen (Gozlan *et al.* 2003). Als Fische mit einem potentiell breiten Nahrungsspektrum sind sie fähig die Crustaceen dauerhaft in ihrer Biomasse zu unterdrücken, denn in Zeiten mit reduzierter Crustaceenbiomasse können sie auf andere Beute ausweichen (Jeppesen *et al.* 1997). Es ist also wahrscheinlich, dass die Gruppen Cladocera und Copepoda mit nur sehr geringen Biomassen im Gollinsee 2011 vertreten sind. Dadurch ist der Fraßdruck auf das Phytoplankton geringer und es weist hohe Biomassen auf. Bei starkem Fischfraßdruck auf die Crustaceen ist zudem das Ausbleiben des Klarwasserstadiums (KWS) möglich, da die Prädation auf das Phytoplankton im Frühsommer deutlich geringer ist (Jeppesen *et al.* 1997).

Im Gegensatz zum Gollinsee waren die YOY Fische im Schulzensee 2010 stärker top-down kontrolliert, da viele adulte Fische den kalten Winter, trotz der Eisdecke, überlebt haben. Eine Erklärung dafür ist möglicherweise die größere Tiefe des Schulzensees im Vergleich zum Gollinsee (Kristin Scharnweber, persönliche Kommunikation). Zwar sind potentiell planktivore Fische (z.B. Plötze) auch 2010 im Schulzensee präsent, doch ist davon auszugehen, dass der Fraßdruck auf die Crustaceen im Schulzensee geringer ist als im Gollinsee. Der Grund dafür ist die geringere Abundanz der YOY Fische 2010. Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft ist auch 2011 im Schulzensee und Gollinsee divergent. Das planktivore Moderlieschen trat im Schulzensee 2011 in nur sehr geringen Abundanzen auf. Weniger planktivore Fische bedeutet gemäß der trophischen Kaskade mehr Zooplankton und weniger Phytoplankton (Carpenter *et al.* 2001). Zudem ist für die Phytoplankton-Dynamik dann das Auftreten eines KWS charakteristisch (Jeppesen *et al.* 1997). Es bleibt außerdem zu beachten, dass der Schulzensee mit seinem ausgeprägteren submersen Makrophytenbestand der Beute von Jungfischen und größeren planktivoren Fischen einen zusätzlichen Vorteil verschafft. Crustaceen, die sich in Makrophytenbeständen aufhalten, senken tagsüber ihr Fraßrisiko (Timms & Moss 1984). Es soll nun analysiert werden in welchem Ausmaß die trophischen Ebenen unterhalb der Fische zwischen den beiden Seen divergieren. Dabei sollen, neben generellen Auswirkungen auf das Zooplankton und Phytoplankton, auch Effekte auf die Dynamik einzelner funktioneller Gruppen untersucht werden. Eine Einteilung des Zooplanktons in taxonomische Gruppen (Ciliata, Cladocera, cyclopoide Copepoda etc.) beinhaltet zugleich eine Gliederung des Zooplanktons entsprechend des Beutespektrums. So fressen Ciliata und Daphnia (häufigster Vertreter der Cladocera) kleine Algen (Brooks & Dodson 1965; Fenchel 1980), während cyclopoide Copepoden eher größere Phytoplankton-Arten bevorzugen (Fryer 1957). Es bietet sich demnach auch eine funktionelle Einteilung des Phytoplanktons entsprechend der Fressbarkeit (Berücksichtigung von Größe, Form und Koloniebildung) für die einzelnen Zooplanktongruppen an. Nur so werden konkrete Wirkmechanismen zweier unterschiedlicher Zusammensetzungen der Fischgemeinschaft innerhalb des Nahrungsnetzes offensichtlich. Da nicht alle Zooplanktongruppen vom starken Fischfraß im Gollinsee betroffen sind, ist davon auszugehen, dass auch nur bestimmte Fressbarkeitsgruppen des Phytoplanktons höhere Biomassen erzielen. Folgende Hypothesen werden aufgestellt:

- 1. Hypothese:** Im Gollinsee ist die Crustaceenbiomasse im Jahr 2010 und 2011 niedriger als im Schulzensee, da im Gollinsee die Abundanz planktivorer Fische höher ist.

2. **Hypothese:** Im Schulzensee ist die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons 2010 und 2011 geringer als im Gollinsee. Im Gollinsee treten vermehrt für Copepoden fressbare Algen auf. Die Klarwasserstadien sind 2011 im Schulzensee ausgeprägter.

1.4. Zugabe allochthonen Materials

Die Zugabe des zusätzlichen allochthonen Materials im November 2010 förderte die Freiwasser-Bakterienproduktion (Katrin Attermeyer, unveröffentlicht). Bakterien nutzen den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) als Kohlenstoffquelle. Eine Addition von terrestrischen Pflanzenmaterial führt zum Anstieg der DOC-Konzentration (Hutalle-Schmelzer *et al.* 2010). Unmittelbar nach dem Eintrag des Maisstrohs kommt es zum Leaching, wobei labile organische Verbindungen (Aminosäuren etc.) aus dem Material herausgewaschen werden (Kaushik & Hynes 1971). Die Verfügbarkeit dieses gut verwertbaren gelösten organischen Materials (DOM) führt kurzfristig zu einem Anstieg der Bakterienproduktion (BPP) (Tranvik 1992). Das Blattmaterial wird mikrobiell besiedelt. Im Biofilm können Bakterien und Pilze über Exoenzyme auch schwer zersetzbare Verbindungen (Zellulose, Lignin) depolymerisieren (Kaushik & Hynes 1971). Das Maisstroh wird dann von Invertebraten kolonisiert. Sie zerkleinern Partikel und nutzen den Biofilm dabei als Nahrungsquelle (France 2011). Die vollständige Umsetzung des zugegebenen, allochthonen Kohlenstoffs dauert ca. ein Jahr (Jelena Knesevic, unveröffentlicht). Der Abbau des eingebrachten allochthonen Materials ist somit im Winter 2010 noch nicht beendet. Folglich ist auch im Jahr 2011 von einer höheren BPP auf der See-Seite mit Mais auszugehen. Daraus resultierende bottom-up Effekte lassen vermuten, dass die Biomasse der heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) und Ciliaten ansteigt (Kalinowska 2004), denn diese beiden Zooplanktongruppen gehören zur mikrobiellen Schleife. Gerade die Ciliaten sind als verbindendes Element zwischen dem klassischen, pelagischen Nahrungsnetz und dem allochthonen Nahrungsweig von großer Wichtigkeit (Sanders *et al.* 1989). Ich stelle daher folgende Hypothese auf:

3. **Hypothese:** Auf der See-Seite mit Mais gewinnt die mikrobielle Schleife an Bedeutung. Die Biomasse der Ciliaten ist dort höher als in der Seehälfte, bei der keine Maiszugabe erfolgte.

2. Methoden

2.1. Datenerhebung und –bearbeitung

Die zwei untersuchten Gewässer liegen ca. 60 km nordöstlich von Berlin in der Uckermark (Deutschland, Brandenburg). Es handelt sich dabei um kleine, eutrophe Flachseen, die eine ähnliche Morphologie aufweisen (Tabelle 1). Sie sind daher gut vergleichbar. Der Schulzensee zeigt eine höhere Dominanz submerser Makrophyten, während der Gollinsee eher Phytoplankton dominiert ist.

Tabelle 1: Daten zur Fläche und Tiefe des Gollinsees und des Schulzensees

	Gollinsee	Schulzensee
Fläche	3,4 ha	3,5 ha
Mittlere Tiefe	1,7 m	2,2 m
Maximale Tiefe	2,5 m	4,3 m

Etwa alle 4 Wochen wurden Phyto- und Zooplanktonproben entnommen. Unter dem Mikroskop wurden die Proben ausgezählt und die Arten vermessen. Das Volumen eines Individuums wurde bestimmt. Das Kohlenstoff/ Körpervolumen - Verhältnis gibt Aufschluss darüber, wie viel Kohlenstoff ein Individuum der betrachteten Art enthält. Über die Individuenzahl pro Wasservolumen lässt sich dann die Biomasse der Art pro Wasservolumen berechnen ($= \text{Individuenzahl/Wasservolumen} \times \text{Kohlenstoff/Individuum}$). Als Einheit wird mg C/ m^3 verwendet.

Das Zooplankton wird in taxonomische Gruppen (Ciliata, Rotifera, Cladocera, Nauplii (Copepoda), cyclopoide Copepoda und calanoide Copepoda) unterteilt. Für diese Gruppen werden die Biomassen aller Vertreter addiert. Somit erhält man die Gesamtbiomasse dieser Gruppe. Es erfolgte keine Zählung der HNF, dementsprechend entfällt diese Gruppe. Cladocera, Nauplii (Copepoda), cyclopoide sowie calanoide Copepoda gehören zu den Crustaceen. Effekte des Fischfraßes werden an Hand der Gesamtbiomasse der Crustaceen beurteilt. Die Einteilung in funktionelle Gruppen erfolgt beim Phytoplankton nach der Fressbarkeit für die entsprechenden taxonomischen Gruppen des Zooplanktons. Über die Fressbarkeit entscheidet die Größe, Form und Koloniebildung. Bestimmte Phytoplanktongruppen sind für mehrere Gruppen des Zooplanktons fressbar, da die

Zooplanktongruppen z.T. die gleiche Nahrungspräferenz haben. So fressen z.B. Ciliata und Daphnia (häufigste Gattung der Cladocera) beide kleine Phytoplankter. Folgende Gruppen werden festgelegt:

1. Fressbar für Daphnia, Ciliata
2. Fressbar für Daphnia, Ciliata, Copepoda
3. Fressbar für Copepoda, eventuell Daphnia
4. Fressbar für Copepoda
5. Nicht fressbar

2.2. Statistische Methoden

Um die Hypothese 1 (Im Gollinsee ist die Crustaceenbiomasse pro Volumen im Jahr 2010 und 2011 niedriger als im Schulzensee) zu testen, werden die Stichproben zunächst geeignet gruppiert. Die Jahre 2010 und 2011 werden jeweils separat untersucht. Außerdem werden Litoral und Pelagial getrennt betrachtet. Somit können Habitat-bezogene Effekte detektiert werden. Hierbei wird zunächst nicht zwischen den Seehälften mit Mais und ohne Mais unterschieden. So werden z.B. die Proben aus dem Litoral mit Mais und ohne Mais des Gollinsees für das Jahr 2011 zu einer Stichprobe zusammengefasst und gegen die Stichprobe aus dem Litoral (mit Mais + ohne Mais) des Schulzensees 2011 getestet. Innerhalb der Jahresdynamik kommt es zu Schwankungen, die durch physikalische Faktoren bedingt sind. So ist die Crustaceenbiomasse im Winter generell gering, da das Wachstum durch niedrige Temperaturen stark eingeschränkt ist. Am geeignetsten ist also ein Testverfahren, das die jahreszeitliche Varianz der beiden Seen berücksichtigt. Der gepaarte t-Test liefert diese Möglichkeit. Er berechnet zunächst die Differenzen der Crustaceenbiomassen zeitgleicher Probenahmen der beiden Seen. Dafür müssen die Stichproben zeitlich fortlaufend aufgeführt werden und außerdem nur die Werte der Tage angegeben werden, für die in beiden Seen Proben entnommen wurden. Da die Probenahme in beiden Seen jedoch nicht immer genau an den gleichen Tagen erfolgte, wird außerdem eine Verschiebung von bis zu 10 Tagen gewährleistet. So werden z.B. die Probenahme vom 05. April 2011 im Gollinsee und die Probenahme vom 7. April 2011 im Schulzensee als zeitgleich betrachtet. Das Testverfahren fasst durch die Bildung der Differenzen (= Stichprobe Gollinsee - Stichprobe Schulzensee) die beiden Stichproben zu einer zusammen. Die Alternative bei diesem einseitigen, gepaarten t-Test lautet entsprechend der Hypothese 1 (Crustaceenbiomasse im Gollinsee geringer als im

Schulzensee): Die Differenz der Crustaceenbiomassen ist kleiner als 0. Das gleiche Testverfahren wird auch zur Prüfung der Hypothese 2 (Phytoplanktonbiomasse im Schulzensee geringer als im Gollinsee) angewandt. Um zu prüfen, ob es Unterschiede zwischen der Hälfte mit Mais und ohne Mais hinsichtlich der Crustaceenbiomasse sowie der Phytoplanktonbiomasse gibt, wird zusätzlich ein zweiseitiger gepaarter t-Test durchgeführt.

Um die Hypothese 3 (Ciliatenbiomasse auf See-Seite mit Mais höher als auf der See-Seite ohne Mais) zu testen, wird ebenfalls der einseitige, gepaarte t-Test genutzt. Zunächst wird der Test für die Ciliatenbiomasse des gesamten Jahres 2011 durchgeführt. Die Untersuchung See- bzw. Habitat-bezogener Effekte wird vernachlässigt. Der Schwerpunkt liegt auf der Detektion des generellen Effekts der Maiszugabe. Folglich werden die Ciliatenbiomasse-Daten des Litorals sowie Pelagials vom Gollinsee und Schulzensee der See-Seite mit Mais zu einer Stichprobe zusammengefasst. Die zweite Stichprobe beinhaltet die Ciliatenbiomasse-Daten des Litorals sowie Pelagials vom Gollinsee und Schulzensee der See-Seite ohne Mais. Der gepaarte t-Test berechnet bei entsprechender Anordnung der beiden Stichproben zunächst die Differenzen der Ciliatenbiomassen zeit- und ortsgleicher Probenahmen (z.B. Differenz aus der Ciliatenbiomasse vom 05. April 2011 im Pelagial des Gollinsees der See-Seite mit Mais und der Ciliatenbiomasse vom 05. April 2011 im Pelagial des Gollinsees der See-Seite ohne Mais). Dadurch wird die jahreszeitliche und ortsbedingte Varianz der Ciliatenbiomasse berücksichtigt. Das Testverfahren fasst durch die Bildung der Differenzen (= Stichprobe „mit Mais“ - Stichprobe „ohne Mais“) die beiden Stichproben zu einer zusammen. Die Alternative bei diesem einseitigen, gepaarten t-Test lautet entsprechend der Hypothese 3 (Ciliatenbiomasse auf See-Seite mit Mais höher als auf der See-Seite ohne Mais): Die Differenz der Ciliatenbiomassen ist größer als 0. Das gleiche Testverfahren wird anschließend für die Ciliatenbiomasse im Zeitraum Februar bis April 2011 durchgeführt. Damit soll speziell der Effekt des zusätzlichen Eintrags von allochthonem Material auf die Ciliatenbiomasse im Frühjahr untersucht werden.

3. Ergebnisse

3.1. Crustaceenbiomasse

2010, Pelagial

Im Jahr 2010 ist die Biomasse der Crustaceen im Pelagial des Gollinsees nicht signifikant kleiner als im Schulzensee (p-Wert=0,365; einseitig gepaarter t-Test; n=8). Dennoch ist die mittlere Biomasse im Schulzensee 2010 mit 119 mg C/ m³ größer als im Gollinsee (93 mg C/ m³). Zu Beginn des Sommers 2010 weisen die Crustaceen im Gollinsee noch eine sehr hohe Biomasse auf. Anfang Juni wurde ein Wert von 517 mg C/ m³ gemessen. Die Cladoceren erreichen dort das Maximum und dominieren innerhalb der Crustaceen (Abbildung 1 a). Im Juni (Zeitraum, in dem viele Fischlarven geschlüpft sind) kommt es dann zu einer drastischen Reduktion der Biomasse (Abbildung 1 a), sodass Ende Juni nur eine sehr geringe Biomasse der Crustaceen von 37 mg C/ m³ registriert werden kann. Der Schulzensee hingegen erreicht Ende Juni noch einen Wert von 488 mg C/ m³. Erst im Juli wird die Crustaceenbiomasse dann reduziert (Abbildung 1 b). Insbesondere die Copepoden weisen ab Ende Juni bis Mitte Oktober im Gollinsee sehr geringe Biomassen auf (Abbildung 1 a). Ende August wird dort die Copepodenbiomasse (inklusive Nauplii) auf ein Minimum von 2 mg C/ m³ reduziert, während im Schulzensee Werte von 12 mg C/ m³ bis Ende September nicht unterschritten werden.

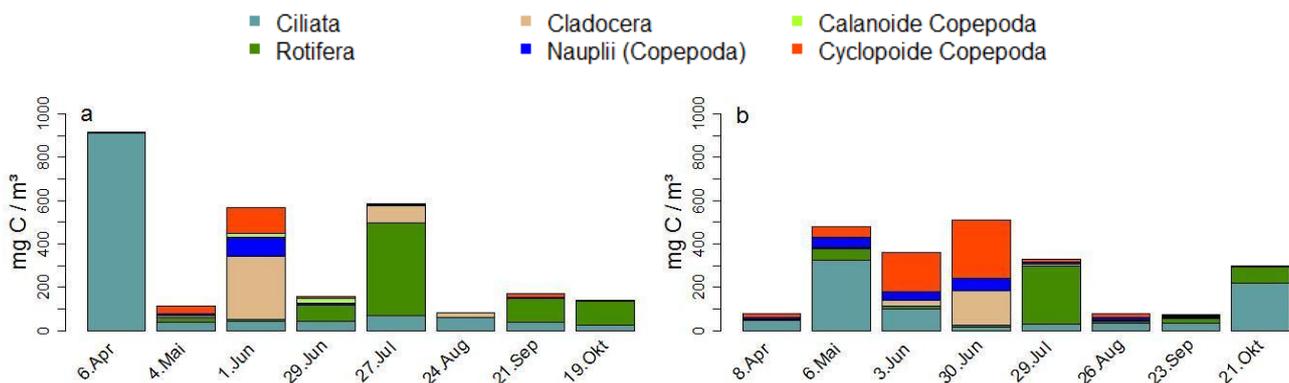


Abbildung 1: Biomassen der Zooplanktongruppen im Pelagial des Gollinsees (a) und im Pelagial des Schulzensees (b) für das Jahr 2010 im Abstand von ca. 4 Wochen.

2011, Litoral

Die Biomasse der Crustaceen ist 2011 im Litoral des Gollinsees geringer als im Litoral des Schulzensees (p-Wert=0,017; einseitig gepaarter t-Test; n=19). Während im Litoral des Schulzensees in den Sommermonaten Crustaceenbiomassen-Werte von 100 mg C/ m³

regelmäßig überschritten werden (Abbildung 2 c, d), liegt das Maximum für 2011 im Litoral des Gollinsees auf der Seite mit Mais bei 26 mg C/ m³ (23. August 2011) und auf der Seite ohne Mais bei 42 mg C/ m³ (23. August 2011). Im Litoral des Schulzensees auf der Seite mit Mais beträgt das Maximum 306 mg C/ m³ (25. August 2011) und auf der Seite ohne Mais 458 mg C/ m³ (30. Juni 2011). Die mittlere Biomasse beträgt im Gollinsee 12 mg C/ m³ und im Schulzensee 67 mg C/ m³. Es zeigt sich zudem, dass im Gollinsee auch im Frühsommer (= Mai bis Anfang Juni) 2011 keine hohe Crustaceenbiomasse aufgebaut wird (Abbildung 2 a, b).

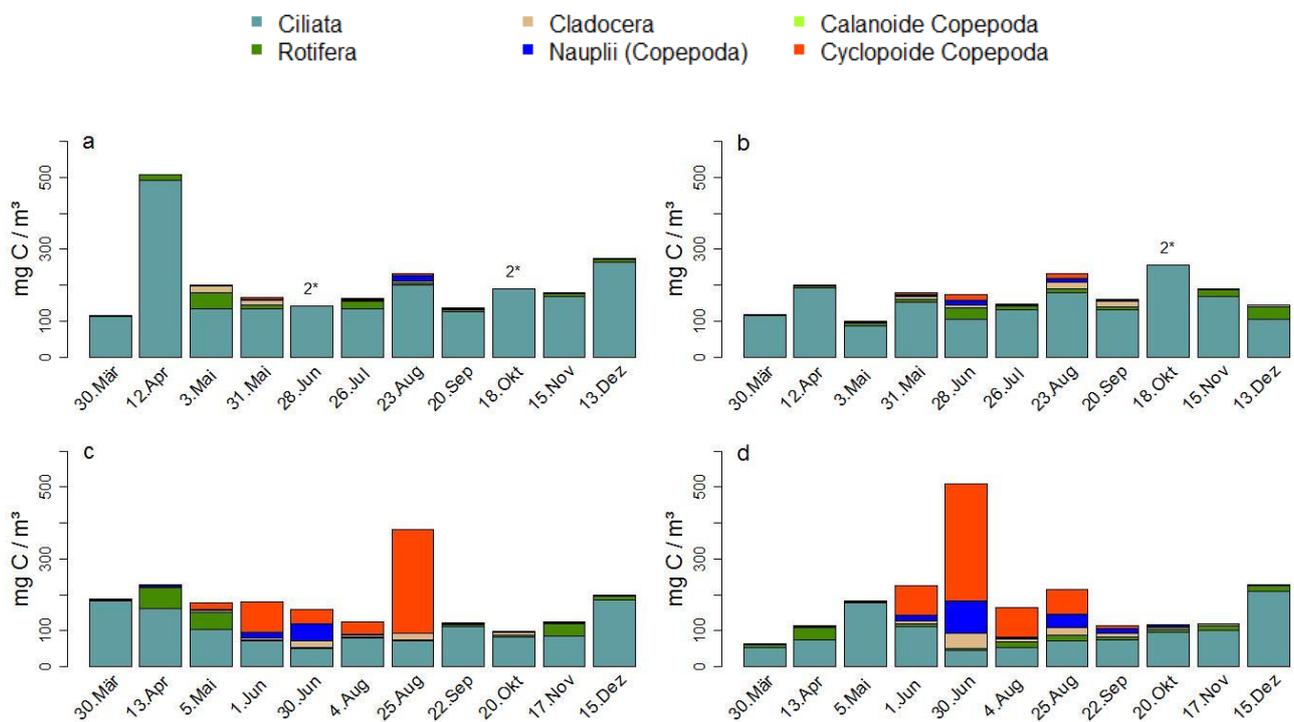


Abbildung 2: Biomassen der Zooplanktongruppen im Litoral mit Mais (a) und im Litoral ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Litoral mit Mais (c) und im Litoral ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011 im Abstand von ca. 4 Wochen. 2* weist darauf hin, dass es für diesen Tag keine Crustaceen- und Rädertierproben gibt.

2011, Pelagial

Auch die pelagische Crustaceenbiomasse ist im Gollinsee 2011 geringer als im Schulzensee (p-Wert=0,012; einseitig gepaarter t-Test; n=22). Der Mittelwert liegt mit 48 mg C/ m³ deutlich unter dem des Schulzensees 97 mg C/ m³. Die top-down Kontrolle zeigt sich im Pelagial des Gollinsee durch stärker ausgeprägte Minima während der Sommermonate (= Juni bis August). Nach einem Peak im Pelagial ohne Mais Ende Juni (174 mg C/ m³) wird die Biomasse auf 12 mg C/ m³ (Ende Juli) reduziert und steigt anschließend (Ende August) durch

die vielen Nauplius-Larven der Copepoden wieder stark an (Abbildung 3 b). Dieser Umstand deutet auf eine hohe Produktion der Copepoden und damit einen ausgeprägten Fraßdruck hin. Im Gegensatz zum Gollinsee liegt die Crustaceenbiomasse im Pelagial des Schulzensee während der Sommermonate auf einem konstant höheren Niveau (Abbildung 3 c, d) und unterschreitet den Wert von 100 mg C/ m³ nicht.

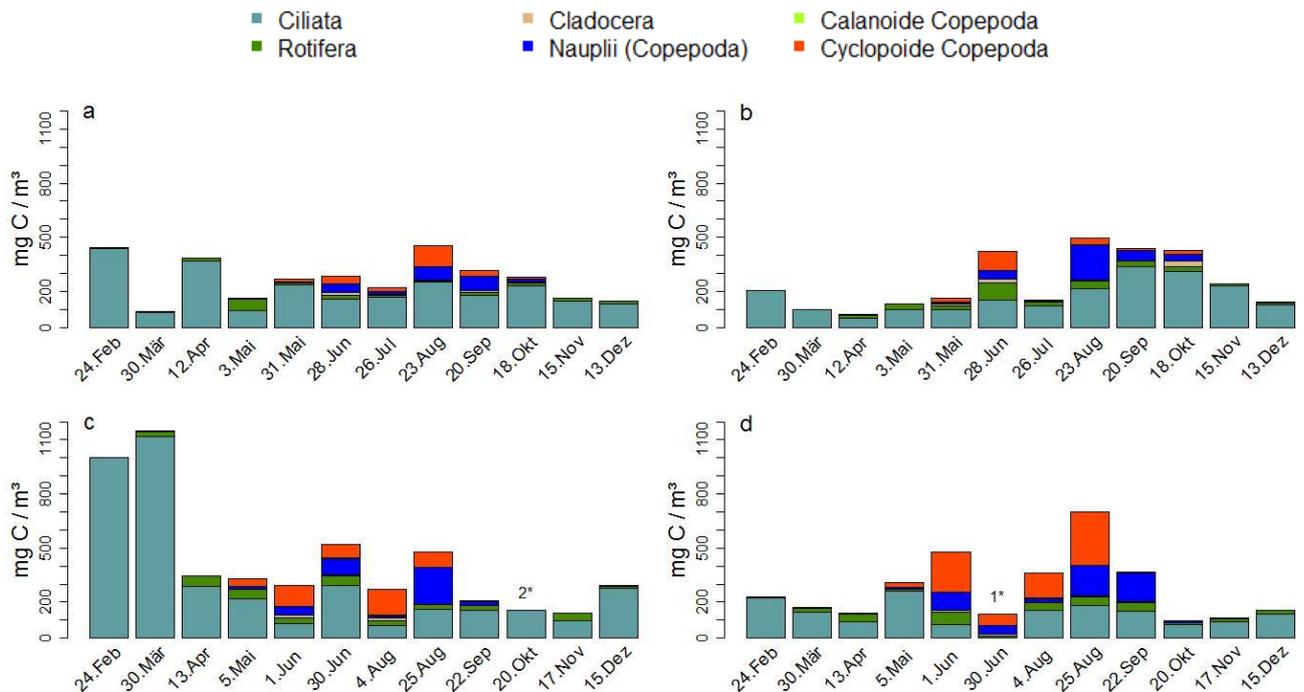


Abbildung 3: Biomassen der Zooplanktongruppen im Pelagial mit Mais (a) und im Pelagial ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Pelagial mit Mais (c) und im Pelagial ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011 im Abstand von ca. 4 Wochen. 2* weist darauf hin, dass es für diesen Tag keine Crustaceen- und Rädertierproben gibt. 1* kennzeichnet das Fehlen der Ciliatenprobe für den entsprechenden Tag.

Beim Vergleich Gollinsee/Schulzensee ist eine reduzierte Biomasse der Crustaceen also vor allem im Litoral 2011 im Gollinsee festzustellen. Dieser Zusammenhang zeigt sich auch im Pelagial 2011, jedoch nicht eindeutig im Pelagial 2010. Zudem ist die Crustaceenbiomasse pro Volumen im Litoral des Gollinsees 2011 kleiner als im Pelagial des Gollinsees 2011 (p-Wert = 0,012; einseitig gepaarter t-Test; n=19). Im Schulzensee zeigt sich die gleiche Tendenz (p-Wert = 0,092; einseitig gepaarter t-Test; n=21). Obwohl die Mittelwerte der Crustaceenbiomasse auf der See-Seite mit Mais kleiner sind als auf der See-Seite ohne Mais, kann zwischen den beiden Treatments kein Unterschied festgestellt werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Mittelwerte der Crustaceenbiomasse in mg C/ m³ für das Jahr 2011 jeweils für Gollinsee und Schulzensee im Habitat Litoral bzw. Pelagial in der Hälfte mit Mais und ohne Mais. Zusätzlich sind die p-Werte und der Stichprobenumfang (n) für den zweiseitigen gepaarten t-Test angegeben (Alternative: Differenz zwischen Crustaceenbiomasse auf See-Seite mit Mais und der auf See-Seite ohne Mais im gleichen Habitat ist ungleich Null).

	Gollinsee		Schulzensee	
	Litoral	Pelagial	Litoral	Pelagial
Mit Mais	10	44	57	83
Ohne Mais	14	53	77	109
p-Wert	0,774	0,368	0,600	0,157
n	9	12	11	11

3.2. Phytoplanktonbiomasse

2010, Litoral

Die Phytoplanktonbiomasse ist 2010 im Litoral des Schulzensees tendenziell kleiner als im Litoral des Gollinsees (p-Wert=0,056; einseitig gepaarter t-Test; n=8). Der Mittelwert liegt mit 271 mg C/ m³ deutlich unter dem des Gollinsees (890 mg C/ m³). Es zeigt sich jedoch, dass die Dynamiken der beiden Seen sich zwischen Anfang April bis Ende Juni zunächst nur geringfügig unterscheiden (Abbildung 4 a, c). In diesem Zeitraum werden in beiden Seen Werte von 400 mg C/ m³ nicht überschritten. Anfang Juni, zur Zeit eines potenziellen Klarwasserstadiums, wird die Phytoplanktonbiomasse im Gollinsee (64 mg C/ m³) sogar auf ein niedrigeres Niveau als im Schulzensee reduziert (112 mg C/ m³). Ab Ende Juli divergieren die Phytoplanktonbiomassen der beiden Seen dann stark. Im Litoral des Schulzensees liegen die Werte bis Ende Oktober weiterhin unter 400 mg C/ m³ (Abbildung 4 c) und erst im November wird ein Maximum von 594 mg C/ m³ erreicht. Im Litoral des Gollinsees hingegen nimmt die Phytoplanktonbiomasse ab Ende Juli drastisch zu. Ein Anstieg von Ende Juni (219 mg C/ m³) bis Ende Juli (1936 mg C/ m³) um fast Faktor 10 ist das eindeutige Zeichen eines Verlustes der top-down Kontrolle. Im August und September verbleibt die Phytoplanktonbiomasse auf einem hohem Niveau um 1000 mg C/ m³ (Abbildung 4 a) und erzielt dann im Oktober einen maximalen Wert von 2344 mg C/ m³. Es fällt auf, dass insbesondere die funktionelle Gruppe der für Copepoden fressbaren Algen ab Ende Juli im Gollinsee stark zulegt (Abbildung 4 a) und somit zur großen Differenz in der Gesamt-

Phytoplanktonbiomasse der beiden Seen führt (Abbildung 4 a, c). Im Vergleich der Biomassen der anderen funktionellen Gruppen offenbaren sich hingegen nur geringfügige Unterschiede.

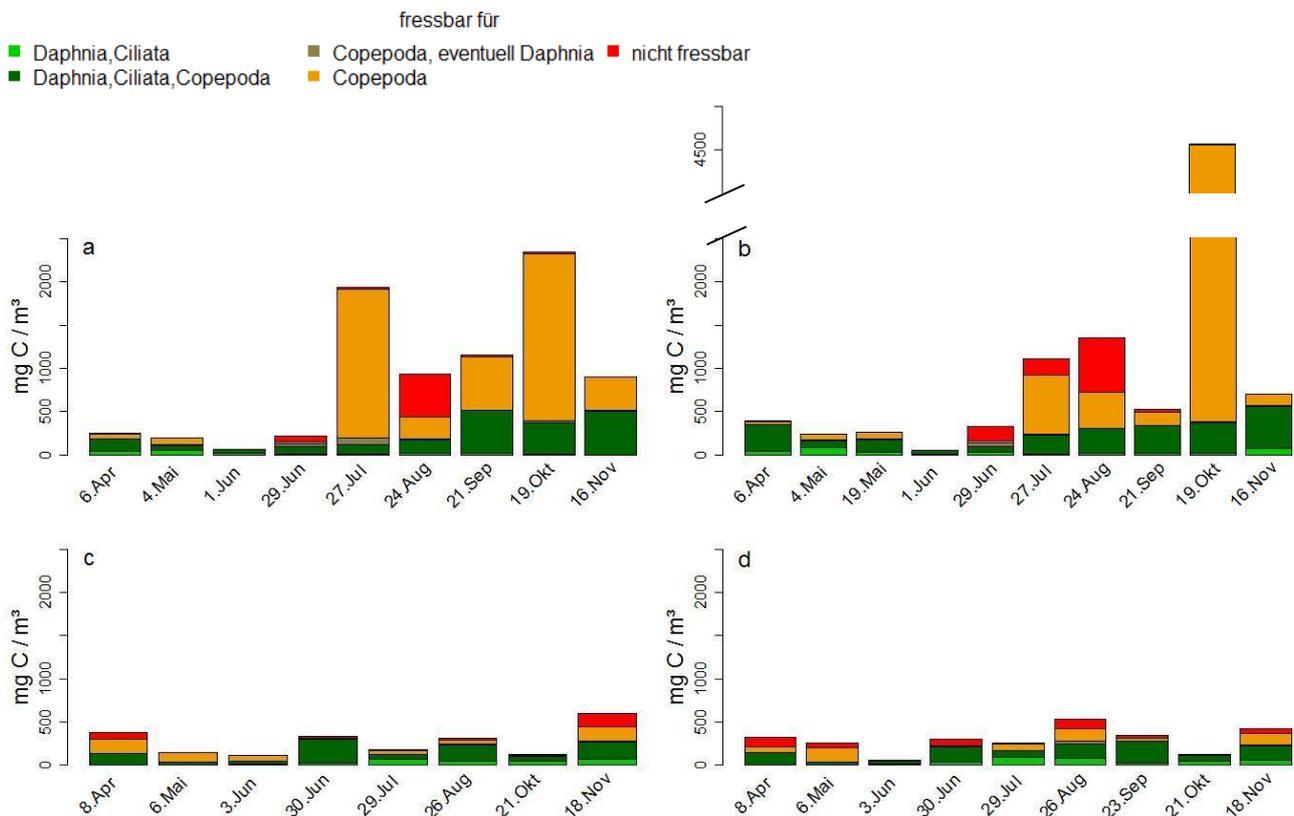


Abbildung 4: Biomasse des Phytoplanktons, eingeteilt nach Fressbarkeit für bestimmte Zooplanktongruppe, im Litoral (a) und im Pelagial (b) des Gollinsees sowie im Litoral (c) und im Pelagial (d) des Schulzensees für das Jahr 2010 im Abstand von ca. 4 Wochen.

2010, Pelagial

Im Pelagial 2010 des Gollin- und Schulzensees lassen sich ähnliche Dynamiken des Phytoplanktons wie im Litoral 2010 finden (Abbildung 4 a-d). Auch hier besteht die Tendenz, dass die Phytoplanktonbiomasse im Schulzensee geringer ist als im Gollinsee (p-Wert=0,080 einseitig gepaarter t-Test; n=9). Der Mittelwert des Gollinsees (953 mg C/ m³) ist mehr als dreimal größer als der Schulzensee-Mittelwert (291 mg C/ m³). Die Dynamiken der beiden Seen sind hier ebenfalls zwischen April und Ende Juni zunächst nur schwach differierend. Zur Zeit des Klarwasserstadiums Anfang Juni liegt der Wert im Gollinsee bei 51 mg C/ m³ und im Schulzensee bei 62 mg C/ m³. Ab Ende Juli liegt die Phytoplanktonbiomasse im Pelagial des Gollinsees dann, wie im Litoral 2010, auf einem deutlich höheren Niveau im Vergleich zum Pelagial des Schulzensees (Abbildung 4 b, d). Es wird Mitte Oktober sogar ein Wert von

4571 mg C/ m³ im Gollinsee erreicht, während im Schulzensee über das ganze Jahr hinweg 550 mg C/ m³ nicht überschritten werden (Abbildung 4 d). Diese hohen Differenzen zwischen den Biomassen des Phytoplanktons der beiden Seen ab Ende Juli basieren auch hier auf der drastischen Zunahme der funktionellen Gruppe „fressbar für Copepoda“ (Abbildung 4 b).

2011, Litoral

Allgemein lässt sich die Tendenz, dass die Phytoplanktonbiomasse im Schulzensee geringer ist als im Gollinsee, auch im Litoral 2011 feststellen (p-Wert=0,056; einseitig gepaarter t-Test; n=20). Jedoch unterscheiden sich die Dynamiken im Jahr 2011 deutlich von denen im Jahr 2010 (Abbildungen 5 a-d und Abbildungen 4 a, c). Es offenbaren sich zudem leichte Abweichungen zwischen den Treatments, sodass sich eine Einzelbetrachtung der Seehälften anbietet.

Das Litoral des Gollinsees 2011 ohne Mais zeigt im Gegensatz zum Litoral 2010 eine stark veränderte Dynamik. Zwischen März und Ende Juni befindet sich die Phytoplanktonbiomasse 2011 (Abbildung 5 b) auf einem viel höheren Niveau als 2010 (Abbildung 4 a). Die Werte liegen in diesem Zeitraum über 750 mg C/ m³ (Abbildung 5 b). Anfang Juni liegt er bei 898 mg C/ m³. Zum genannten Zeitpunkt trat im Vorjahr im Litoral des Gollinsees ein ausgeprägtes Klarwasserstadium mit einer Phytoplanktonbiomasse von 64 mg C/ m³ auf. Im April und Mai haben vor allem die für „Copepoda“ sowie die für „Copepoda, eventuell Daphnia“ fressbaren Phytoplankter einen großen Anteil an der Gesamt-Phytoplanktonbiomasse (Abbildung 5 b). Die funktionelle Gruppe „fressbar für Copepoda“ ermöglicht dann durch ein massive Zunahme auch das Maximum der Phytoplanktonbiomasse Ende Juni mit 2478 mg C/ m³ (Abbildung 5 b). Im Vergleich dazu lag die entsprechende Biomasse zu dieser Zeit im Vorjahr unterhalb von 300 mg C/ m³. Die top-down-Kontrolle des für Copepoden fressbaren Planktons scheint von März bis Ende Juni im Litoral 2011 (Abbildung 5 b) somit wesentlich geringer zu sein als 2010 im Litoral (Abbildung 4 a). Der umgekehrte Zusammenhang offenbart sich dann jedoch für den Rest des Jahres. Während 2010 enorme Peaks dieser funktionellen Gruppe auftraten (Abbildung 4 a), ist die Biomasse 2011 zwischen Ende Juli und Mitte November bis auf den 23. August sehr gering (Abbildung 5 b). Folglich befindet sich auch die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons 2011 für diese Zeit auf einem niedrigerem Niveau im Vergleich zu 2010. Ende Juli 2011 beträgt diese 416 mg C/ m³ und ist damit um mehr als das Vierfache geringer als Ende Juli 2010 (1936 mg C/ m³). Am 23. August 2011 wird durch den Zuwachs der für „Copepoda,

eventuell Daphnia“ fressbaren Algen nochmal ein Wert von 1461 mg C/ m³ erreicht, ehe die Werte dann in den zwei folgenden Monaten 500 mg C/ m³ nicht überschreiten (Abbildung 5 b) und somit klar unterhalb des Levels von 2010 liegen (Abbildung 4 a). Mitte November liegt die Phytoplanktonbiomasse im Litoral 2011 und 2010 abschließend dann auf einem ähnlichen Niveau.

Im Litoral mit Mais des Gollinsees beträgt der Mittelwert für das Jahr 2011 1162 mg C/ m³. Die Dynamik für das Litoral 2011 mit Mais ist zum Teil ähnlich wie im Litoral 2011 ohne Mais. So weisen die vorwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplankter (= „fressbar für Copepoda“ sowie „fressbar für Copepoda, eventuell Daphnia“), wie auf der See-Seite ohne Mais, von März bis Juni höhere Biomassen auf und treten von Ende Juli bis Mitte November nur deutlich reduziert auf (Abbildung 5 a). Sie zeigen Anfang Juni ein massives Vorkommen (Abbildung 5 a) und ermöglichen so ein Maximum der Gesamt-Phytoplanktonbiomasse von 3312 mg C/ m³. Auf der See-Seite ohne Mais liegt die Biomasse Anfang Juni noch auf einem niedrigeren Niveau und weist dann erst Ende Juni ein ausgeprägtes Maximum von über 2000 mg C/ m³ auf (Abbildung 5 b). Ende Juni zeigt sich die Phytoplanktonbiomasse jedoch im Litoral 2011 mit Mais schon drastisch reduziert (Abbildung 5 a). Die Abnahme des vorwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplanktons setzt auf der See-Seite mit Mais somit etwas früher ein. Ein weiterer markanter Unterschied zwischen den beiden Treatments ist zudem, dass die Phytoplanktonbiomasse im Litoral mit Mais (Abbildung 5 a) zwischen März und Anfang Juni auf einem eindeutig höheren Level liegt als im Litoral ohne Mais (Abbildung 5 b). Alle Werte liegen in diesem Zeitraum zum Teil sogar deutlich über 1100 mg C/ m³. Diese Differenzen zwischen den Phytoplanktonbiomassen der beiden Seehälften im Frühjahr lassen sich zum Großteil durch die höheren Biomasse der kleineren Algen („fressbar für Daphnia, Ciliata, Copepoda“) im Litoral mit Mais erklären. Die Art, die dabei massiv zulegt und am 5. April sogar eine Biomasse von 1000 mg C/ m³ überschreitet, ist *Dinobryon sp.* (Anhang, Abbildung A a). Diese Spezies ernährt sich mixotroph und nutzt somit zusätzlich Bakterien als Nahrungsquelle. Dahingegen dominiert auf der See-Seite ohne Mais Anfang April eine autotrophe, mittelgroße Diatomee (532 mg C/ m³). Über das ganze Jahr gesehen existiert im Litoral des Gollinsees jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den Phytoplanktonbiomassen beider Treatments (Tabelle 3).

Tabelle 3: Mittelwerte der Phytoplanktonbiomasse in mg C/ m³ für das Jahr 2011 jeweils für Gollinsee und Schulzensee im Habitat Litoral bzw. Pelagial in der Hälfte mit Mais und ohne Mais. Zusätzlich sind die p-Werte und der Stichprobenumfang (n) für den zweiseitigen gepaarten t-Test angegeben (Alternative: Differenz zwischen Phytoplanktonbiomasse auf See-Seite mit Mais und der auf See-Seite ohne Mais im gleichen Habitat ist ungleich Null).

	Gollinsee		Schulzensee	
	Litoral	Pelagial	Litoral	Pelagial
Mit Mais	1162	1051	519	681
Ohne Mais	953	746	829	1083
p-Wert	0,570	0,231	0,023	0,061
n	10	13	10	12

Der Mittelwert der Phytoplanktonbiomasse ist im Litoral 2011 ohne Mais des Schulzensees geringfügig kleiner als der des Gollinsees im Litoral ohne Mais (Tabelle 3). Es fällt auf, dass im Schulzensee im März (1202 mg C/ m³) und April (1882 mg C/ m³) im Vergleich zum Gollinsee im Litoral ohne Mais sehr hohe Werte auftreten. Im Gollinsee liegen die Werte zu den genannten Zeitpunkten unter 850 mg C/ m³ (Abbildung 5 b). Diese frühen Peaks werden im Schulzensee vor allem durch die überwiegend für Copepoden fressbaren Algen bewirkt (Abbildung 5 d). Erst ab Anfang Mai deutet sich eine Reduktion der Phytoplanktonbiomasse durch top-down Kontrolle an, die dann zu einem ausgeprägten Klarwasserstadium Ende Mai führt (Abbildung 5 d). Dabei wird die Biomasse des Phytoplanktons auf ein Wert von 66 mg C/ m³ minimiert. Ein Klarwasserstadium ist im Gollinsee zu dieser Zeit nicht zu finden (Abbildung 5 b), die Biomasse ist hier um einen Faktor über 10 größer. Am 1. Juli 2011 wird im Litoral ohne Mais des Schulzensees ein Wert von 397 mg C/ m³ erreicht. Auch zu diesem Zeitpunkt ist die Biomasse des Phytoplanktons im Gollinsee noch um einen Faktor über 5 größer (Abbildung 5 b). Ab Ende Juli sind die Differenzen zwischen den beiden Seen nicht mehr so stark ausgeprägt (Abbildung 5 b, d). Auffällig ist jedoch, dass im November im Schulzensee die für Copepoden fressbaren Algen nochmal hohe Biomassen erlangen (Abbildung 5 d), während sie im Gollinsee von September bis November auf einem sehr niedrigen Level zu stagnieren scheinen (Abbildung 5 b).

Die Dynamik des Phytoplanktons im Litoral des Schulzensees 2011 mit Mais (Abbildung 5 c) ist sehr ähnlich zu der des Litorals ohne Mais (Abbildung 5 d). Die Mittelwerte zeigen, dass

sich die Biomasse im Litoral mit Mais insgesamt auf einem niedrigeren Niveau als im Litoral ohne Mais befindet (Tabelle 3). Es gibt signifikante Unterschiede zwischen den Phytoplanktonbiomassen beider Treatments für das Jahr 2011 im Litoral des Schulzensees (Tabelle 3). Vor allem im März kommt die Phytoplanktonbiomasse mit 273 mg C/ m³ auf der See-Seite mit Mais nicht annähernd an den Wert im Litoral ohne Mais (1202 mg C/ m³) heran. Im Schulzensee kommt es auf der Seite mit Mais im Frühjahr nicht zum massenhaften Auftreten des mixotrophen *Dinobryons*, welches im Gollinsee beobachtet werden konnte (Anhang, Abbildung A c). Hier können die mixotrophen Phytoplankter nicht zu einer größeren Biomasse im Vergleich zur See-Seite ohne Mais beitragen. Im Litoral der Seehälfte ohne Mais des Schulzensees ist die Biomasse einer mittelgroßen, für Copepoden fressbaren Diatomeen-Art höher (7. April: 1027 mg C/ m³) im Vergleich zum Litoral der Seehälfte mit Mais (394 mg C/ m³). Vergleicht man die Biomasse des Phytoplanktons im Litoral des Schulzensees 2010 mit der im Litoral 2011 (ohne und mit Mais), so war die Biomasse 2010 mit einem mittleren Wert von 271 mg C/ m³ auf einem generell niedrigeren Level als 2011 (Tabelle 3). Insbesondere das Ausbleiben hoher Frühjahrspeaks im Jahr 2010 trägt zu diesem Umstand bei (Abbildung 4 c).

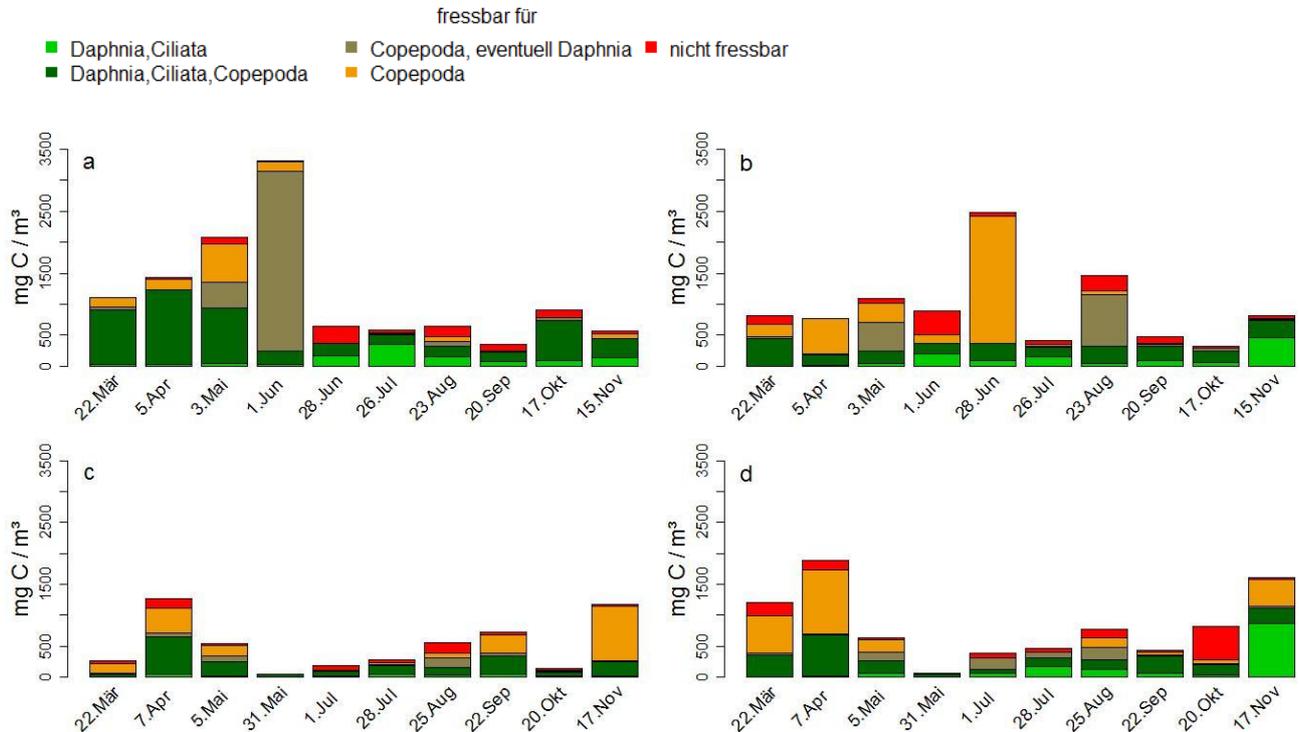


Abbildung 5: Biomasse des Phytoplanktons, eingeteilt nach Fressbarkeit für bestimmte Zooplanktongruppe, im Litoral mit Mais (a) und im Litoral ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Litoral mit Mais (c) und im Litoral ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011 im Abstand von ca. 4 Wochen.

2011, Pelagial

Allgemein lässt sich für das Pelagial 2011 nicht bestätigen, dass die Phytoplanktonbiomasse im Schulzensee geringer ist als im Gollinsee (p-Wert= 0,479; einseitig gepaarter t-Test; n=24). Die Dynamik im Pelagial des Gollinsees (Abbildung 6 a, b) verhält sich ähnlich wie die im Litoral des Gollinsees (Abbildung 5 a, b). So treten die vorwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplankter auch zum Großteil zwischen März und Juni auf (Abbildung 6 a, b). Anders als im Pelagial 2010, wo diese funktionelle Gruppe vor allem zwischen Ende Juni bis November auftrat (Abbildung 4 b). Weder im Pelagial mit Mais, noch im Pelagial ohne Mais ist 2011 ein eindeutiges Klarwasserstadium (KWS) zu finden (Abbildung 6 a, b). Anfang Juni 2010 kann ein KWS im Pelagial identifiziert werden (Abbildung 4 b). Am 1. Juni 2011 weist das Pelagial beider Treatments jeweils das Maximum des Jahres auf (mit Mais: 3870 mg C/ m³; ohne Mais: 1668 mg C/ m³). Im Pelagial mit Mais dominieren dabei die überwiegend für Copepoden fressbaren Algen deutlich stärker als im Pelagial ohne Mais und ermöglichen somit höhere Peaks der Gesamt-Phytoplanktonbiomasse (Abbildung 6 a, b). So liegt auch der Mittelwert des Phytoplanktons im Pelagial mit Mais deutlich über dem im Pelagial ohne Mais (Tabelle 3). Auch hier lässt auf der See-Seite mit Mais im Frühjahr eine starke Dominanz der mixotrophen Art *Dinobryon* bestätigen (5. April: 709 mg C/ m³). Jedoch unterscheiden sich die Phytoplanktonbiomassen beider Treatments im Pelagial des Gollinsees über das ganze Jahr 2011 gesehen nicht signifikant (Tabelle 3).

Auf der Hälfte ohne Mais fällt der Mittelwert für das Pelagial des Schulzensees deutlich höher als auf der gleichen Hälfte des Gollinsees aus (Tabelle 3). Nach dem im März bereits ein Wert von über 1000 mg C/ m³ überschritten werden kann, wird bereits im April das Maximum erlangt (2283 mg C/ m³). Dabei spielen jeweils die vorwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplankter eine entscheidende Rolle (Abbildung 6 d). Diese führen auch Anfang Mai, Anfang Juli sowie Mitte November zu hohen Peaks in der Phytoplanktonbiomasse von über 1450 mg C/ m³ und weisen auch im Dezember einen hohen Anteil auf (Abbildung 6 d). Ende Mai (zur Zeit des KWS mit 185 mg C/ m³), sowie zwischen Ende Juli und Mitte Oktober sind sie in ihrer Biomasse jedoch deutlich reduziert (Abbildung 6 d). Doch auch im Spätsommer und Herbst fällt die Gesamt-Phytoplanktonbiomasse nicht unter 800 mg C/ m³ und verbleibt durch das vermehrte Auftreten nicht fressbaren Phytoplanktons auf einem hohen Niveau (Abbildung 6 d).

Das arithmetische Mittel für das Schulzensee-Pelagial ohne Mais des Jahres 2011 ist um einen Faktor von ca. 1,5 größer als der Mittelwert des Schulzensee-Pelagials mit Mais (Tabelle 3). Wie im Litoral des Schulzensees zeigt sich die Tendenz, dass durch die Maiszugabe der Klarwasserzustand stabilisiert wurde und die Phytoplanktonbiomasse des Pelagials mit Mais im Vergleich zum Pelagial ohne Mais des Schulzensees im Jahr 2011 niedriger ist (Tabelle 3). Hohe Peaks insbesondere im Frühjahr bleiben aus, da die überwiegend für Copepoden fressbaren Algen deutlich reduziert sind (Abbildung 6 c). Lediglich Anfang Juli und im November sowie Dezember sind die Vertreter dieser beiden ähnlichen funktionellen Gruppen („fressbar für Copepoda“ und „fressbar für Copepoda, eventuell Daphnia“) präsent (Abbildung 6 c). Außerdem ist im Frühjahr nicht wie im Gollinsee eine hohe Biomasse der Mixotrophen auf der See-Seite mit Mais zu beobachten (Anhang, Abbildung B c). Das KWS ist in der aufgenommenen Dynamik hier nicht ganz so deutlich zu erkennen. Jedoch zeigt sich Anfang Mai und Ende Mai eine potenzielle top-down Kontrolle mit Werten unter 300 mg C/ m³ (Abbildung 6 c). Auffällig ist zudem das Biomasseminimum im Oktober (168 mg C/ m³). Generell liegt die Phytoplanktonbiomasse 2011 im Pelagial des Schulzensees (Abbildung 6 c, d) auf einer deutlich höheren Ebene als 2010 (Abbildung 4 d).

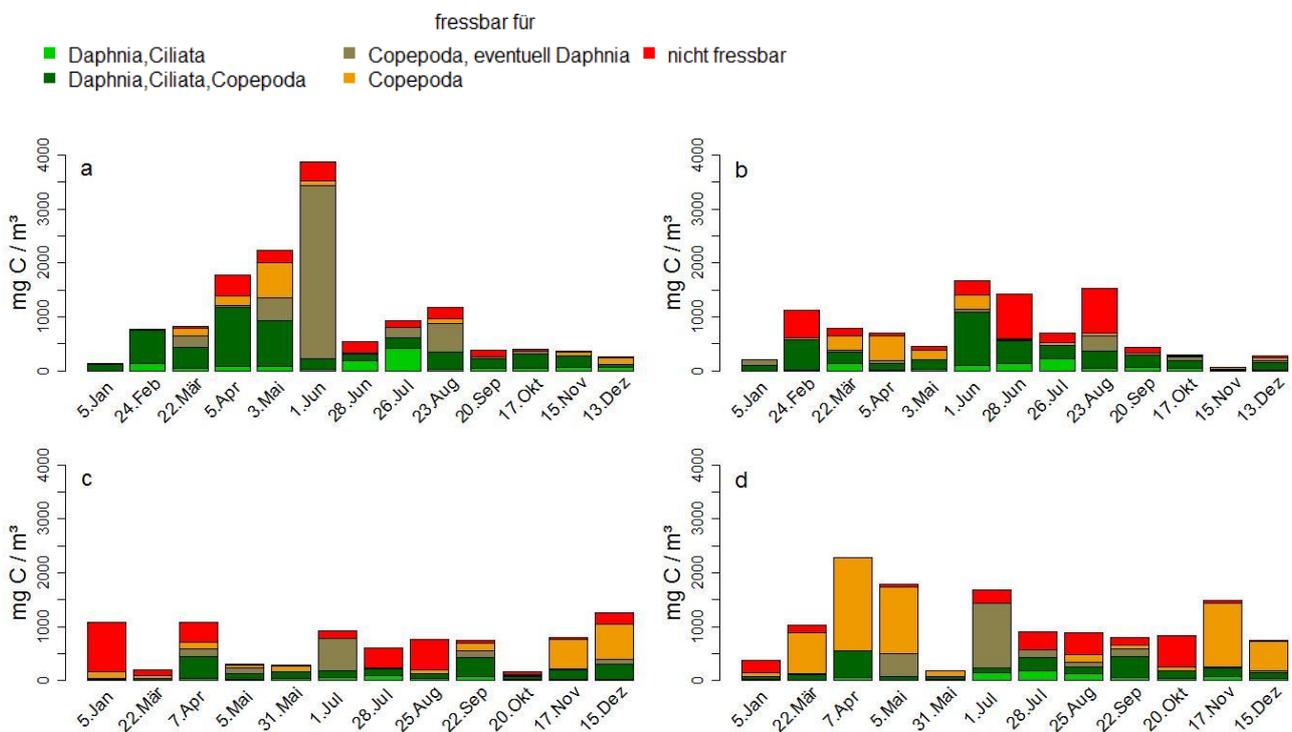


Abbildung 6: Biomasse des Phytoplanktons, eingeteilt nach Fressbarkeit für bestimmte Zooplanktongruppe, im Pelagial mit Mais (a) und im Pelagial ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Pelagial mit Mais (c) und im Pelagial ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011 im Abstand von ca. 4 Wochen.

3.3. Ciliatenbiomasse

Die Ciliatenbiomasse ist auf der See-Seite mit Mais 2011 im Allgemeinen größer als auf der See-Seite ohne Mais (Abbildung 7 a). Das arithmetische Mittel aus allen Proben mit Mais (Litoral sowie Pelagial des Gollinsees und des Schulzensees zusammengefasst) übersteigt mit 211 mg C/ m³ deutlich den Wert aus allen Proben ohne Mais (140 mg C/ m³). Vergleicht man die Ciliatendynamik beider Treatments jeweils miteinander, so fällt auf, dass sie insbesondere zwischen Februar und April divergieren (Abbildung 2 a-d und Abbildung 3 a-d). So tritt am 12. April im Litoral mit Mais des Gollinsees ein Peak von 493 mg C/ m³ auf, während die Ciliatenbiomasse im Litoral ohne Mais bei 194 mg C/ m³ liegt. Auch im Litoral des Schulzensees ist ein ähnliches Bild erkennbar. Die Ciliatenbiomasse ist Ende März und Mitte April auf der See-Seite mit Mais mehr als doppelt so hoch im Vergleich zur See-Seite ohne Mais (Abbildung 2 c, d). Im Pelagial des Gollinsees, auf der Seehälfte mit Mais, übertrifft die Ciliatenbiomasse Ende Februar mit 440 mg C/ m³ und Mitte April mit 370 mg C/ m³ klar die Werte des Pelagials ohne Mais (Ende Februar: 203 mg C/ m³; Mitte April: 53 mg C/ m³). Hohe Peaks in der Biomasse erzielen die Ciliaten im Pelagial des Schulzensees mit Mais Ende Februar (1000 mg C/ m³) und Ende März (1121 mg C/ m³). Dabei werden die Werte des Pelagials ohne Mais am 24. Februar um mehr als das 4-fache und am 30. März um mehr als das 7-fache übertroffen (Abbildung 3 c, d). Ein derart hoher Peak, wie am 30. März 2011 im Pelagial des Schulzensees mit Mais, trat auch im Pelagial des Gollinsees 2010 ohne Mais Anfang April auf (Abbildung 1 a). In den Monaten Februar, März und April 2011 ist die Ciliatenbiomasse auf der See-Seite mit Mais hochsignifikant größer als auf der See-Seite ohne Mais (Abbildung 7 b). Der Mittelwert für alle Proben mit Mais liegt dabei bei 425 mg C/ m³ und der für alle Proben ohne Mais bei 125 mg C/ m³. Es kann nachgewiesen werden, dass im Frühjahr auf der See-Seite mit Mais vor allem bakterivore Ciliatenarten profitieren. Dementsprechend ist der Peak vom 12. April 2011 im Litoral mit Mais des Gollinsees (Abbildung 2 a) zu einem großen Teil durch *Vorticella sp.* (35-50 µm groß) erklärbar. Diese zum Großteil bakterienfressende Art erreicht dort eine Biomasse von mehr als 180 mg C/ m³. Außerdem hat ein *Dileptus*-ähnlicher *Stentor* als bakterivorer Ciliat mit über 500 mg C/ m³ einen hohen Anteil an dem Peak vom 24. Februar 2011 im Pelagial mit Mais des Schulzensees (Abbildung 3 c).

Es lässt sich erkennen, dass in Anwesenheit der Crustaceen die Ciliatenbiomasse reduziert ist. So wird im Litoral ohne Mais des Schulzensees am 30. Juni 2011 das Minimum der

Ciliatenbiomasse erreicht ($46 \text{ mg C} / \text{m}^3$), während die Crustaceen ihr Maximum aufweisen (Abbildung 2 d). Insbesondere zwischen Juni und August, wenn die Crustaceen vermehrt auftreten, weisen die Ciliaten geringere Biomassen auf (Abbildung 1 a, b; Abbildung 2 c, d; Abbildung 3 c, d). In diesem Zeitraum ist 2011 demzufolge auch die Ciliatenbiomasse im Schulzensee (höhere Biomasse der Crustaceen) geringer als im Gollinsee (geringe Biomasse der Crustaceen).

Generell fällt auf, dass die Ciliaten innerhalb der Zooplanktongemeinschaft vor allem im Jahr 2011 stark dominieren (Abbildung 2 a-d und Abbildung 3 a-d). Im Gollinsee 2011 liegt der Anteil in allen Proben über 50 % (Abbildung 2 a, b und Abbildung 3 a, b), bis auf den 28. Juni und 23. August im Pelagial ohne Mais. Der Anteil der Ciliaten an der Gesamt-Zooplanktonbiomasse (beinhaltet nicht HNF) kann im Frühjahr und im Winter 2011 sogar Werte deutlich über 90 % erreichen (Abbildung 2 a, b und Abbildung 3 a, b). Lediglich in Anwesenheit der Crustaceen zwischen Mai und August, vor allem im Schulzensee, kann der Anteil auf Werte zwischen 10-50% reduziert sein (Abbildung 2 c, d und Abbildung 3 c, d).

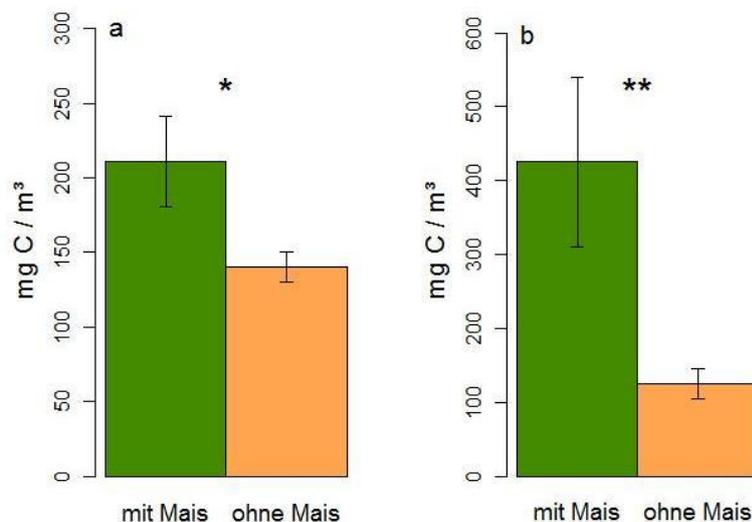


Abbildung 7: Mittelwerte der Ciliatenbiomasse für das gesamte Jahr 2011 (a) aus allen Proben (Litoral und Pelagial) des Gollin- sowie Schulzensees mit dem Treatment „Zugabe von Mais“ ($n=46$) und „keine Zugabe von Mais“ ($n=45$). Zusätzlich Mittelwerte der Ciliatenbiomasse für das Frühjahr (Februar, März, April) 2011 (b) aus allen Proben (Litoral und Pelagial) des Gollin- sowie Schulzensees mit dem Treatment „Zugabe von Mais“ ($n=10$) und „keine Zugabe von Mais“ ($n=10$). Als relatives Maß für die Streuung ist der Standardfehler als Fehlerbalken dargestellt. Außerdem sind die Signifikanzen des einseitigen gepaarten t-Tests mit der Alternative „Ciliatenbiomasse im Treatment mit Mais größer“ angegeben (* = p-Wert $< 0,05$; ** = p-Wert $< 0,01$). Bei dem Testverfahren wurden nur die Stichproben jener Zeitpunkte betrachtet, für welche bei beiden Treatments Proben vorlagen (gesamtes Jahr 2011 – $n=45$; Frühjahr 2011 – $n = 10$).

4. Diskussion

4.1. Effekt des Winter-Fischsterbens auf das Plankton

Die Hypothese 1 (Crustaceenbiomasse ist im Schulzensee größer als im Gollinsee) lässt sich nicht eindeutig für das Jahr 2010 verifizieren, denn die starke top-down Kontrolle setzt im Gollinsee erst nach dem Schlüpfen der YOY Fische ein. In der Zeit davor ist der Fraßdruck durch planktivore Fische im Gollinsee 2010 ausgesprochen gering, da ein Großteil dieser im Winter 2009/2010 gestorben ist. So können die Crustaceen im Gollinsee, insbesondere die Cladoceren, im Frühsommer (Anfang Juni) einen massiven Zuwachs erlangen. Erst mit dem Auftreten herangewachser 0+ Fische im Juni, werden die Crustaceen drastisch reduziert und weisen Ende Juni eine sehr geringe Biomasse auf. Die Reduktion kann dabei durch einen Mangel an fressbaren Phytoplankton während des KWS Anfang Juni verstärkt werden (Luecke *et al.* 1990). Im weiteren Jahresverlauf (Juli bis Oktober) ist die Biomasse der Crustaceen, vor allem der Copepoden, sehr gering, obwohl es zu einem enormen Zuwachs geeigneter Beute kommt. Dieser Umstand deutet eindeutig darauf hin, dass die Crustaceen ab spätestens Ende Juni stark top-down kontrolliert sind. Im Schulzensee hingegen ist der Anstieg der Crustaceen (vor allem Cladocera) im Frühsommer nicht so deutlich, da noch viele zum Teil planktivore Fische aus dem Vorjahr überlebt haben. Die YOY Fische führen dort Ende Juni noch nicht zu einer drastischen Reduktion der Crustaceenbiomasse. So ist die Crustaceenbiomasse für den Zeitraum Ende Juni bis Oktober im Gollinsee geringer, jedoch ist der hohe Peak Anfang Juni ausschlaggebend dafür, dass dort im Jahr 2010 insgesamt keine kleinere Biomasse der Crustaceen im Vergleich zum Schulzensee festgestellt werden kann. Ein weiterer Grund dafür ist der Rückgang der Biomasse von Copepoden und Cladoceren ab Ende Juli im Schulzensee. Zwar liegen die Biomassenwerte noch über dem Niveau des Gollinsees, doch ist es auch im Schulzensee zu einer Reduktion gekommen. Einerseits kann ein Mangel an geeigneter Beute für Copepoden dafür verantwortlich sein. Andererseits ist es möglich, dass auch dort ebenfalls die 0+ Fische als Prädatoren eine wichtige Rolle spielen (Rettig 2003), obwohl viele der größeren Fische den Winter überlebt haben und die 0+ Fische als Beute nutzen können. Beide Seen sind durch verschiedene Fischarten gekennzeichnet. Die zahlreichen YOY Fische des Moderlieschens wachsen im Gollinsee nach dem Schlüpfen sehr schnell heran (Gozlan *et al.* 2003) und können bereits Ende Juni einen ausgeprägten Fraßdruck auf die Crustaceen ausüben. Im Schulzensee schlüpfen die YOY Fische (hier z.B. Plötze und Rotaugen, statt Moderlieschen) möglicherweise etwas später im Jahr oder wachsen

langsamer. Jedenfalls ist eine Verminderung der Cladoceren- und Copepodenbiomasse erst im Spätsommer zu beobachten.

Gerade die Effekte auf die Phytoplanktongemeinschaft offenbaren klare Divergenzen im Nahrungsnetz der beiden Seen im Jahr 2010 ab Ende Juni. Von April bis Ende Juni unterscheiden sich die Dynamiken der Seen nur geringfügig. Im Gollinsee treten bis dahin sogar weniger für Copepoden fressbare Phytoplankter als im Schulzensee auf. Ab Ende Juli sind dann enorme Veränderungen in der funktionellen Zusammensetzung des Phytoplanktons zu verzeichnen. Durch die beträchtliche Reduktion der Copepoden im Gollinsee, kommt es zu einem starken Zuwachs des für Copepoden fressbaren Phytoplanktons. Der gesunkene Fraßdruck ermöglicht dieser funktionellen Gruppe hohe Peaks, die die Gesamt-Phytoplanktonbiomasse um das fast 10-fache ansteigen lassen können. Somit kann die weit verbreitete Annahme, dass das Sterben planktivorer Fische im Winter zur Reduktion des Phytoplanktons im Sommer beiträgt (Balayla *et al.* 2010), in diesem Fall widerlegt werden. Hier ist, auf Grund der hohen Abundanz der YOY Fische, der gegenteilige Effekt zu beobachten. Im Schulzensee verbleibt die Phytoplanktonbiomasse ab Ende Juni auf einem ähnlich niedrigen Level, wie in den Monaten zuvor. Die für Copepoden fressbaren Phytoplankter sind dort im Vergleich zum Gollinsee mit viel geringerer Biomasse vertreten. Obwohl die Copepoden ab Ende Juli auch dort reduziert sind. Jedoch befinden sie sich noch auf einem Biomasse-Level, bei dem sie die entsprechende Phytoplanktongruppe wahrscheinlich noch top-down regulieren können. Diese Vermutung wird durch die Tatsache unterstützt, dass die Vertreter dieser Phytoplanktongruppe ein großes Körpervolumen haben und folglich ein langsames Wachstum aufweisen (Banse 1976). Wenn Algen langsam wachsen, dann sind sie bei langanhaltendem Fraßdruck nicht fähig die Biomasse-Verluste durch Produktion neuer Biomasse zu kompensieren. Die für das Jahr 2010 getroffenen Aussagen der Hypothese 2 (Im Schulzensee ist die Gesamtbio­masse des Phytoplanktons geringer als im Gollinsee; Im Gollinsee treten vermehrt für Copepoden fressbare Algen auf) lassen sich bestätigen.

Die Crustaceenbiomasse ist 2011 im Schulzensee höher als im Gollinsee (Hypothese 1), dies gilt sowohl für das Litoral als auch für das Pelagial. Dabei kann, neben dem unterschiedlichen Fraßdruck durch planktivore Fische, auch der dichtere Makrophytenbestand des Schulzensees als Habitat mit geringerem Fraßrisiko eine Rolle spielen (Timms & Moss 1984). Eine Besonderheit ist, dass die Crustaceen im Gegensatz zum Jahr 2010 auch im Frühsommer im Gollinsee sehr geringe Biomassen aufweisen. Einige der im Sommer 2010 geschlüpften 0+

Fische haben den relativ milden Winter 2010/2011 überlebt. Demnach kann 2011 ab Mai nicht wie im Vorjahr ein gehäuftes Auftreten der Crustaceen beobachtet werden, da diese von Beginn an unter starker top-down Kontrolle des planktivoren Moderlieschens stehen. Dabei kann die Fischprädation bereits im Winter hoch sein (Sorensen *et al.* 2011) und somit schon vorher die Basis zum Aufbau einer Crustaceenbiomasse minimiert werden. Über das ganze Jahr hinweg zeigen sich die Vertreter der Cladocera und Copepoda im Gollinsee stark dezimiert. Das Moderlieschen kann im Falle geringer Abundanzen der Crustaceen auf andere Beute ausweichen und ist somit fähig diese Zooplanktongruppe dauerhaft zu unterdrücken. Diese Fähigkeit wird benthisch-planktivoren Fischen häufig zugesprochen (Jeppesen *et al.* 1997). Im Schulzensee gelingt es den Crustaceen ab Mai wieder höhere Biomassen aufzubauen, dabei kann es zwischen Juni und August zu hohen Peaks in der Crustaceenbiomasse kommen. Erst ab Ende September deutet sich dann wieder eine Reduktion der Biomasse an. Der Fraßdruck durch planktivore Fische auf Cladoceren und Copepoden ist im Schulzensee 2011 also eindeutig geringer als im Gollinsee.

Betrachtet man das Phytoplankton im Jahr 2011, so fällt zunächst auf, dass sich die Biomassen vor allem während des Frühjahrs in beiden Seen auf einem viel höheren Niveau als 2010 befinden. Verantwortlich dafür ist wahrscheinlich der geringe Anteil überwinternder Copepoden, die seit dem Sommer 2010 in beiden Seen in ihrer Abundanz stark dezimiert wurden. Den Winter 2009/2010 hingegen haben durch das Fischsterben wesentlich mehr Crustaceen überlebt. Überwinterndes Zooplankton bestimmt maßgeblich die Höhe sowie Zusammensetzung der Phytoplankton-Frühjahrsblüte und nimmt somit weiterhin Einfluss auf den Verlauf der gesamten Jahresdynamik (Sommer & Lewandowska 2011). Da im Gegensatz zum Frühjahr 2010 nun wenig Copepoden überwintert haben, fällt die Phytoplanktonblüte im März/April höher aus. Es zeigt sich wiederum, dass während der Frühjahrsblüte die überwiegend für Copepoden fressbaren Algen als funktionelle Gruppe innerhalb des Phytoplanktons dominieren und somit höhere Phytoplanktonbiomassen bewirken. Ab Mai 2011 sind dann im Schulzensee höhere Copepodenbiomassen zu verzeichnen. Folglich wird das Phytoplankton nach der Frühjahrsblüte dort nun stärker top-down kontrolliert und dezimiert. Bis es schließlich durch die wachsende Crustaceenbiomasse zum KWS kommt. Im Gollinsee offenbart sich nun ein gänzlich anderes Bild. Nach der Frühjahrsblüte ist weiterhin ein Zuwachs des Phytoplanktons zu beobachten. Die überwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplankter gewinnen an Einfluss und tragen maßgeblich zu enormen Biomassepeaks im Juni bei (bis auf Gollinsee Pelagial ohne Mais). Die im Vorjahr noch auftretenden KWS sind 2011 nicht zu finden. Der ausgesprochen hohe Fraßdruck auf die Crustaceen durch

planktivore Fische (hier: Moderlieschen) führt zum Ausbleiben der KWS (Jeppesen *et al.* 1997). Die Aussage der Hypothese 2, dass die KWS 2011 im Schulzensee ausgeprägter sind als im Gollinsee, kann somit bestätigt werden.

Ende Juni gelingt es den Copepoden im Gollinsee zumindest etwas höhere Abundanzen zu erreichen. Erst dann wird die Phytoplanktonbiomasse durch das Aufzehren der überwiegend für Copepoden fressbaren Algen dezimiert. Es fällt auch hier auf, dass eine relativ kleine Biomasse der Copepoden bereits ausreichen würde, um diese funktionelle Gruppe des Phytoplanktons zu unterdrücken. Doch sind die Biomassen der Copepoden im Gollinsee zwischen Ende Juli 2010 und Juni 2011 im Gollinsee derart gering, dass durch sie keine effektive top-down Regulation gewährleistet ist und dort immer wieder Peaks des Phytoplankton durch eben diese funktionelle Gruppe verursacht werden. Ab Ende Juni bzw. Juli 2011 befindet sich das Phytoplankton in beiden Seen dann wieder auf einem ähnlichen Level. So lässt sich die Aussage der Hypothese 2, dass die Phytoplanktonbiomasse 2011 im Gollinsee insgesamt höher ist als im Schulzensee, für das Litoral durch die hohen Peaks im Frühsommer tendenziell noch bestätigen. Jedoch zeigt sich dieser Zusammenhang nicht im Pelagial, denn dort liegen die Phytoplanktonbiomassen des Schulzensees im Spätsommer und Herbst durch ein gehäuftes Auftreten nicht fressbarer Algen auf einem ähnlichen Niveau wie im Pelagial des Gollinsees. Zudem sind die Werte im Winter durch einen hohen Anteil der Gruppe „fressbar für Copepoden“ im Schulzensee größer als im Gollinsee. Der in Hypothese 2 postulierte höhere Anteil des überwiegend für Copepoden fressbaren Phytoplanktons im Gollinsee lässt sich eindeutig nur für Anfang Mai/Juni verifizieren. Zu einer Zeit, in der im Gollinsee fast noch keine Copepoden zu finden sind und im Schulzensee diese sogar das KWS herbeiführen. Doch im folgenden Jahresverlauf verschwinden die starken Unterschiede zwischen beiden Seen hinsichtlich des Vorkommens dieser funktionellen Gruppe, trotz einer deutlich höheren Biomasse der Copepoden im Schulzensee. Die Biomassen der Copepoden reichen dann wahrscheinlich in beiden Seen aus, um diese Phytoplankton-Gruppe top-down zu regulieren.

Weniger Crustaceen durch eine hohe Abundanz der YOY Fische bedeutet, dass das Zooplankton insgesamt kleiner ist. Dieser Effekt konnte auch in anderen Seen festgestellt werden (Bergman & Bergstrand 1999). In vielen Studien wird bei einer Reduktion der planktivoren Fische durch Fischsterben im Winter auf eine Abnahme des Phytoplanktons geschlossen, entsprechend der trophischen Kaskade (Balayla *et al.* 2010). Doch sind die planktivoren YOY Fische ebenfalls Beute größerer planktivorer Fische. Reduziert man die

Abundanz dieser größeren Fische, kann es bei einem Auftreten zahlreicher YOY Fische gemäß der trophischen Kaskade zu einem umgekehrten Effekt kommen. Das Phytoplankton profitiert von der Reduktion der Fische (Bergman & Bergstrand 1999). Dieser Wirkmechanismus wurde bisher häufig im Zusammenhang mit fehlgeschlagener Stabilisierung des Klarwasserzustandes durch Biomanipulation erläutert (Romare *et al.* 1999). Die vorliegende Studie zeigt, dass es auch bei einem Fischsterben im Winter zum genannten Effekt kommen kann. Des Weiteren werden hier erstmals konkrete Einflüsse auf die Dynamik des Planktons im zweiten Jahr nach dem Fischsterben analysiert.

Die hohe Zahl der Copepoden im Schulzensee übt zusätzlich einen starken Fraßdruck auf die Ciliaten aus (Porter *et al.* 1979). Die Ciliaten treten im Sommer im Schulzensee allgemein mit geringerer Biomasse als im Gollinsee auf. So lässt sich insbesondere im Gollinsee 2011 eine enorm starke Ciliatendominanz feststellen. Der Anteil an der Gesamtzooplanktonbiomasse (ohne HNF) im Gollinsee ist im Vergleich zu anderen Studien (Mayer *et al.* 1997; Zingel & Noges 2010) für eutrophe Flachseen mit regelmäßig überschrittenen Werten von 90% extrem hoch. Die negativen Effekte einer top-down Kontrolle durch Copepoden und intraguild predation durch Cladocera entfallen weitestgehend. So ist die Ciliatenbiomasse von Frühsommer bis Herbst relativ konstant im Gollinsee und offenbart somit einen untypischen Verlauf der Jahresdynamik dieser Protisten (Zingel & Noges 2010). Im Schulzensee ist der Fraßdruck auf die Ciliaten höher und es zeigt sich zwischen Frühsommer und Herbst ein weitestgehend typischer Verlauf der Ciliatenbiomasse mit einer deutlichen Dezimierung im Frühsommer während des KWS. Folglich liegen dort die Anteile der Ciliaten an der Gesamt-Zooplanktonbiomasse zwischen Frühsommer und Herbst in einem Bereich, der auch für andere Studien zu eutrophen Flachseen bestätigt werden kann (Zingel & Noges 2010).

4.2. Effekt des allochthonen Materials auf das Plankton

Auf der See-Seite mit Mais ist die Ciliatenbiomasse im Jahr 2011 generell höher als auf der See-Seite ohne Mais. Die Hypothese 3 wird bestätigt. Es kann gezeigt werden, dass die Ciliaten insbesondere zwischen Februar und April von der Maiszugabe profitieren. Dabei treten gehäuft bakterivore Arten auf. Das zeigt sich auch darin, dass die hohen Ciliatenpeaks im Frühjahr kaum zur Unterdrückung der Phytoplankton-Frühjahrsblüte beitragen. Dort sind sogar vermehrt kleine Algen vertreten, die auch eine potentielle Beute von Ciliaten wären. Demnach treten zu dieser Zeit wenig herbivore Ciliaten auf. Im Gollinsee führen die kleinen

Phytoplankter im Frühjahr sogar zu einer Anhebung der Phytoplanktonbiomasse im Vergleich zur Seite ohne Mais. Bei genauerer Analyse stellt man fest, dass es sich dabei um die mixotrophe Art *Dinobryon sp.* handelt. Es kann nicht eindeutig geklärt werden, ob diese Art eventuell einer anderen Fressbarkeitsgruppe angehört. Durch die mechanische Wirkung der Probenahme ist es möglich, dass im Originalzustand auftretende Kolonien eventuell zerstört wurden. Bei der Zählung unter dem Mikroskop lag *Dinobryon sp.* hauptsächlich als Einzelzelle vor. *Dinobryon sp.* hat im Frühjahr in der Seehälfte des Gollinsees mit Mais einen eindeutigen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Phytoplanktern. Diese Art hat durch Fraß von Bakterien einen besseren Zugang zu Nährstoffen, wie Phosphor (Nygaard & Tobiesen 1993). Bakterien nutzen zum Teil denselben Nährstoffpool wie autotrophe Algen, sind aber effizienter in der Nährstoffaufnahme (Currie & Kalff 1984). Die höhere Bakterienabundanz kann im Frühjahr möglicherweise zu einer verminderten Nährstoffverfügbarkeit für das Phytoplankton führen (Klug 2005). Dementsprechend sind mixotrophe Spezies dann konkurrenzfähiger (Nygaard & Tobiesen 1993). Normalerweise wird die Frühjahrsblüte von kleinen photoautotrophen Algen sowie Kieselalgen dominiert (Sarnelle 1993). Das ist im Schulzensee auf beiden See-Seiten der Fall. Warum es dort auf der Seehälfte mit Mais nicht zu einem Anstieg der mixotrophen Algen kommt, bleibt zu analysieren.

Die hohen Frühjahrs-Biomassen bakterivorer Ciliaten (und mixotropher Algen im Gollinsee) zwischen Februar und April zeigen einen Weg auf, wie der allochthone Kohlenstoff in das Nahrungsnetz gelangt. Über die Ciliaten als Vertreter der mikrobiellen Schleife (und die mixotrophen Algen im Gollinsee) wird der allochthone Kohlenstoff vom Metazooplankton aufgenommen. Daphnien und andere Cladocera sind in der Lage Bakterien über Filtration aufzunehmen und können diese direkt als Nahrungsquelle nutzen. In den untersuchten Seen treten 2011 jedoch nur wenige Cladocera auf. Copepoden dominieren dort innerhalb der Crustaceen. Die Copepoden erhalten allochthonen Kohlenstoff überwiegend durch das Fressen von Ciliaten (und HNF). Die Ciliaten stellen somit das verknüpfende Element zum klassischen, pelagischen Nahrungsnetz dar (Porter *et al.* 1979). Es bleibt hier jedoch zu beachten, dass bei den trophischen Transferschritten ein großer Teil des Kohlenstoffs durch Respiration verlorengeht (Ducklow *et al.* 1986). Die Zugabe des Mais im November führt teilweise zu ausgeprägteren Frühjahrsblüten des Phytoplanktons durch mixotrophe Arten. Die hohen Ciliatenpeaks im Frühjahr erzeugen eine besondere Dynamik im Vergleich zu bisher beschriebenen Jahresverläufen der Ciliatenbiomasse für eutrophe Flachseen (Zingel & Noges 2010). Auch im April 2010 trat im Gollinsee schon einmal ein hoher Ciliatenpeak mit

bakterivoren Arten auf, obwohl kein erhöhter Eintrag allochthonen Materials im Vorjahr verzeichnet werden konnte. Der Grund dafür ist wahrscheinlich das Fischsterben im Winter. Die gestorbenen Fische liefern einen großen Pool toten organischen Materials. Es erfolgt eine mikrobielle Besiedlung und die Bakterienproduktion steigt. Folglich profitieren die Organismen der mikrobiellen Schleife und somit auch die Ciliaten. Generell bleibt zu beachten, dass nicht nur bakterivore Ciliaten das Signal einer größeren Bedeutung der mikrobiellen Schleife beinhalten. Die Maiszugabe steigert wahrscheinlich auch die Biomasse der HNF. Ciliaten, die diese HNF fressen, nehmen mit erhöhter Bakterienabundanz also ebenfalls zu. Copepoden können HNF fressen. Die Biomasse der HNF wurde nicht erfasst, doch auch dort sind interessante Effekte zu vermuten. Nach dem Frühjahr nimmt die Ciliatenbiomasse deutlich ab. Diese Abnahme basiert möglicherweise auf einer top-down Regulation, die ab Mai mit dem Auftreten des Metazooplanktons eintritt (Gifford 1991; Gaedke & Wickham 2004). Eventuelle bottom-up Effekte (Abnahme in der Verfügbarkeit von Bakterien) sind ebenfalls nicht auszuschließen, gerade weil die bakterivoren Ciliaten ab dem Frühsommer in deutlich geringerer Zahl vorkommen.

Es gibt außerdem Hinweise, die die Hypothese des TERRALAC-Projekts (bei Makrophytendominanz wird der Klarwasserzustand durch Maiszugabe stabilisiert) bestätigen. Die Phytoplanktonbiomasse ist beim Schulzensee im Pelagial mit Mais geringer als im Pelagial ohne Mais. Dabei ist insbesondere die Biomasse der für Copepoden fressbaren Phytoplankter geringer (vor allem März, April und Mai). Dieser Effekt ist jedoch nicht auf eine unterschiedliche top-down Kontrolle des Phytoplanktons zurückzuführen, denn die Copepodenbiomasse und auch die Gesamt-Zooplanktonbiomasse ist in beiden Hälften ähnlich. Auf der See-Seite mit Mais kommt es im Pelagial demnach nicht, wie angenommen, zu einem geringeren Fraß von Zooplankton durch omnivore Fische. Der vermutete Effekt, dass die omnivoren Fische bei Maiszugabe in das Litoral zum Fressen von Zoobenthos abwandern und das Zooplankton im Pelagial somit bei gesunkenem Fraßdruck höhere Biomassen erzielt, ist nicht zu erkennen. Die geringere Phytoplanktonbiomasse im Pelagial der Hälfte mit Mais hat folglich andere Gründe. Eventuell sorgt auch hier eine hohe Abundanz der Bakterien, die effektiver in der Aufnahme von Nährstoffen als Phytoplankter sind, zu einer Nährstofflimitation des Phytoplanktons (Klug 2005). Diese Begründung würde auch erklären, warum gerade die Biomasse der größeren, für Copepoden fressbaren Algen geringer ist. Größere Phytoplankter sind durch das kleine Oberflächen/Volumen-Verhältnis konkurrenzschwächer in der Nährstoffaufnahme (Smith & Kalff 1982; Hein *et al.* 1995).

Weitere Untersuchung zur Begründung der Stabilisierung des Klarwasserzustandes bei Dominanz submerser Makrophyten sind erforderlich.

Die Einteilung des Planktons in funktionelle Gruppen stellt, wie bei der Analyse der Wirkung des Winter-Fischsterbens, ein geeignetes Werkzeug für die Untersuchung von Effekten des allochthonen Materials dar. So kann gezeigt werden, dass durch die Maiszugabe die Biomasse bakterivorer Ciliaten im Frühjahr ansteigt. Durch die Gliederung in funktionelle Gruppen wird außerdem sichtbar, dass die Crustaceenbiomasse durch die Maiszugabe nicht signifikant verändert wird und bei Makrophytendominanz der Anteil der für Copepoden fressbaren Algen auf der See-Seite mit Mais im Pelagial geringer ist als auf der See-Seite ohne Mais. Die gewählte Einteilung der funktionellen Gruppen zielte jedoch vorrangig auf die Detektion von top-down Effekten ab. So wurde das Phytoplankton nach der Fressbarkeit gruppiert. Für die Analyse des Einflusses eines Winter-Fischsterbens eignete sich diese Einteilung sehr gut, da dort von einer top-down Wirkung auszugehen war. Um ein Verständnis der genauen Wirkmechanismen des erhöhten Eintrags von allochthonem Material zu ermöglichen, ist auch eine funktionelle Gliederung des Phytoplanktons hinsichtlich bestimmter Kriterien nötig, die sich auf bottom-up Effekte beziehen. Eine Einteilung des Phytoplanktons z.B. entsprechend der Konkurrenzfähigkeit bei der Nährstoffaufnahme wäre geeignet. In der vorliegenden Studie wurden Angaben lediglich für *Dinobryon sp.* als häufigsten Vertreter der mixotrophen Algen gemacht. Hier wäre eine Zusammenfassung aller mixotropher Arten in eine funktionelle Gruppe angebracht. Die Analyse müsste des Weiteren durch den Einbezug von Daten zum Phosphor, Stickstoff, DOC und BPP ergänzt werden. So können bestimmte Muster in der Dynamik des Planktons, besser erklärt werden. Mit dieser Studie kann insbesondere das funktionelle Verständnis der top-down Wirkung eines Fischsterbens und eines zusätzlichen Eintrags an allochthonem Material verbessert werden. Jedoch reicht das nicht aus, um konkrete Vorhersagen der Effekte des Klimawandels auf das Plankton von eutrophen Flachseen zu realisieren. Hierfür muss die bottom-up Wirkung eines zusätzlichen Eintrags an allochthonem Material näher studiert werden.

5. Zusammenfassung

5.1. Winter-Fischsterben

Im Falle eines Fischsterbens im Winter und einer folgenden hohen Abundanz von YOY Fischen einer bevorzugt planktivoren Art (Moderlieschen) lassen sich für eutrophe Flachseen folgende Effekte zusammenfassend festhalten:

1. Crustaceen können im Frühsommer durch das Winter-Fischsterben hohe Biomassen erzielen.
2. Der See weist im Frühsommer zunächst noch ein KWS auf.
3. Die Crustaceen werden im Verlaufe des Sommers durch die hohe Abundanz der YOY Fische drastisch reduziert.
4. Das Phytoplankton weist in der Folge der Reduktion der Crustaceen sehr hohe Peaks bis in den Herbst hinein auf. Dabei dominieren für Copepoden fressbare Phytoplankter.

Folgende Effekte sind für das darauffolgende Jahr zu erwarten, wenn es nicht erneut zu einem Fischsterben während des Winters kommt:

1. Es gibt nur sehr wenig überwinternde Crustaceen.
2. Die Frühjahrespeaks des Phytoplanktons sind höher.
3. Biomassen der Crustaceen, die für die Ausübung einer top-down Kontrolle relevant sind, tauchen erst im Verlaufe des Sommers auf.
4. Das KWS bleibt aus, stattdessen kommt es im Frühsommer zu sehr hohen Biomassen des Phytoplanktons. Dabei ist der Anteil der für Copepoden fressbaren Phytoplankter sehr hoch.
5. Erst im Verlaufe des Sommers normalisieren sich die Phytoplanktonbiomassen und das System nähert sich dem Ursprungszustand an.

Mit dieser Studie kann neben der unmittelbaren Wirkung eines Winter-Fischsterbens und eines massiven Aufkommens von YOY Fische im Sommer, auch der Effekt auf die Planktongemeinschaft des darauffolgenden Jahres aufgezeigt werden. Dabei werden die Wirkmechanismen innerhalb des Nahrungsnetzes durch die Gliederung in funktionelle Gruppen entschlüsselt. Da die Probenahme jedoch nur alle 4 Wochen erfolgte, können Feinheiten in der Dynamik eventuell noch unentdeckt bleiben bzw. bestimmte Effekte

überbewertet werden. Ein nächster Schritt wäre, die beobachteten Dynamiken im Plankton mit den exakten Zahlen der Fischabundanzen abzugleichen.

5.2. Zugabe allochthonen Materials

Für den zusätzlichen Eintrag von allochthonem Material im Herbst können für das Jahr danach zusammenfassend folgende Effekte auf die Planktongemeinschaft festgehalten werden:

1. Die Ciliatenbiomasse ist im Frühjahr deutlich höher.
2. Im Frühjahr kommt es zu einem erhöhten Anteil bakterivorer Arten innerhalb der Ciliaten.
3. Die Ciliatenbiomasse wird ab Mai reduziert, zudem treten dann weniger Bakterivore auf.
4. Mixotrophe Phytoplankter können im Frühjahr von der gestiegenen Bakterienproduktion profitieren.

Um die Aussagen zu manifestieren sind weitere Analysen notwendig. So ist eine funktionelle Einteilung der Ciliaten hinsichtlich des Ernährungstyps geeignet. Eine Untersuchung der Dynamik mixotropher Algen empfiehlt sich. Außerdem sind die beobachteten Effekte der Ciliaten mit den Daten zur Bakterienproduktion abzugleichen.

6. Literatur

- Balayla D., Lauridsen T.L., Sondergaard M. & Jeppesen E. (2010). Larger zooplankton in Danish lakes after cold winters: are winter fish kills of importance? *Hydrobiologia*, 646, 159-172.
- Banse K. (1976). RATES OF GROWTH, RESPIRATION AND PHOTOSYNTHESIS OF UNICELLULAR ALGAE AS RELATED TO CELL-SIZE - REVIEW. *Journal of Phycology*, 12, 135-140.
- Bergman E. & Bergstrand E. (1999). Lack of a top-down effect on the zooplankton community after a cyprinid reduction. *Hydrobiologia*, 404, 77-87.
- Bergman E., Hansson L.A., Persson A., Strand J., Romare P., Enell M., Graneli W., Svensson J.M., Hamrin S.F., Cronberg G., Andersson G. & Bergstrand E. (1999). Synthesis of theoretical and empirical experiences from nutrient and cyprinid reductions in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia*, 404, 145-156.
- Brooks J.L. & Dodson S.I. (1965). PREDATION BODY SIZE AND COMPOSITION OF PLANKTON. *Science*, 150, 28-&.
- Carpenter S.R., Cole J.J., Hodgson J.R., Kitchell J.F., Pace M.L., Bade D., Cottingham K.L., Essington T.E., Houser J.N. & Schindler D.E. (2001). Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs*, 71, 163-186.
- Cryer M., Peirson G. & Townsend C.R. (1986). RECIPROCAL INTERACTIONS BETWEEN ROACH, RUTILUS-RUTILUS, AND ZOOPLANKTON IN A SMALL LAKE - PREY DYNAMICS AND FISH GROWTH AND RECRUITMENT. *Limnology and Oceanography*, 31, 1022-1038.
- Currie D.J. & Kalff J. (1984). CAN BACTERIA OUTCOMPETE PHYTOPLANKTON FOR PHOSPHORUS - A CHEMOSTAT TEST. *Microbial Ecology*, 10, 205-216.
- Drake B.G., Gonzalez-Meler M.A. & Long S.P. (1997). More efficient plants: A consequence of rising atmospheric CO₂? *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 48, 609-639.
- Ducklow H.W., Purdie D.A., Williams P.J.L. & Davies J.M. (1986). BACTERIOPLANKTON - A SINK FOR CARBON IN A COASTAL MARINE PLANKTON COMMUNITY. *Science*, 232, 865-867.
- Fenchel T. (1980). SUSPENSION FEEDING IN CILIATED PROTOZOA - FUNCTIONAL-RESPONSE AND PARTICLE-SIZE SELECTION. *Microbial Ecology*, 6, 1-11.
- France R.L. (2011). Leaves as "crackers", biofilm as "peanut butter": Exploratory use of stable isotopes as evidence for microbial pathways in detrital food webs. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40, 110-115.
- Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B. & Fenner N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412, 785-785.

- Fryer G. (1957). THE FOOD OF SOME FRESH-WATER CYCLOPOID COPEPODS AND ITS ECOLOGICAL SIGNIFICANCE. *Journal of Animal Ecology*, 26, 263-286.
- Gaedke U. & Wickham S.A. (2004). Ciliate dynamics in response to changing biotic and abiotic conditions in a large, deep lake (Lake Constance). *Aquatic Microbial Ecology*, 34, 247-261.
- Gifford D.J. (1991). THE PROTOZOAN-METAZOAN TROPHIC LINK IN PELAGIC ECOSYSTEMS. *Journal of Protozoology*, 38, 81-86.
- Gozlan R.E., Pinder A.C., Durand S. & Bass J. (2003). Could the small size of sunbleak, *Leucaspius delineatus* (Pisces, Cyprinidae) be an ecological advantage in invading British waterbodies? *Folia Zoologica*, 52, 99-108.
- Hein M., Pedersen M.F. & Sandjensen K. (1995). SIZE-DEPENDENT NITROGEN UPTAKE IN MICRO- AND MACROALGAE. *Marine Ecology-Progress Series*, 118, 247-253.
- Hilt S. & Gross E.M. (2008). Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? *Basic and Applied Ecology*, 9, 422-432.
- Hutalle-Schmelzer K.M.L., Zwirnmann E., Kruger A. & Grossart H.P. (2010). Changes in Pelagic Bacteria Communities Due to Leaf Litter Addition. *Microbial Ecology*, 60, 462-475.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Sondergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J. & Jensen L. (1997). Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342, 151-164.
- Kalinowska K. (2004). Bacteria, nanoflagellates and ciliates as components of the microbial loop in three lakes of different trophic status. *Polish Journal of Ecology*, 52, 19-34.
- Kaushik N.K. & Hynes H.B.N. (1971). FATE OF DEAD LEAVES THAT FALL INTO STREAMS. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 68, 465-&.
- Klug J.L. (2005). Bacterial response to dissolved organic matter affects resource availability for algae. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 472-481.
- Litchman E. & Klausmeier C.A. (2008). Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. In: *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. Annual Reviews Palo Alto, pp. 615-639.
- Luecke C., Vanni M.J., Magnuson J.J., Kitchell J.F. & Jacobson P.T. (1990). SEASONAL REGULATION OF DAPHNIA POPULATIONS BY PLANKTIVOROUS FISH - IMPLICATIONS FOR THE SPRING CLEAR-WATER PHASE. *Limnology and Oceanography*, 35, 1718-1733.
- Lupikasza E.B., Hansel S. & Matschullat J. (2011). Regional and seasonal variability of extreme precipitation trends in southern Poland and central-eastern Germany 1951-2006. *International Journal of Climatology*, 31, 2249-2271.
- Mayer J., Dokulil M.T., Salbrechter M., Berger M., Posch T., Pfister G., Kirschner A.K.T., Velimirov B., Steitz A. & Ulbricht T. (1997). Seasonal successions and trophic relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. *Hydrobiologia*, 342, 165-174.

- Meyer J.L., Sale M.J., Mulholland P.J. & Poff N.L. (1999). Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 1373-1386.
- Moran R., Harvey I., Moss B., Feuchtmayr H., Hatton K., Heyes T. & Atkinson D. (2010). Influence of simulated climate change and eutrophication on three-spined stickleback populations: a large scale mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 55, 315-325.
- Nygaard K. & Tobiesen A. (1993). BACTERIVORY IN ALGAE - A SURVIVAL STRATEGY DURING NUTRIENT LIMITATION. *Limnology and Oceanography*, 38, 273-279.
- Pinder A.C., Gozlan R.E., Beyer K. & Bass J.A.B. (2005). Ontogenetic induced shifts in the ecology of sunbleak *Leucaspius delineatus* during early development. *Journal of Fish Biology*, 67, 205-217.
- Porter K.G., Pace M.L. & Battey J.F. (1979). CILIATE PROTOZOANS AS LINKS IN FRESHWATER PLANKTONIC FOOD-CHAINS. *Nature*, 277, 563-565.
- Rettig J.E. (2003). Zooplankton responses to predation by larval bluegill: an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, 48, 636-648.
- Romare P., Bergman E. & Hansson L.A. (1999). The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. *Limnology and Oceanography*, 44, 1655-1666.
- Sanders R.W., Porter K.G., Bennett S.J. & Debiase A.E. (1989). SEASONAL PATTERNS OF BACTERIVORY BY FLAGELLATES, CILIATES, ROTIFERS, AND CLADOCERANS IN A FRESH-WATER PLANKTONIC COMMUNITY. *Limnology and Oceanography*, 34, 673-687.
- Sarnelle O. (1993). HERBIVORE EFFECTS ON PHYTOPLANKTON SUCCESSION IN A EUTROPHIC LAKE. *Ecological Monographs*, 63, 129-149.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B. & Jeppesen E. (1993). ALTERNATIVE EQUILIBRIA IN SHALLOW LAKES. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 275-279.
- Smith R.E.H. & Kalff J. (1982). SIZE-DEPENDENT PHOSPHORUS UPTAKE KINETICS AND CELL QUOTA IN PHYTOPLANKTON. *Journal of Phycology*, 18, 275-284.
- Sommer U. & Lewandowska A. (2011). Climate change and the phytoplankton spring bloom: warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. *Global Change Biology*, 17, 154-162.
- Sorensen T., Mulderij G., Sondergaard M., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Brucet S. & Jeppesen E. (2011). Winter ecology of shallow lakes: strongest effect of fish on water clarity at high nutrient levels. *Hydrobiologia*, 664, 147-162.
- Theil-Nielsen J. & Sondergaard M. (1999). Production of epiphytic bacteria and bacterioplankton in three shallow lakes. *Oikos*, 86, 283-292.
- Timms R.M. & Moss B. (1984). PREVENTION OF GROWTH OF POTENTIALLY DENSE PHYTOPLANKTON POPULATIONS BY ZOOPLANKTON GRAZING, IN THE

PRESENCE OF ZOOPLANKTIVOROUS FISH, IN A SHALLOW WETLAND ECOSYSTEM. *Limnology and Oceanography*, 29, 472-486.

Tranvik L.J. (1992). ALLOCHTHONOUS DISSOLVED ORGANIC-MATTER AS AN ENERGY-SOURCE FOR PELAGIC BACTERIA AND THE CONCEPT OF THE MICROBIAL LOOP. *Hydrobiologia*, 229, 107-114.

Vander Zanden M.J. & Vadeboncoeur Y. (2002). Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology*, 83, 2152-2161.

Zaehle S., Bondeau A., Carter T.R., Cramer W., Erhard M., Prentice I.C., Reginster I., Rounsevell M.D.A., Sitch S., Smith B., Smith P.C. & Sykes M. (2007). Projected changes in terrestrial carbon storage in Europe under climate and land-use change, 1990-2100. *Ecosystems*, 10, 380-401.

Zingel P. & Noges T. (2010). Seasonal and annual population dynamics of ciliates in a shallow eutrophic lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 176, 133-143.

7. Anhang

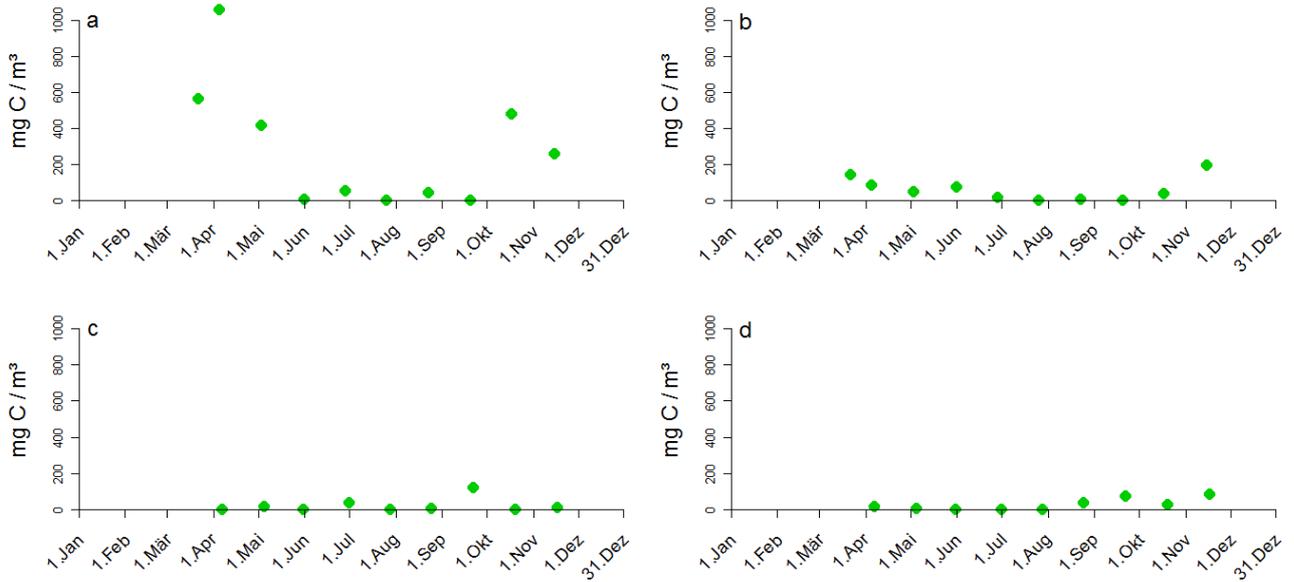


Abbildung A: Biomasse der mixotrophen Phytoplankton-Art *Dinobryon sp.* im Litoral mit Mais (a) und im Litoral ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Litoral mit Mais (c) und im Litoral ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011.

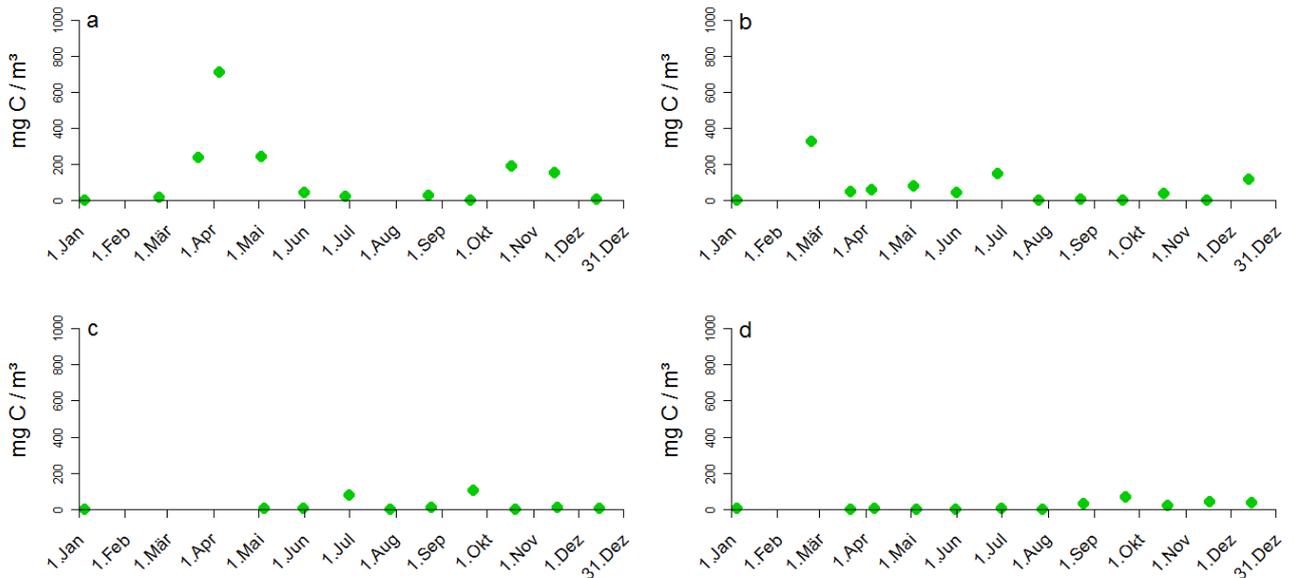


Abbildung B: Biomasse der mixotrophen Phytoplankton-Art *Dinobryon sp.* im Pelagial mit Mais (a) und im Pelagial ohne Mais (b) des Gollinsees sowie im Pelagial mit Mais (c) und im Pelagial ohne Mais (d) des Schulzensees für das Jahr 2011.

Danksagung

Hiermit möchte ich mich besonders bei Betty Lischke und Ursula Gaedke von der Universität Potsdam für die umfangreiche Betreuung, die vielen Ratschläge und den damit verbundenen Zeitaufwand bedanken. Ich konnte mich bei Fragen stets an sie wenden und Ergebnisse mit ihnen diskutieren. Außerdem ein großes Dankeschön an die Mitarbeiter des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) sowie der Universität Potsdam, die diese Datengrundlage ermöglicht haben, insbesondere auch an Sabine Donath. Sie hat sich Zeit für die Klärung von Fragen zu bestimmten Phytoplankton-Arten genommen. Ich möchte mich bei Guntram Weithoff für seine Tipps bei der Verwendung statistischer Testverfahren bedanken. Gedankt sei auch Kristin Scharnweber vom IGB für Informationen zu den Fischabundanz. Schließlich danke ich Gunter Ehrlich und Betty Lischke für das Korrekturlesen meiner Arbeit.

Eigenständigkeitserklärung

Hiermit bestätige ich, dass ich die Bachelorarbeit selbstständig und lediglich unter Benutzung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel verfasst habe.

Potsdam, den 24.09.2012

Elias Ehrlich