

Sandra Sevim

**Beurteilung des Wiedererholungs-Potenzials
emergierender Insekten am Beispiel der
Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* in
Mesokosmosstudien unter Berücksichtigung
der Populationsstruktur (Metapopulation) und
der Verbreitungsmechanismen**



Cuvillier Verlag Göttingen
Internationaler wissenschaftlicher Fachverlag



Beurteilung des Wiedererholungs-Potenzials emergierender Insekten am Beispiel der
Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* in Mesokosmosstudien unter Berücksichtigung der
Populationsstruktur (Metapopulation) und der Verbreitungsmechanismen





**Beurteilung des Wiedererholungs-Potenzials emergierender
Insekten am Beispiel der Büschelmücke *Chaoborus
crystallinus* in Mesokosmosstudien unter Berücksichtigung
der Populationsstruktur (Metapopulation) und der
Verbreitungsmechanismen**

Von der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der RWTH
Aachen University zur Erlangung des akademischen Grades einer Doktorin der
Naturwissenschaften genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Diplom-Biologin
Sandra Sevim, geb. Junge

aus Wesel

Berichter: Universitätsprofessor Dr. Hans Toni Ratte
Universitätsprofessor Dr. Andreas Schäffer

Tag der mündlichen Prüfung: 13.02.2012

„D 82 (Diss. RWTH Aachen 2012)“



Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2012

Zugl.: (RWTH) Aachen, Univ., Diss., 2012

978-3-95404-097-1

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2012

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2012

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-95404-097-1



Danksagung

Diese Arbeit ist am Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung gaiac e.V., unter Zurverfügungstellung eines Arbeitsplatzes und der Sachmittelfinanzierung, entstanden. Des Weiteren wurde diese Arbeit zeitweise von der Graduiertenförderung zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses von der RWTH Aachen unterstützt.

Mein besonderer Dank gilt dem Leiter der Arbeitsgruppe Aquatische Ökologie und Ökotoxikologie Herrn Prof. Dr. Hans-Toni Ratte, der die Betreuung übernahm und für fachliche Fragestellungen stets ein offenes Ohr hatte. Außerdem bedanke ich mich bei dem Leiter des Lehrstuhls für Umweltbiologie und Chemodynamik Herrn Prof. Dr. Andreas Schäffer, der sich als weiterer Gutachter zur Verfügung gestellt hat. Auch Frau Prof. Dr. Ursula Priefer sei als dritte Berichterin im Rahmen der Promotionsprüfung gedankt. Für die Betreuung am Forschungsinstitut gaiac e.V. möchte ich mich insbesondere bei Frau Dr. Monika Hammers-Wirtz und Herrn Dr. Tido Strauss für die fortwährende fachliche Unterstützung und die kritische Analyse meiner Arbeit bedanken.

Bei den ehemaligen Mitarbeitern Herrn Professor Thomas U. Berendonk und Frau Juliane Dorow vom Institut für Biologie II - AG Molekulare Evolution und Systematik der Tiere der Universität Leipzig möchte ich mich für die Hilfestellung bei den genetischen Analysen bedanken. Auch meinen Kollegen am Lehrstuhl und besonders den Kollegen meiner Arbeitsgruppe bin ich zu großem Dank verpflichtet. Hier möchte insbesondere Birgitta Goffart und Katrin Liedtjens, aber auch Dr. Thomas Preuss, Silke Classen, Silvana Siehoff, Dr. Burkhard Schmidt, Alexander Ruß und allen Studenten, die mich bei der Freilandarbeit unterstützt haben, nennen. Für die Korrektur meiner Dissertation und für andere Hilfestellungen möchte ich gegenüber Helga von Lochow meinen herzlichsten Dank äußern. In diesem Atemzug möchte ich auch Heike Kreutz, Vera Schumacher, Volker & Lotta Hülsmeier, Christiane Gantevoort und Angelika Berger nennen, die mich immer freundschaftlich unterstützt haben.

Ein ganz großer Dank geht an meine Mutter Ingrid Junge, meiner Zwillingsschwester Kerstin Junge, und meiner Großmutter Grethe Fischbach, weil sie mich in meinem Werdegang immer bestärkt haben. Auch bei meinem verstorbenen Vater Helmut Junge möchte ich mich bedanken, weil er immer für mich da war.



Mein größter Dank gilt meinem Mann Agâh und meinem Sohn Anıl, die mich insbesondere mit ihrer Liebe und Geduld auf diesem Weg täglich begleitet haben. Ihnen widme ich diese Arbeit.



Inhaltsverzeichnis

Danksagung	iii
Inhaltsverzeichnis	v
Abbildungsverzeichnis	viii
Tabellenverzeichnis	xvi
Formelverzeichnis	xx
Abkürzungen	xxi
1. Einleitung	1
1.1 Allgemeines zu Mesokosmen	1
1.2 Erste Fragestellung: Wiedererholungspotenzial	3
1.3 Biologie und Ökologie von <i>Chaoborus crystallinus</i>	4
1.4 Eingesetztes Insektizid – Wirkstoff und Anwendung	5
1.5 Zweite Fragestellung: Genetik und Metapopulationskonzept	6
2. Vorversuche	9
2.1 Material und Methoden Vorversuch	9
2.1.1 Vergleich zweier quantitativer Methoden: Emergenzfalle versus Exuvien absammeln	9
2.1.1.1 Probenesign und Modifikation der Emergenzfalle	10
2.1.1.2 Probenahme	12
2.1.2 Akuter Biotest im Labor mit FASTAC (a. i. Alpha-Cypermethrin)	13
2.1.2.1 Herkunft und Vorbereiten der Testorganismen <i>Chaoborus</i> <i>crystallinus</i> und <i>Daphnia magna</i>	13
2.1.2.2 Durchführung der Tests	14
2.1.3 Statistische Auswertung	16
2.2 Ergebnisse Vorversuch	17
2.2.1 Quantifizierung der Emergenz und Exuvien	17
2.2.2 Akuter Biotest im Labor	20
2.2.2.1 <i>Chaoborus crystallinus</i>	20
2.2.2.2 <i>Daphnia magna</i>	24
2.2.2.3 Auswahl der Insektizid-Konzentration für die Mesokosmosstudie	25
3. Mesokosmosstudie	26
3.1 Material und Methoden Mesokosmosstudie	26
3.1.1 Mesokosmosanlage	26
3.1.2 Vorbereiten der Mesokosmosanlage	28
3.1.3 Erste und zweite Applikation mit FASTAC® SC 100	31
3.1.4 Probenesign	32
3.1.5 Probenahme Emergenz	34
3.1.6 Probenahme und Auszählung der Eigelege von <i>Chaoborus crystallinus</i> ...	34
3.1.7 Probenahme und Bestimmung von Zooplankton	35
3.1.7.1 Entwicklungsdauer von <i>Chaoborus crystallinus</i>	36
3.1.7.2 Berechnung der Mortalität	37
3.1.8 Probenahme Phytoplankton	38
3.1.9 Probenahme Chlorophyll a	39
3.1.10 Probenahme abiotische Parameter	39
3.1.11 Genetische Analyse von <i>Chaoborus crystallinus</i>	40



3.1.11.1	Probenahme	40
3.1.11.2	DNA-Isolierung.....	44
3.1.11.3	Amplifizierte Fragmentlängen Polymorphismen (AFLPs).....	45
	Neighbor Nets.....	48
	Genetische Differenzierung der Populationen	49
3.2	Statistische Auswertung	52
3.3	Ergebnisse Mesokosmosstudie.....	54
3.3.1	Nährstoffe, Härte und elektrische Leitfähigkeit.....	54
3.3.2	Wasserstand	55
3.3.3	Chlorophyll	56
3.3.4	Sauerstoffgehalt	58
3.3.5	pH-Wert 60	
3.3.6	Windgeschwindigkeiten	60
3.3.7	Zooplankton als Beute von <i>Chaoborus crystallinus</i>	62
3.3.8	<i>Chaoborus crystallinus</i>	69
3.3.8.1	Emergenz	69
3.3.8.2	Geschlechterverhältnis	72
3.3.8.3	Eigelege und Eianzahl	73
3.3.8.4	Eigelegegröße.....	78
3.3.8.5	Eianzahl pro Gelege	79
3.3.8.6	Eigelege und Eianzahl pro Weibchen	81
3.3.8.7	Larven.....	84
	L1-Larven.....	87
	L2-Larven.....	90
	L3-Larven.....	92
	L4-Larven.....	94
	Puppen	98
	Zusammenfassung Larven	99
3.3.8.8	Berechnete Lebensparameter von <i>Chaoborus crystallinus</i>	99
	Entwicklungsdauer.....	99
	Mortalität und dichteabhängige Mortalität	100
3.3.8.9	Genetische Untersuchungen	105
4.	Diskussion.....	112
4.1	Methodik.....	112
4.2	Akuter Biotest	113
4.3	Mesokosmosstudie.....	117
4.3.1	Auswirkungen von abiotischen und biotischen Begleitfaktoren in der Mesokosmosstudie auf die Populationsentwicklung von <i>Chaoborus crystallinus</i>	117
4.3.2	Unterschiede in der Effektstärke und in der Wiedererholung zwischen den verschiedenen Behandlungsszenarien.....	120
	Larven.....	120
	Emergenz	125
4.3.3	Fekundität der <i>Chaoborus</i> -Weibchen und ihr Einfluss auf die Wiedererholung	127
	Unterschiede in der Wiederbesiedlung durch Tiere aus den benachbarten unbelasteten Kontrollteichen und Immigration von <i>Chaoborus crystallinus</i> aus dem Umland.....	127



4.3.4	Genetische Unterschiede und Verwandtschaftsverhältnisse von Büschelmücken aus der Mesokosmosanlage und aus Kleingewässern im Aachener Westen und der Eifel mit einer Interpretation der potentiellen Flugdistanzen	132
4.4	Fazit und Ausblick	135
5.	Zusammenfassung.....	136
	Summary	138
6.	Literatur.....	142
7.	Anhang.....	153



Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Schematische Darstellung einer Emergenzfaller schwimmend auf einem Mesokosmosteich	10
Abbildung 2-2: Schematische Aufsicht auf das Probedesign im Vorversuch (Fallen mit Gaze, Fallen ohne Gaze); Teichnummerierung stammt aus der Mesokosmosstudie aus dem Jahre 2002.....	11
Abbildung 2-3: Anordnung der Emergenzfallen mit und ohne Gaze	12
Abbildung 2-4: Immobilisationstest mit <i>Chaoborus crystallinus</i> und <i>Daphnia magna</i> im Klimaraum bei 20 °C	15
Abbildung 2-5: Mittelwerte, der in den offenen Fallen abgesammelten Exuvien und in den geschlossenen Fallen gefangenen Emergenz mit Standardabweichung, * = signifikantes Ergebnis	17
Abbildung 2-6: Mittelwerte, der in den geschlossenen Fallen am Tonnenrand und -mitte abgesammelten Exuvien und gefangenen Emergenz mit Standardabweichung, * = signifikantes Ergebnis	18
Abbildung 2-7: Relative Exuvien-Anzahl auf der Wasseroberfläche der Experimentiergefäße in Abhängigkeit der Zeit an verschiedenen Standorten (siehe Legende).....	19
Abbildung 2-8: Anteil mobiler <i>Chaoborus crystallinus</i> -Larven während der Dauer des Experimentes	21
Abbildung 2-9: Grafische Übersicht über den Anteil Überlebender von <i>Chaoborus crystallinus</i> während der Dauer des Experimentes	22
Abbildung 2-10: Verpuppungserfolg von <i>Chaoborus crystallinus</i> während der Dauer des Experimentes (Konzentration 0,125 µg/ L ist verdeckt durch 0,500 µg/L)	23
Abbildung 2-11: Anteil geschlüpfter <i>Chaoborus crystallinus</i> - Individuen während der Dauer des Experimentes.....	23
Abbildung 2-12: Anteil toter Daphnien während der Dauer des Experimentes.....	25
Abbildung 3-1: Schematische Aufsicht auf das Forschungsinstitut gaiac e.V. mit Außengelände und Mesokosmosanlage	27
Abbildung 3-2: Luftbildaufnahme vom Forschungsinstitut gaiac e. V. mit Außengelände und Mesokosmosanlage	27
Abbildung 3-3: Schematische Seitenansicht eines Mesokosmosteiches mit 2 m Durchmesser wie sie am Forschungsinstitut gaiac e.V. verwendet werden	28
Abbildung 3-4: Schematische Seitenansicht eines Mesokosmosteiches mit 2,20 m Durchmesser wie sie am Forschungsinstitut gaiac e.V. verwendet werden	28
Abbildung 3-5: Mesokosmosteiche mit Verbindungsschläuchen zum Umpumpen	30
Abbildung 3-6: Überlauf mit Trichter und Verbindungsrohr zu den tiefer gelegenen Teichen	30



Abbildung 3-7: Mesokosmosteiche verbunden mit einem Gartenschlauch. In der tiefer gelegenen Tonne (hinten links) ist eine Wasserpumpe installiert, um entgegen dem Gefälle das Wasser zu dem höher gelegenen Teich (vorne rechts) zu transportieren	30
Abbildung 3-8: Aufsicht auf die Mesokosmosteiche mit Verbindungsschläuchen zum Umpumpen (Mesokosmosteich, Verbindungsschläuche, Verbindungsrohr, Gartenschlauch, Pumpe, Überlauftrichter, Fließrichtung)	30
Abbildung 3-9: Schematische Aufsicht auf das experimentelle Design	33
Abbildung 3-10: Aufsicht auf die Mesokosmosanlage nach der Netzinstallation (Süd-Westansicht)	33
Abbildung 3-11: Fangprinzip im Behälter der Emergenzfalle (roter Pfeil zeigt die Flugrichtung der emergenten Insekten)	34
Abbildung 3-12: Abgesammelte Eigelege in einem Glasgefäß mit Nummerierung am Glasboden.....	35
Abbildung 3-13: Styrodur®-Floß (unten offen) mit Gaze bespannt für abgesammelte Eigelege	35
Abbildung 3-14: Ausschnitt aus dem Aachener Stadtplan mit Teichen aus dem genetische Proben entnommen wurden.....	42
Abbildung 3-15: Ausschnitt aus der Umgebung von Aachen und einer Markierung des Mützenicher Palsens.....	43
Abbildung 3-16: Digital erzeugtes Bild von einem Polyacrylamidgels mit fluoreszenzmarkierten Banden der Primerkombination MseAGG – Eco700AAG ...	47
Abbildung 3-17: Wasserstände in allen Mesokosmosteichen (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, T = Teich)	56
Abbildung 3-18: Chlorophyll-Werte für sämtliche Mesokosmosteiche in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (blau = Kontrolle, rot/ schwarz = Behandlung).....	57
Abbildung 3-19: Durchschnittlicher Bedeckungsgrad von Fadenalgen auf der Wasseroberfläche (EN = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)	57
Abbildung 3-20: Sauerstoffkonzentrationen (Mittelwerte) in den Einzelnetzen (a), in den 6er-Netzen (b) und in den offenen Teichen (c) in 0,2 m und 0,9 m Wassertiefe (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung).....	59
Abbildung 3-21: pH-Werte (Mittelwerte) in den Einzelnetzen (a), in den 6er-Netzen (b) und in den offenen Teichen (c) in 0,2 m und 0,9 m Wassertiefe (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung).....	61
Abbildung 3-22: Mittlere Abundanzen der zooplanktischen Crustacea in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche drei	63
Abbildung 3-23: Mittlere Abundanzen des Taxon Rotatoria in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche drei.....	64



Abbildung 3-24: Mittlere Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche drei	65
Abbildung 3-25: Mittlere Abundanzen der zooplanktischen Crustacea in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche acht.....	66
Abbildung 3-26: Mittlere Abundanzen des Taxon Rotatoria in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche acht	67
Abbildung 3-27: Mittlere Abundanz sämtlicher zooplanktischen Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche acht	68
Abbildung 3-28: Emergenz von <i>Chaoborus crystallinus</i> in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)	70
Abbildung 3-29: Männchen-Weibchen-Verhältnis von <i>Chaoborus crystallinus</i> , schwarzer Balken = Hilfslinie für ein theoretisches 1 : 1 Verhältnis.....	73
Abbildung 3-30: Mittlere wöchentliche Eigelegeanzahl in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, die Werte der ersten Woche beruhen auf eine Zählung, Werte der Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)	74
Abbildung 3-31: Mittlere wöchentliche Eianzahl in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, weitere Erläuterungen siehe Abbildung 3-30).....	75
Abbildung 3-32: Korrelation zwischen gemessener Eigelegegröße und ausgezählter Eianzahl pro Gelege vom 07.07.2005 (13 Teiche)	78
Abbildung 3-33: Häufigkeitsverteilung der Eigelegeklassen (blaue Linie) und polynomische Regressionsgerade sechster Ordnung (schwarze Linie)	78
Abbildung 3-34: Relative Werte der Eigelege-Gesamtsummen innerhalb des Experimentzeitraumes in den fünf Behandlungsszenarien	79
Abbildung 3-35: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung)	80
Abbildung 3-36: Mittlere Eigelegeanzahl pro Weibchen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (die graue Linie gibt ein theoretisches Eigelege-Weibchen-Verhältnis von 1:1 wieder)	82
Abbildung 3-37: Mittlere Eianzahl pro Weibchen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien mit Angabe der durchschnittlichen Eianzahl pro Gelege für alle Teiche (die graue Linie gibt die durchschnittliche Eianzahl pro Weibchen wieder, n = 167 Eier)	83
Abbildung 3-38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Larvenstadien in den fünf Behandlungsszenarien während des gesamten Untersuchungszeitraumes (K= Kontrolle, B= Behandlung, L1- bis L4- Larvenstadien)	84



Abbildung 3-39: Mittlere wöchentliche Abundanz aller Larvenstadien in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)	86
Abbildung 3-40: Mittlere wöchentliche L1-Larvenabundanzen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)	89
Abbildung 3-41: Mittlere wöchentliche L2-Larvenabundanzen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)	90
Abbildung 3-42: Mittlere wöchentliche L3-Larvenabundanzen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)	93
Abbildung 3-43: Abundanz der L4-Larven von <i>Chaoborus crystallinus</i> dargestellt auf einer Zeitachse (Einzel = Einzelnetz, K = Kontrolle, B = Behandlung) ..	95
Abbildung 3-44: Abundanz der Puppen von <i>Chaoborus crystallinus</i> dargestellt auf einer Zeitachse (Einzel = Einzelnetz, K = Kontrolle, B = Behandlung)	98
Abbildung 3-45: Grafische Darstellung der Entwicklungsdauer (Entwicklung) von <i>Chaoborus crystallinus</i> in Abhängigkeit der Lichtzeit (Licht) und Temperatur (Temp.)	100
Abbildung 3-46: Relative Mortalität [%] von <i>C. crystallinus</i> für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Mittelwerte), Kontrollen mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min= Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung)	101
Abbildung 3-47: Gesamt-Eianzahl und Gesamtindividuenanzahl der verschiedenen Larvenstadien von <i>Chaoborus crystallinus</i> (L1 bis L4) in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung)	102
Abbildung 3-48: Korrelation zwischen aufsummierter Eianzahl und relativer Mortalität	103
Abbildung 3-49: Korrelation zwischen aufsummierter Eigelegeanzahl und relativer Mortalität	103
Abbildung 3-50: Korrelation der Gesamt-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität	103
Abbildung 3-51: Korrelation der L1-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität	103
Abbildung 3-52: Korrelation der L2-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität	104
Abbildung 3-53: Korrelation der L3- Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität	104



Abbildung 3-54: Korrelation der L4- Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität	104
Abbildung 3-55: Neighbor Net der verschiedenen <i>C. crystallinus</i> -Populationen, erstellt im SplitsTree4 nach der Equal Angle Methode, Maßstab stellt die unkorrigierte p-Distanz dar	107
Abbildung 4-1: Theoretische Abbaukinetik von Alpha-Cypermethrin in dieser Studie und Angabe der NOEC aus der Literatur	123
Abbildung 4-2: Geschätzter oberflächiger Bedeckungsgrad von makroskopisch sichtbaren Pflanzen (<i>Lemna</i> sp. und Fadenalgen) an der Wasseroberfläche der Mesokosmen (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen 1 – 13 = Teichnummerierung)	131
Anhang 7-1: Emergenz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	153
Anhang 7-2: Emergenz im 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	154
Anhang 7-3: Emergenz in den offenen Teichen (Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	154
Anhang 7-4: Eianzahl in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	158
Anhang 7-5: Eianzahl in dem 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-5)..	158
Anhang 7-6: Eianzahl in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-5)	158
Anhang 7-7: Eigelege in den Einzelnetzen (K= Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	161
Anhang 7-8: Eigelege in den 6er-Netzen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-7)	161
Anhang 7-9: Eigelege in den offene Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-7)	161
Anhang 7-10: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege in den Einzelnetzen (blau = Kontrolle, rot = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	167
Anhang 7-11: Eianzahl pro Gelege im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-10)	167
Anhang 7-12: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-10)	167
Anhang 7-13: Gesamt-Larvenabundanz Einzelnetze (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	168
Anhang 7-14: Gesamt-Larvenabundanz 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-13)	168
Anhang 7-15: Gesamt-Larvenabundanz in den offene Teichen Legendenerläuterung siehe Anhang 7-13)	168
Anhang 7-16: L1-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	169



Anhang 7-17:	L1-Larvenabundanz im 6er-Netz (K = Kontrolle, B= Behandlung, Legendenerläuterung siehe Anhang 7-16).....	169
Anhang 7-18:	L1-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-16)	169
Anhang 7-19:	L2-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	170
Anhang 7-20:	L2-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-19).....	170
Anhang 7-21:	L2-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-19)	170
Anhang 7-22:	L3-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	171
Anhang 7-23:	L3-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-22).....	171
Anhang 7-24:	L3-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-22)	171
Anhang 7-25:	L4-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	172
Anhang 7-26:	L4-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-25).....	172
Anhang 7-27:	L4-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-25)	172
Anhang 7-28:	Puppenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)	173
Anhang 7-29:	Puppenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-28).....	173
Anhang 7-30:	Puppenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-28)	173
Anhang 7-31:	Größenverteilung der Körpergröße von <i>Daphnia magna</i> in Woche drei	176
Anhang 7-32:	Größenverteilung der Körpergröße von der Gruppe <i>Daphnia pulex/ longispina</i> in Woche drei	176
Anhang 7-33:	Größenverteilung der Körpergröße von <i>Chydorus</i> sp. in Woche drei .	176
Anhang 7-34:	Größenverteilung der Körpergröße der Nauplien in Woche drei.....	177
Anhang 7-35:	Größenverteilung der Körpergröße von cyclopoiden Copepoden in Woche drei.....	177
Anhang 7-36:	Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche drei.....	178
Anhang 7-37:	Größenverteilung der Körpergröße von <i>Daphnia magna</i> in Woche 8.	178
Anhang 7-38:	Größenverteilung der Körpergröße von <i>Daphnia pulex/ longispina</i> in Woche 8.....	178



Anhang 7-39:	Größenverteilung der Körpergröße von <i>Chydorus</i> sp. in Woche 8	179
Anhang 7-40:	Größenverteilung der Körpergröße der Nauplien in Woche 8.....	179
Anhang 7-41:	Größenverteilung der Körpergröße von cyclopoiden Copepoden in Woche 8.....	179
Anhang 7-42:	Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche acht	180
Anhang 7-43:	Berechnete relative Mortalität [%] von <i>C. crystallinus</i> für alle Teiche mit Einzelnetz (K = Kontrolle, B = Behandlung)	180
Anhang 7-44:	Berechnete relative Mortalität [%] von <i>C. crystallinus</i> für alle Teiche mit 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung)	181
Anhang 7-45:	Berechnete relative Mortalität [%] von <i>C. crystallinus</i> für alle offenen Teiche (K = Kontrolle, B = Behandlung)	181
Anhang 7-46:	Chlorophyll a-Werte für Mesokosmen in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung)	182
Anhang 7-47:	Chlorophyll-Werte für Mesokosmen im 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung).....	182
Anhang 7-48:	Chlorophyll-Werte für Mesokosmen in den offenen Teichen (K = Kontrolle, B = Behandlung)	183
Anhang 7-49:	Sauerstoffkonzentrationen in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)	183
Anhang 7-50:	Sauerstoffkonzentrationen in der Einzelnetz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung).....	184
Anhang 7-51:	Sauerstoffkonzentrationen in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)	184
Anhang 7-52:	Sauerstoffkonzentrationen in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	185
Anhang 7-53:	Sauerstoffkonzentrationen in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	185
Anhang 7-54:	Härtebereich des Wassers in den Einzelnetzen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle, B = Behandlung)	186
Anhang 7-55:	Härtebereich des Wassers in den 6er-Netzen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle, B = Behandlung)	186
Anhang 7-56:	Härtebereich des Wassers in den offenen Teichen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	187



Anhang 7-57:	pH-Wert in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle).....	187
Anhang 7-58:	pH-Wert in der Einzelnetz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung).....	188
Anhang 7-59:	pH-Wert in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle).....	188
Anhang 7-60:	pH-Wert in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung).....	189
Anhang 7-61:	pH-Wert in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	189
Anhang 7-62:	Elektrische Leitfähigkeit in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)	190
Anhang 7-63:	Elektrische Leitfähigkeit in der Einzelnetz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	190
Anhang 7-64:	Elektrische Leitfähigkeit in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)	191
Anhang 7-65:	Elektrische Leitfähigkeit in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	191
Anhang 7-66:	Elektrische Leitfähigkeit in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)	192



Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen für <i>Chaoborus crystallinus</i> (VB = obere bzw. untere Grenze des 95 prozentigen Vertrauensbereichs, x = zu dem Zeitpunkt noch nicht messbar, grau markierte Kästchen = Werte konnten nicht berechnet werden und wurden nur anhand der sigmoiden Dosis-Wirkungs-Kurve abgelesen, Werte waren höher als die höchste eingesetzte Konzentration, n. b. = nicht berechnet)	24
Tabelle 2-2:	Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen für <i>Daphnia magna</i> (Erläuterungen siehe Tabelle 2-1).....	25
Tabelle 3-1:	Übersicht über die chronologische Abfolge der Animpfereignisse.....	29
Tabelle 3-2:	Herkunft und Anzahl der <i>Chaoborus crystallinus</i> -Individuen für die genetische Analyse	44
Tabelle 3-3:	Berechnung der Allelfrequenzen	50
Tabelle 3-4:	Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen, Wasserhärte und elektrische Leitfähigkeit in den Mesokosmosteichen an verschiedenen Terminen .	55
Tabelle 3-5:	Variationskoeffizienten mit Standardabweichung für die Emergenz aus der vorliegenden Mesokosmosstudie und Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien (K = Kontrolle, B = Behandlung).....	69
Tabelle 3-6:	Emergenz-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (ungleiche/gleicher Index-Buchstabe = signifikante/keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teichsystemen, schwarzer Kasten= signifikant weniger Abundanz, dick umrahmter Kasten = signifikant mehr Abundanz).....	72
Tabelle 3-7:	Männchen-Weibchen-Verhältnis aus der Gesamtemergenz berechnet	73
Tabelle 3-8:	Eigelege-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungs-szenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)	76
Tabelle 3-9:	Eianzahl-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)	77
Tabelle 3-10:	Mittlere Eigelegeanzahl pro Weibchen für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien für den Gesamtzeitraum	83
Tabelle 3-11:	Variationskoeffizienten und Standardabweichung für die Larvenabundanz aus der vorliegenden Mesokosmosstudie und Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien (K = Kontrolle, B = Behandlung)	85
Tabelle 3-12:	Abundanz-Mittelwerte sämtlicher <i>Chaoborus crystallinus</i> -Larven mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)	87



Tabelle 3-13:	Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L1-Larven von <i>Chaoborus crystallinus</i> mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6).....	89
Tabelle 3-14:	Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L2-Larven von <i>Chaoborus crystallinus</i> mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6).....	91
Tabelle 3-15:	Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L3-Larven von <i>Chaoborus crystallinus</i> mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6).....	94
Tabelle 3-16:	Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L4-Larven von <i>Chaoborus crystallinus</i> mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, desweiteren auch Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben, signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6).....	97
Tabelle 3-17:	Relative Mortalität [%] von <i>C. crystallinus</i> mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, zusätzlich mit Indices der t-Test-Ergebnisse, signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (ungleiche/ gleicher Index-Buchstabe = signifikante/ keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teichsystemen, dick umrandeter Kasten = signifikant weniger Mortalität, schwarzer Kasten = signifikant mehr Mortalität)	101
Tabelle 3-18:	Populationsgenetische Parameter: Anzahl Allele (N), Anzahl unterschiedlicher Allele (Na), Anzahl effektiver Allele (Ne), Shannon Index (I), erwartete Heterozygotität (He), beobachtete Heterozygotität (UHe), relativer Anteil polymorpher Loci und Anzahl Banden und Anzahl eigener Banden im Polyacrylamidgel (aus DOROW 2009), dick umrahmte Werte = niedrigere Werte im Vergleich zu den anderen Populationen	109
Tabelle 3-19:	Mittelwerte der paarweise Distanz erstellt mit Arlequin V3 (hohe Werte grau hervorgehoben).....	110
Tabelle 3-20:	Einteilung der Probenteiche zu ihrem zugehörigen Cluster nach der SplitsTree4-Analyse und Übersicht über die ermittelten genetischen Parameter und ökologischen Randbedingungen (+ = mehr, - = weniger, * = die Hälfte der Mesokosmosteiche wurde jährlich Neubefüllt, die andere Hälfte nicht), mit einem schwarzen Kasten sind Population hervorgehoben, die eine erhöhte Diversität oder eine höhere genetische Distanz aufwiesen	111
Tabelle 4-1:	Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen von <i>Chaoborus</i> -Larven und Cladoceren im Vergleich mit Literaturdaten (k. A. = keine Angabe, T. = Tage, Imm. = Immobilität, A. m. E. = Adulte mit Eier, Biom. = Biomonitoring, Std. = Stunden)	116



Tabelle 7-1:	Rohdaten Emergenz (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung).....	153
Tabelle 7-2:	Wahrscheinlichkeitswerte(p-Werte) nach Durchführung eines t-Testes mit Emergenz, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (offen= offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, schwarzer Kasten = signifikant, fette Schrift = Tendenz => $0,05 < p < 0,1$; n.b. = nicht berechnet)	155
Tabelle 7-3:	Rohdaten Eianzahl (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung).....	156
Tabelle 7-4:	Rohdaten Eigelege (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung).....	159
Tabelle 7-5:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit Eianzahl, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, schwarz = signifikant, fette Schrift = Tendenz => $0,05 < p < 0,1$; n.b. = nicht berechnet).....	162
Tabelle 7-6:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit Eigelegen, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	162
Tabelle 7-7:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit allen Larvenstadien, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	162
Tabelle 7-8:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L1-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	163
Tabelle 7-9:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L2-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	163
Tabelle 7-10:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L3-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	163
Tabelle 7-11:	Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L4-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)	164
Tabelle 7-12:	Eianzahlklassen von <i>Chaoborus crystallinus</i> mit der berechneten Häufigkeit der Eianzahlklassen und der polynomischen Konstanten für eine polynomische Regressionsgerade 6. Ordnung zur Ermittlung des Wendepunktes	165
Tabelle 7-13:	Rohdaten der ausgemessenen Eigelege und der dazugehörigen ausgezählten Eianzahl vom 07.07.2005 zur Berechnung einer Regressionsgeraden.....	166
Tabelle 7-14:	Zooplankton-Rohdaten für die dritte Woche, Angaben in Individuen pro Liter, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, ? = Bestimmung nicht eindeutig)	174



Tabelle 7-15:	Zooplankton-Rohdaten für Woche acht (Angaben in Individuen pro Liter, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, ? = Bestimmung nicht eindeutig)	175
Tabelle 7-16:	Wahrscheinlichkeitswerte (p -Werte) für die relative Mortalität (Ln-transformiert) nach Durchführung eines t-Tests (grau = signifikant) ...	181
Tabelle 7-17:	Matrix für die Mittelwerte der paarweisen Distanz errechnet mit Arlequin V3 (* = signifikant, $p \leq 0,05$), graue Kästchen/diagonal = innerhalb der Population, weiße Kästchen = zwischen den Populationen	192
Tabelle 7-18:	Rohdaten der Nährstoffkonzentrationen, Wasserhärte und Leitfähigkeit für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien	193
Tabelle 7-19:	Venn-Population, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	194
Tabelle 7-20:	Golfplatz-Population, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	195
Tabelle 7-21:	Melaten-Population, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	196
Tabelle 7-22:	Population der Mesokosmosanlage am Institut/ 6er-Netz-Kontrolle, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	197
Tabelle 7-23:	Population der Mesokosmosanlage am Institut/ 6er-Netz-Behandlung, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	198
Tabelle 7-24:	Population der Mesokosmosanlage am Institut/ Einzelnetz-Behandlung, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	199
Tabelle 7-25:	Population der Mesokosmosanlage am Institut/ Einzelnetz-Kontrolle, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination.....	200



Formelverzeichnis

Formel 1-1:	Nomenklatur und chemische Strukturformel von zwei Isomeren der organischen Verbindung Alpha-Cypermethrin, welches als Insektizid eingesetzt wird	6
Formel 3-1:	Berechnung der Eigelege pro Weibchen.....	35
Formel 3-2:	Berechnung der Entwicklungsdauer von <i>Chaoborus crystallinus</i> (aus RATTE unveröffentlicht).....	37
Formel 3-3:	Berechnung der Mortalität von <i>Chaoborus crystallinus</i> (T = Zeit, z.B. T ₀ = Woche 0).....	38
Formel 3-4:	Berechnung der Häufigkeit des Allels A.....	49
Formel 3-5:	Hardy-Weinberg-Gleichgewicht	50
Formel 3-6:	Berechnungen für die Anzahl effektiver Allele (N _e), Shannons Informationsindex (I) und die Heterozygotität (h, u _h) (p, q = Allelfrequenzen, N = Populationsgröße)	52
Formel 3-7:	Transformation mit dem natürlichen Logarithmus für Abundanzen (x) < 1/n/ L (nach VAN DEN BRINK ET AL. 1995).....	52
Formel 3-8:	Transformation mit dem natürlichen Logarithmus für Abundanzen (x) > 1/n/ L (nach VAN DEN BRINK ET AL. 1995).....	52



Abkürzungen

©	engl.: Copyright = Anspruch auf Urheberrecht
®	engl.: Registered Trade Mark = registrierte Warenmarke
°C	Grad Celsius [Temperaturmessung]
°dH	Grad deutscher Härte
µg	Mikrogramm
µl	Mikroliter
µS/ cm	Mikrosiemens pro Zentimeter
♂, ♀	Symbol für Männchen und Weibchen
a. i.	engl.: active ingredient = aktiver Wirkstoff
AGG, CAT, CGA, AAG	Basensequenzen, Buchstaben stehen für folgende Molekülnamen: A = Adenosin, G = Guanin, C = Cytosin, T = Thymin
cm	Zentimeter
DIN	Deutsches Institut für Normung
DNA	Desoxyribonukleinsäure
E	geografische Angabe: östlicher Längengrad
e. V.	eingetragener Verein
EC _x	engl.: effect concentration = Effekt Konzentration (x = Angabe des Effekts in Prozent)
EN	Europäische Norm
g	Gramm
h	Stunde
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
Hz	Hertz
km	Kilometer
L	Liter
LC _x	engl.: Lethal Concentration = Letale Konzentration (x = Angabe wie viel Prozent Effekt erreicht wurde)
ln	natürlicher Logarithmus
log	Logarithmus
lux	SI-Einheit für Beleuchtungsstärke
m, mm	Meter, Millimeter
ml	Milliliter
n	engl.: number of individuals = Anzahl Individuen



N	geografische Angabe: nördlicher Breitengrad
Na ⁺	Natrium-Kation
nm	Nanometer
NOEC	engl.: No Observed Effect Concentration = Konzentration bei der kein Effekt beobachtet wurde
Ø	Durchmesser
OECD	engl.: Organisation for Economic Cooperation and Development = Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
pH	als Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung, negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität
R	Beschreibung der Anordnung der unterschiedlichen Substituenten an Atomen
R ² oder r ²	Bestimmtheitsmaß
s	Sekunde
S	Beschreibung der Anordnung der unterschiedlichen Substituenten an Atomen
sp.	eine nicht näher bezeichnete Spezies
Std.	Stunde
T1, T0	Zeitpunkt 1, Zeitpunkt Null
ü. NN	über Normalnull (Bezug zum Meeresspiegel)
URL	engl.: Uniform Resource Locator = „einheitlicher Quellenanzeiger“
W	Watt



1. Einleitung

1.1 *Allgemeines zu Mesokosmen*

Aufgrund der Vielzahl an anthropogenen Chemikalien, die in die Umwelt gelangen, wird die Zuverlässigkeit von Prognosen über deren potentielle Auswirkungen auf die Umwelt immer wichtiger. Die Prognosen sollten dabei kurz- und langfristige, qualitative und quantitative Veränderungen im Auge behalten und wissenschaftlich fundiert sein. In den letzten Jahrzehnten sind zahlreiche biologische Testverfahren zur Erfassung und Bewertung von toxischen Wirkungen von Chemikalien entwickelt worden und werden kontinuierlich weiterentwickelt bzw. neue Verfahren kommen hinzu. Gesetzliche Regelungen wie das Chemikaliengesetz und das Pflanzenschutzgesetz schreiben den Einsatz von biologischen Testverfahren zur Risikobewertung von neu in Verkehr gebrachten Chemikalien zwingend vor. In der Umweltschutzpraxis kommt den Einzelspezies-Untersuchungen vorrangige Bedeutung zu, da definierte Toxizitätstests Grundlage der gesetzlichen Vorschriften sind (FENT 2003). Erst seit einigen Jahren werden vermehrt Modellökosysteme, sogenannten Mesokosmen, zur Prüfung und Bewertung von Chemikalien, v.a. von Pestiziden und Schwermetallen, eingesetzt (FENT 1998). In solchen Mesokosmen werden Ausschnitte aus realen Ökosystemen betrachtet. Am weitesten etabliert sind dabei Mesokosmen, die Ausschnitte aus stehenden Gewässern repräsentieren. Sie werden häufig zur Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln eingesetzt. Vorteile solcher Modellökosysteme sind ihre größere Naturnähe, die Erfassung von Wirkungen auf Artengemeinschaften inklusive der indirekten Effekte und das realistischere Expositionsszenario. Indirekte Effekte entstehen aufgrund der Interaktionen zwischen verschiedenen Arten und Gemeinschaften (Räuber-Beute-Effekte, Konkurrenz um Nahrungsressourcen). Nachteile sind jedoch der große Aufwand und die im Vergleich zum Labortest geringere Reproduzierbarkeit.

Die Modell-Teiche werden in der Regel mit natürlichem, möglichst unbelastetem Seesediment und Wasser (meist Leitungs- oder Brunnenwasser, seltener Wasser aus natürlichen Gewässern) befüllt. Aus Dauerstadien oder im eingebrachten Sediment lebenden Organismen entwickeln sich dann die Populationen in dem neuen künstlichen Habitat. Die entstehende relativ komplexe Lebensgemeinschaft wird nach einer bestimmten Vorlaufzeit mit einer Chemikalie behandelt. Der Anfangspunkt der Studie kann je nach Fragestellung und Verwendung der Chemikalie unterschiedlich gewählt werden. Die Veränderungen in den Teichen werden über einen längeren Zeitraum von



einigen bis mehreren Monaten – je nach Fragestellung, Anwendung und Eigenschaften der eingesetzten Chemikalie - beobachtet. Das hat den Vorteil, saisonale Effekte (z. B. Temperatur, Tageslichtdauer) und eine mögliche Erholung („Recovery“) der geschädigten Populationen unter annähernd natürlichen Verhältnissen verfolgen zu können. Von einer Wiedererholung wird gesprochen, wenn die unter Chemikalieneinfluss geschädigten Populationen erneut ein Wachstum zeigen beziehungsweise, wenn über einen verlängerten Zeitraum keine signifikanten Unterschiede in der Abundanz zwischen Kontrolle und Behandlung vorhanden sind (VAN DEN BRINK ET AL. 1996). Hierbei sei eine Wiedererholung auch dann erreicht, wenn die Behandlungen die Spannweiten der Kontrollen erreichen. Substanzen, die nach acht Wochen keine Wiedererholung anzeigen, werden dabei als problematisch eingestuft (GRÜNWALD 2003). In den letzten Jahren ist die Wiedererholung der geschädigten Populationen bei der Bewertung von Mesokosmosstudien zur zentralen Frage geworden (zum Beispiel HANAZATO & YASUNO 1990 a, VAN DEN BRINK ET AL. 1996, SHERRATT ET AL. 1999, TRAAS ET AL. 2004, BURKE ET AL. 2005, CAQUET ET AL. 2007, HANSON ET AL. 2007). Diese Studien dienen letztendlich dazu eine sog. ökologisch akzeptierbare Konzentration (EAC: ecological acceptable concentration) der untersuchten Chemikalie ableiten zu können (CAMPBELL ET AL. 1999). Bei der Bewertung der Wiedererholung müssen Charakteristiken der Landschaften und Saisonalität beachtet werden (CAQUET ET AL. 2007). Hierbei ist zu erwähnen, dass das Wiedererholungspotenzial bei den unterschiedlichen Spezies von ihrem Lebenszyklus beziehungsweise ihren Verbreitungsmechanismen (Bildung von Dauerstadien, Migration bei emergierenden Insekten etc.) entscheidend beeinflusst werden kann (VAN DEN BRINK ET AL. 1996, SHERRATT ET AL. 1999, MØHLENBERG 2001, HANSON ET AL. 2007). So könnten Daphnien beispielsweise Ehippien bilden und Perioden ungünstiger Lebensbedingungen wie z. B. toxischen Stress überdauern (HANSON ET AL. 2007). Bei emergierenden Insekten (z. B. Chaoboridae, Chironomidae) ist die Recovery grundsätzlich anders zu bewerten, weil sie keine Dauerstadien bilden. In diesem Fall kann nicht beurteilt werden, ob die Wiedererholung aus dem behandelten Teich selbst erfolgt (autochthon) oder durch Eiablage von adulten Insekten aus anderen Systemen (allochthon). Da die künstlichen Teiche im offenen Austausch mit der Umgebung stehen, kann die Recovery auch durch Eiablage durch Weibchen aus Kontrollteichen oder durch Zuflug von Weibchen weiter entfernt liegender Teiche der Umgebung und anschließender Eiablage erfolgen (MØHLENBERG 2001).



HANAZATO (1998) beobachtete eine unterschiedliche Recovery von abgedeckten und offenen mit Insektizid behandelten Teichen, welches durch fehlende bzw. vorhandene Immigration von *Chaoborus flavicans* verursacht wurde, aber auch von der Jahreszeit abhing. Weiterhin bemerkte er, dass *C. flavicans* relativ schnell neu befüllte Experimentalteiche besiedelte. Neuere qualitative Untersuchungen mit einem Insektizid von CAQUET ET AL. (2007) und HANSON ET AL. (2007) zeigten, dass sich geschädigte Populationen emergierender Insekten aus offenen Teichen schneller erholen als die aus abgedeckten Teichen. Die Ergebnisse wurden als Zuwanderung von emergierenden Insekten aus den unbehandelten Kontrollteichen gedeutet. In abgedeckten Teichen hingegen konnten sich durch eine fehlende Zuwanderung von außen die Populationen der emergierenden Insekten nur bedingt wieder erholen. Generell würde man Mikro- und Mesokosmen wegen ihrer ungenügenden Immigrations- und Rekolonisationsmöglichkeiten innerhalb der experimentellen Aufbauten als „worst-case-Szenario“ behandeln (TRAAS ET AL. 2004). Es ist aber aufgrund des Experimentes von CAQUET ET AL. (2007) und HANSON ET AL. (2007) anzunehmen, dass das Wiederholungspotenzial in Mesokosmosstudien mit offenen Teichen oftmals überbewertet wird und für diese Organismengruppe nicht dem oft für Mesokosmosstudien postulierten „worst-case-Szenario“ entspricht. Dies konnte auch von STRAUSS ET AL. (2007) anhand einer Simulationsstudie für die semiaquatische Mücke *Chaoborus crystallinus* im Rahmen der Auswertung einer Mesokosmosstudie gezeigt und das Ausmaß des Effektes ansatzweise quantifiziert werden. Zur weiteren Validierung des Modells bedarf es aber weiterer Freilandstudien.

1.2 Erste Fragestellung: Wiederholungspotenzial

Ziel dieser Untersuchung ist es an der oben genannten Recovery-Problematik anzuknüpfen und das Wiederholungspotenzial von emergierenden Insekten zu untersuchen. Als Modellorganismus für diese Untersuchung wird die Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* gewählt. Die Larven der Chaoboriden sind aufgrund ihrer Schlüsselstellung in fischfreien Gewässern, sowie ihrer häufig hohen Sensitivität gegenüber Insektiziden, wichtige Indikatororganismen in der Bewertung von Pflanzenschutzmitteln (STEPHENSON 1982, TIDOU 1992, SHERRATT ET AL. 1999, GRÜNWALD 2003, LAURIDSEN 2003, FUNK 2004). Es gilt quantitativ und qualitativ festzustellen, in welchem Ausmaß Immigration nach



toxischer Belastung aus Kontrollteichen oder von weiter entfernt liegenden Teichen der Umgebung in die belasteten Systeme stattfinden kann. Eine Methode, dieser Fragestellung nachzugehen, war das Abdecken einiger Teiche mit Netzen, um die Migration zu unterbinden und so die Quelle der Recovery ermitteln zu können. Um die Population des zu untersuchenden Organismus vorübergehend zu schädigen, wurde das Insektizid FASTAC SC ® 100 ausgewählt, auf das *C. crystallinus* sensitiv und die potentiellen Futterorganismen weniger sensitiv reagieren.

1.3 Biologie und Ökologie von *Chaoborus crystallinus*

Die transparenten Larven der Büschelmücke *Chaoborus crystallinus*, die zu den nicht stechenden Nematocera gehören, halten in kleinen fischfreien Gewässern als pelagischer Räuber eine wichtige Schlüsselstellung im Nahrungsnetz inne (FEDERENKO 1975, DODSON 1972, LAMPERT & SOMMER 1993). *C. crystallinus* durchläuft verschiedene Entwicklungsstadien. Hierbei sind die Stadien Ei, die daraus schlüpfende L1-Larve und weitere drei Larvenstadien (L2 bis L4), die Puppe und die Imago zu nennen (SÆTHER 1996). Je nach Größe ernähren sich die vier Larvenstadien von unterschiedlichen Größenfraktionen des Zooplanktons (SWIFT 1992). Die Entwicklungszeit der Larven dauert unter optimalen Futterbedingungen 15 Tage (BÜNS & RATTE 1990). Hierbei weisen die Larvalstadien L1 und L2 mit teilweise zwei Tagen die kürzeste Entwicklungszeit auf (MEYER 2007 a). Nach abgeschlossener Entwicklung verpuppt sich die Larve. Aus dieser Puppe schlüpft das adulte flugfähige Tier, welches ohne weitere Nahrungsaufnahme einen Kopulationspartner sucht. Die Lebensdauer der adulten Insekten beträgt maximal 10 Tage, jedoch durchschnittlich 5,2 Tage (BERENDONK & BONSALL 2002). Wenn nach gelungener Kopulation ein geeignetes Habitat zur Eiablage gefunden wurde, wird ein einzelnes Eigelege abgelegt (SÆTHER 1996). Die Eigelege werden meist im Dunklen gelegt und beinhalten 60 - 350 Eier pro Gelege (PARMA 1971, SÆTHER 2002).

Innerhalb eines Jahres können zwischen Juni und Ende August drei Generationen von *C. crystallinus* auftauchen (RATTE 1986). Phasen mit weniger optimalen Bedingungen wie z.B. der Herbst/Winter überdauern die Larven mit einer Dormanz. Der Eintritt in dieses Ruhestadium ist von der Photoperiode und der Temperatur gesteuert und wird begleitet von einer geringeren Nahrungsaufnahme und einer verlangsamten Entwicklung. Es existiert eine kritische Photoperiode bei 20 °C und einem Hell-Dunkel-Phase von 11:13



Stunden und bei 14°C bei 13:11 Stunden. Wiederrum besteht auch eine kritische Temperaturschwelle bei einem Hell-Dunkel-Rhythmus von 12:12 Stunden und circa 18,5°C (RATTE 1977).

1.4 Eingesetztes Insektizid – Wirkstoff und Anwendung

Für die Mesokosmosstudie wurde Insektizid FASTAC SC ® 100 verwendet. Es wird von der BASF Aktiengesellschaft in Ludwigshafen hergestellt und beinhaltet das synthetische Pyrethroid Alpha-Cypermethrin als aktiven Wirkstoff (100 g/ L Alpha-Cypermethrin a. i.¹). Die unterschiedliche Wirkung von Pyrethroiden auf Chaoboriden und andere Invertebraten wurde bereits in einigen Studien nachgewiesen und im Modell validiert (zum Beispiel STEPHENSON 1982, HANSON ET AL. 2007, SANDMANN 2000, GRÜNWALD 2003, SCHROER ET AL. 2004, STRAUSS PERSÖNLICHE MITTEILUNG, STRAUSS ET AL. 2007).

Solche chlorierten Kohlenwasserstoffe mit biozidem Wirkungspotenzial wirken auf die sensorischen und motorischen Nervenfasern (FENT 2003). Genauer betrachtet beeinflussen Pyrethroide die Leitfähigkeit der Nervenmembranen indem sie die Na⁺-Kanäle blockieren. Die Natrium-Ionen erfahren somit einen verlängerten Einwärtsstrom während der Erregungsphase und es erfolgt eine Dauerentladung der Nerven.

Alpha-Cypermethrin liegt in einer Racemat-Mischung von zwei Enantiomeren vor (1R Cis S und 1S Cis R; Formel 1-1).

In reiner Form hat Alpha-Cypermethrin bei 23 ± 1 °C einen Octanol-Wasser-Koeffizienten von 6,29 ± 0,02 Log K_{ow} und verfügt über eine Wasserlöslichkeit von 0,01 mg/ L bei 20 ± 0,5°C. Desweiteren besitzt dieses synthetische Pyrethroid einen Schmelzpunkt zwischen 78 und 80 °C (WHO 2006). Die Halbwertszeit von Alpha-Cypermethrin liegt bei 2,4 Tagen (STRAUSS, persönliche Mitteilung)

Das Insektizid FASTAC SC ® 100 liegt in einer wasserbasierten, lösungsmittelfreien Suspensions-Formulierung vor und besteht aus einer Mischung von Alpha-Cypermethrin (9,85 %), Alkoholethoxylatphosphatester (1 %) und Tributylphenolpolyglykoether (4 %) (BASF 2004). Die beiden letzten erwähnten Zusatzstoffe sind Detergenzien bzw. Tenside und werden als nicht-ionische Emulgatoren eingesetzt.

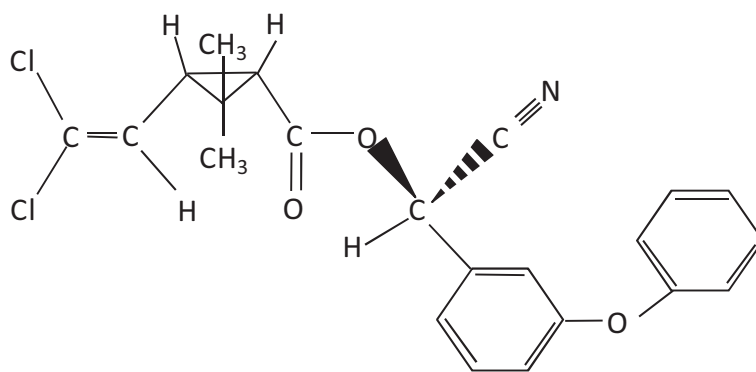
¹ a. i. = active ingredient



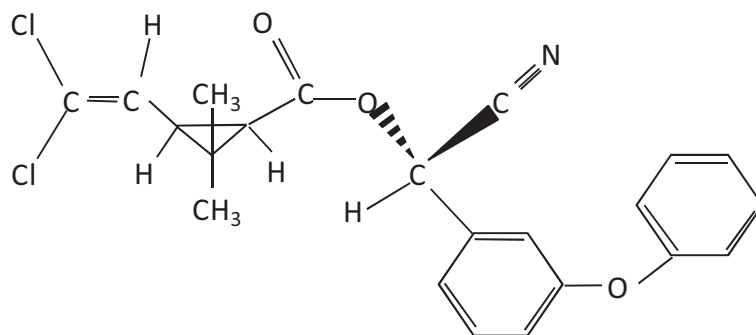
Das Biozid wirkt über Kontakt und Fraß bei Bekämpfung von Schädlingen zum Beispiel im Raps-, Rüben- und Getreidebau, und ist ebenfalls genehmigt zur Bekämpfung des Maiswurzelbohrers.

Ende der Zulassung dieses Produktes war 31.01.2005. Beim Endverbraucher vorhandene Restbestände durften allerdings bis zum 31.12.2007 aufgebraucht werden.

Formel 1-1: Nomenklatur und chemische Strukturformel von zwei Isomeren der organischen Verbindung Alpha-Cypermethrin, welches als Insektizid eingesetzt wird



(R)-alcohol (1S)-cis-acid



(S)-alcohol (1R)-cis-acid

1.5 Zweite Fragestellung: Genetik und Metapopulationskonzept

Neben dem Wiedererholungspotenzial von emergierenden Insekten sollen in dieser Arbeit die Verbreitungsmechanismen und die genetischen Populationsstruktur von *Chaoborus crystallinus* in Kleingewässern im Raum Aachen untersucht und vor dem Hintergrund des Metapopulationskonzeptes interpretiert werden. Eine Metapopulation ist definiert als eine Gruppe von Teilpopulationen (Subpopulationen). Diese sind untereinander vernetzt, d.h. es findet ein eingeschränkter Genaustausch statt. Durch



Umweltfaktoren und Größe der Subpopulationen besteht die Möglichkeit einer lokalen Extinktion. Nach einer Extinktion kann das ehemalige Habitat wiederbesiedelt werden. Immigration kann die Extinktion einer Subpopulation verhindern (HANSKI 1999).

BERENDONK & BONSALL (2002) entdeckten, dass für die beiden Schwesternarten *C. crystallinus* und *C. flavicans* zwei verschiedene Metapopulationsstrukturen existieren. *C. flavicans* ist ein Generalist und kommt auch in großen Seen mit Fischbesatz vor. Durch eine tagesperiodische Vertikalwanderung umgeht die Diptere die Gefahr von Fischen gefressen zu werden (PARMA 1971, LUECKE 1986). In seiner Verbreitungsökologie zeigt *C. flavicans* das Prinzip der Festland-Insel-Metapopulation. Hierbei existieren große, permanente Stamm-Satelliten-Populationen (z.B. großer Teich/ See), von denen kleinere Habitate zur Reproduktion angefliegen werden. *Chaoborus crystallinus* würde hingegen in einer LEVINS Metapopulation mit vielen kleinen Habitaten leben, die von einem hohen Aussterberisiko und Rekolonisation geprägt sind (BERENDONK & BONSALL 2002). Der Erfolg fischfreie Gewässer aufzusuchen, läge in der Fähigkeit der Weibchen direkt, während oder vor der Eiablage festzustellen, ob der Teich einen Fischbestand aufweist. Die Auswahl geschieht durch die Detektion sogenannter Kairomone (chemische Botenstoffe), die vom Fisch an das Wasser abgegeben werden (BERENDONK 1999).

Das theoretische Konzept der Inselökologie nach MACARTHUR & WILSON (1967) wurde in den letzten Jahren sehr erfolgreich durch das Metapopulationskonzept von LEVIN (1970) ergänzt, das insbesondere in der Naturschutzforschung zur Beurteilung von Aussterberisiken bzw. Chancen der Recovery oder Wiederbesiedlung genutzt wird. Danach sind für das Überleben von Teilpopulationen längerfristig aktive Migration und passive Verbreitungen von Individuen notwendig, um Verluste an Individuen und genetischer Diversität zu kompensieren. Es gibt allerdings bisher kaum Untersuchungen zu dieser Fragestellung (BERENDONK & BONSALL 2002).

Um festzustellen, ob es genetische Unterschiede zwischen natürlichen Teichpopulationen und der Mesokosmosteiche gibt, sollen molekularbiologische Untersuchungsmethoden herangezogen werden. Über die Analyse von DNA-Sequenzen gefangener Chaoboriden soll festgestellt werden, ob zwischen den Mesokosmosteichen ein genetischer Austausch stattfindet, ein homogener Genpool vorhanden ist oder ob bei weiter entfernt liegenden Teichen genetische Verwandtschaften auftreten. Aus den Ergebnissen könnten mögliche Flugdistanzen der Weibchen abgeleitet werden, denn die Verbreitung/ Kolonisation von *Chaoborus* sp. ist hauptsächlich über die Entfernung zu



den Teichen bestimmt (BERENDONK & BONSALL 2002). Mögliche Veränderungen im Genpool der Individuen in der Mesokosmosstudie können ebenfalls detektiert und mit den anderen Ergebnissen verglichen werden.

Zusammenfassend soll mit den zwei Hauptfragestellungen folgende Themengebiete in der vorliegenden Arbeit bearbeitet werden, um das Wiedererholungspotenzial emergierender Insekten in Mesokosmosstudien zu bewerten:

- Gibt es nach einer Insektizid-Kontamination Unterschiede im Effekt und in der Wiedererholung von einerseits isolierten einzelnen Teichen, andererseits mehreren isoliert unkontaminierten und kontaminierten Teichen im Verbund, sowie offenen kontaminierten Teichen, die im Austausch mit der Umgebung stehen?
- Entsteht durch die Insektizidkontamination eine reduzierte Fekundität der *Chaoborus*-Weibchen und kann diesbezüglich ein Unterschied zwischen den Behandlungsszenarios die Wiedererholung beeinflussen?
- Wie hoch ist der Anteil der Wiederbesiedlung durch Tiere aus den benachbarten, unbelasteten Kontrollteichen, und wie hoch ist die Immigration von Tieren aus dem Umland in Relation zu dem Wiedererholungspotenzials innerhalb belasteter Systeme für *Chaoborus crystallinus*?
- Entsteht aufgrund der Populationsreduzierung in den belasteten Teichen während der Mesokosmosstudie ein genetischer Unterschied innerhalb der Teiche?
- Und kann eine genetische Verwandtschaft von Büschelmückenpopulationen, die aus benachbarten Mesokosmosteichen beziehungsweise aus Kleingewässer im Aachener Raum stammen, detektiert werden? Welche Flugdistanzen können möglicherweise daraus abgeleitet werden, die Weibchen von *C. crystallinus* überwinden, um ein geeignetes Habitat zur Eiablage zu finden?



2. Vorversuche

Zunächst wurde ein Vorversuch durchgeführt, um die Eignung von Emergenzfallen in der Mesokosmosstudie zu überprüfen. Anschließend wurde in einem akuten Biotest die Larve von *C. crystallinus* und *Daphnia magna*, als Stellvertreter für einen potentiellen Futterorganismus, in einer Konzentrationsreihe mit dem gewählten Insektizid exponiert und ein EC_{90} -Wert² für beide Testorganismen bestimmt. Diese errechnete Effektkonzentration sollte für die Mesokosmosstudie im Hauptversuch verwendet werden, um die *Chaoborus crystallinus*-Population zu einem sehr großen Teil zu dezimieren.

2.1 Material und Methoden Vorversuch

2.1.1 Vergleich zweier quantitativer Methoden: Emergenzfalle versus Exuvien absammeln

Der Vorversuch fand im Juli und August 2004 statt. Es sollte zunächst überprüft werden, wie die Büschelmücken-Emergenz am geeignetsten quantifiziert werden kann, ohne dabei zu viele Individuen in einer bereits gestörten Population abzutöten. Es sollte die Methode von Emergenzfallen mit der Zählung von Exuvien geschlüpfter Büschelmücken-Individuen miteinander verglichen werden. Bereits HAVERTZ (1988) hat das Absammeln der *Chaoborus crystallinus* Exuvien an vor Regen geschützten Teichen erfolgreich erprobt. Auch BURKE et al. (2005) konnte in einer Mesokosmosstudie mit Insektizidkontamination eine quantitative Menge Libellen-Nymphenhäute von der Teichvegetation absammeln. Diese Nymphenhäute schwimmen nicht frei auf der Teichoberfläche wie bei *C. crystallinus*, sondern sind an Teichvegetation, teilweise in geschützter Lage, befestigt. Das Absammeln der Exuvien würde im Mesokosmosexperiment die geringste Beeinflussung auf die Abundanz darstellen. Insbesondere in isolierenden Netzsystemen, wo eine Immigration fehlt, um zu einer schnelleren Wiedererholung beizutragen, wäre diese Methode sinnvoll. Das Einsetzen von Emergenzfallen könnte hingegen eine durch Insektizide stark minimierte Population zusätzlich reduzieren und eventuell käme es zu einer Extinktion der Testorganismen. Eine Wiedererholung der Population wäre somit unmöglich.

² EC_{90} = effect concentration (englisch), errechnete Konzentration einer Chemikalie bei der bei 90 % aller Organismen im Biotest ein Effekt zu sehen ist



Im Vorversuch wurden Emergenzfallen installiert und parallel dazu acht Wochen lang Exuvien von *Chaoborus crystallinus*, Culiciden, Chironomiden, Ephemeroptera und andere Dipteren abgesammelt. Unter den Begriff „andere Dipteren“ fallen Einzelfunde aus den Taxa Sciaridae, Brachycera, Simuliidae, Psychodidae und Cecidomyiidae. Am Ende wurden die Abundanzen aus den verschiedenen Fallentypen miteinander verglichen.

2.1.1.1 Probendesign und Modifikation der Emergenzfalle

Um die schlüpfenden Insekten zu fangen, wurden Emergenzfallen auf der Wasseroberfläche der Mesokosmosteiche installiert. Die Emergenzfalle schwamm mit Hilfe kleiner Bojen auf der Wasseroberfläche (Abbildung 2-1). Sie bestand aus einem kreisförmigen Kunststoffrahmen (Durchmesser 55 cm), auf dem sich eine kegelförmig über eine Metallhalterung gespannte Gaze befand. Darauf war ein Behälter befestigt, der die aufliegenden Insekten in einer Fixierlösung fing, tötete und konservierte. Um die Falle in der gewünschten Position zu halten, wurde sie mit drei Schnüren am Tonnenrand des Mesokosmosteiches befestigt.

Die Fixierlösung bestand aus 70 prozentigem Ethanol, 40 g Saccharose/ L und 40 ml Glycerin/ L.

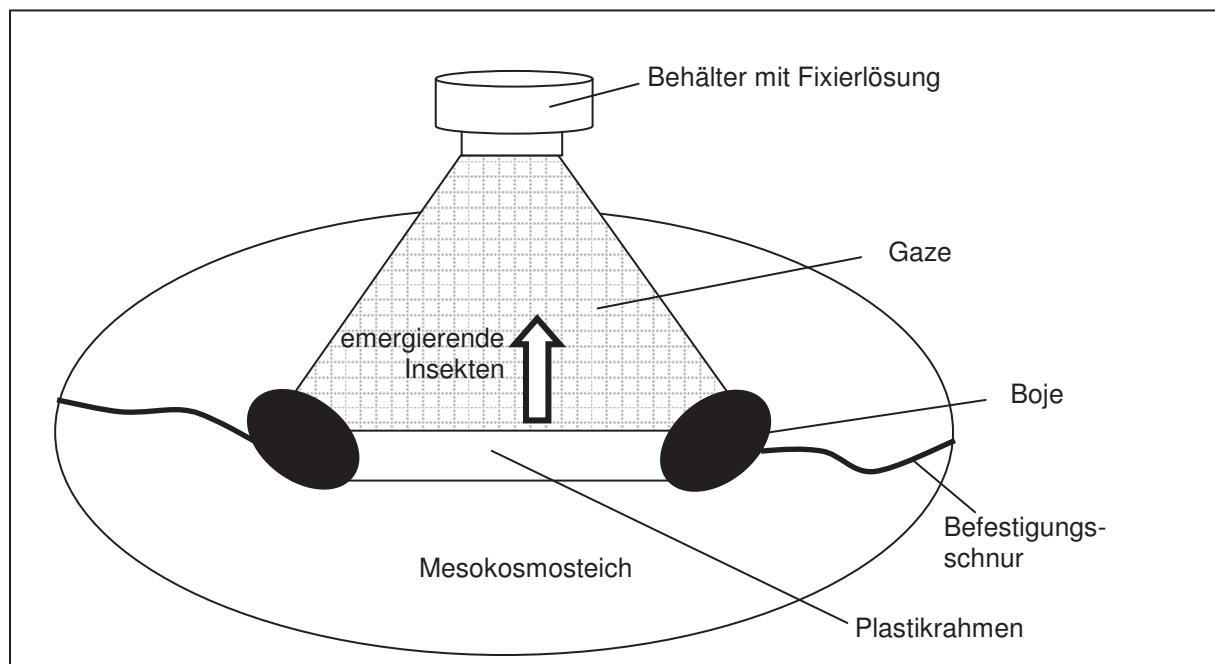


Abbildung 2-1: Schematische Darstellung einer Emergenzfalle schwimmend auf einem Mesokosmosteich



Um die Exuvien abzusammeln, wurde von einigen Fallen die Gaze abgenommen. In diesen präparierten Fallen war die Wasseroberfläche innerhalb des Plastikrahmens gut einsehbar und erreichbar. Die abgesammelte Fläche einer offenen Falle war somit identisch mit der Fläche einer Emergenzfalle mit Gaze.

Die Mesokosmosteiche waren zu Beginn des Vorversuchs schon mit Wasser befüllt. Das Wasser stammte von einer Mesokosmosstudie aus dem Jahre 2002. Um sicher zu gehen, dass keine Pestizidrückstände vorhanden waren, wurden für den Vorversuch drei Kontrollteiche ausgewählt und jeweils mit sechs Fallen in einer zufälligen Anordnung bestückt (Abbildung 2-2). In jedem Teich waren drei Fallen mit Netz und drei ohne Netz (Abbildung 2-3) installiert. In der Mitte des Teiches war immer eine Falle mit Netz positioniert. Somit waren für die Auswertung zwei Vergleichsmöglichkeiten gegeben:

Fallen mit Netz	=> Vergleich zwischen Abundanz in der Teichmitte und am Teichrand
Fallen außen (mit und ohne Netz)	=> Vergleich zwischen Methode mit Emergenzfalle und Methode mit Absammeln von Exuvien

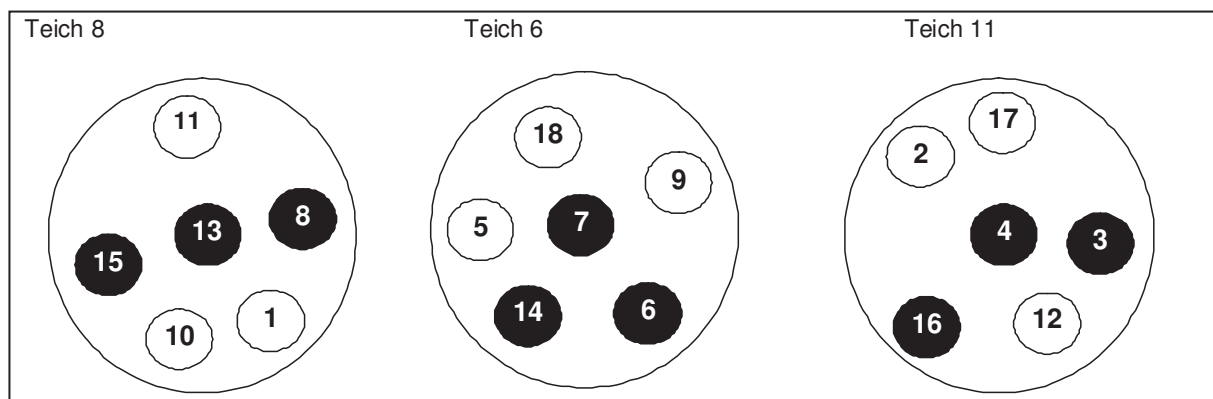


Abbildung 2-2: Schematische Aufsicht auf das Probedesign im Vorversuch (● Fallen mit Gaze, ○ Fallen ohne Gaze); Teichnummerierung stammt aus der Mesokosmosstudie aus dem Jahre 2002

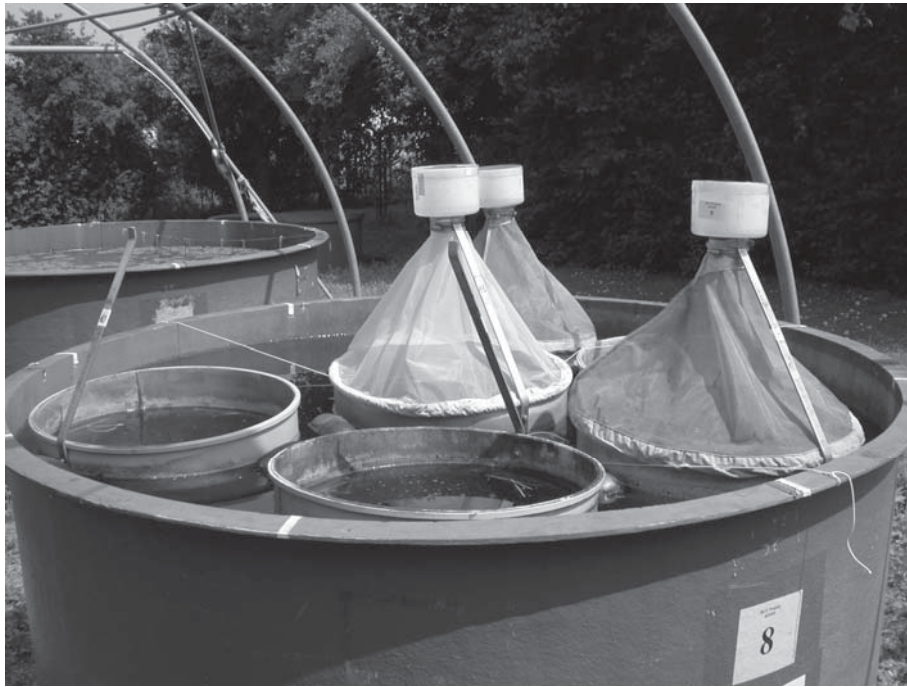


Abbildung 2-3: Anordnung der Emergenzfallen mit und ohne Gaze

Da das Absammeln der Exuvien von Niederschlägen und Zersetzungsprozessen abhängig war, wurde ein Parallelversuch gestartet. Dazu wurden drei Gefäße mit gefiltertem Teichwasser befüllt, um Exuvien von unbeprobten Teichen auf der Wasseroberfläche abzulegen. Die Gefäße wurden an der Oberfläche schwimmend im Teich und an geschützter Stelle auf der Wiese positioniert. Das dritte Gefäß stand bei konstanter Raumtemperatur (19 - 20°C) in einem Institutsbüro. In den folgenden 14 Tagen wurde beobachtet, wie viele Exuvien auf der Wasseroberfläche übrig blieben bzw. noch zu zählen waren. Exuvien, die durch mechanische Zerstörung (zum Beispiel Regen) oder biotische Faktoren (z. B. Zersetzungsprozesse) abgesunken waren, wurden nicht mitgezählt.

2.1.1.2 Probenahme

Die Probenahme der geschlossenen Emergenzfallen erfolgte wöchentlich. Die Exuvien mussten aufgrund der biologischen Abbauprozesse täglich abgesammelt werden. Dabei wurden die Exuvien mit einer Federstahlpinzette vorsichtig von unten abgehoben und in ein kleines Rollrandglas mit Fixierlösung überführt.



2.1.2 Akuter Biotest im Labor mit FASTAC (a. i. Alpha-Cypermethrin)

Um keine gravierende Futterlimitierung herbeizuführen, war es wichtig zu überprüfen, ob potentielle Futterorganismen wie Daphnien (oder anderen Cladoceren) durch das im Hauptexperiment eingesetzte Insektizid weniger beeinträchtigt werden. In der Studie soll das Insektizid FASTAC® SC 100 mit dem Wirkstoff Alpha-Cypermethrin eingesetzt werden und *Chaoborus crystallinus* und *Daphnia magna* auf ihre Reaktion untersucht werden.

Die Sensitivität der Testorganismen und die passende Insektizidkonzentration zur Populationsreduzierung wurden in einem akuten Biotest mit Hilfe einer Konzentrationsreihe untersucht. Für den Wirkstoff wurde ein LC₉₀ bzw. ein EC₉₀-Wert für Immobilität, Verpuppung und Emergenz ermittelt.

2.1.2.1 Herkunft und Vorbereiten der Testorganismen *Chaoborus crystallinus* und *Daphnia magna*

Für den akuten Biotest wurde aus der Mesokosmosanlage Melaten (Forschungsinstitut gaiac e.V., Aachen) eine Zooplanktonprobe entnommen, um ungefähr 100 große *Chaoborus crystallinus*-Individuen (möglichst L4-Larven) zu erhalten. Es wurden nur die Organismen ausgesucht, die bei einem taktilen Stimulus normal mit zuckenden Fluchtbewegungen reagierten. Um eine bessere Vergleichbarkeit bei der späteren Auswertung zu gewährleisten, mussten sämtliche Larven dasselbe Larvenstadium aufweisen. Eine Überprüfung des Larvenstadiums gelang über eine Kopfkapselvermessung der Larven (vgl. WIERTZ 1984). Für die Vermessung wurden die *Chaoborus*-Individuen vorsichtig mit einem „Drahtlöffel“ (mit aufgespannter Gaze in der Löffelmulde) aus dem Medium entnommen, auf eine Glaspetrischale gelegt und unter einem Binokular vermessen. Die Vermessung erfolgte zügig, damit die Tiere nicht unnötig Stress erlitten.

Die Daphnien-Testorganismen (*Daphnia magna* Klon 5) stammten aus der Standardzucht des Instituts für Umweltforschung (Biologie V) der Rheinisch-Westfälisch-Technischen Hochschule Aachen.

Die Daphnien zur Fütterung von *C. crystallinus* stammten ebenfalls aus der Standardzucht und aus der Mesokosmosanlage Melaten. Die Daphnien aus der Mesokosmosanlage Melaten wurden in einem 200-L-Aquarium mit ADaM-Medium (Aachener Daphnien Medium, siehe KLÜTTGEN et al. 1994) gehältert. Die Fütterung der Daphnien im Aquarium erfolgte, wie bei der Standardzucht, drei Mal pro Woche (montags, mittwochs,



freitags) mit einem Schluck abzentrifugierter Algen und freitags zusätzlich mit einer Hefelösung. Die Hefelösung bestand aus 0,2 g Bierhefe, die in 200 ml destilliertes Wasser suspendiert wurde und in einem Ultraschalbad zertrümmert wurde.

2.1.2.2 Durchführung der Tests

Folgender Versuch richtet sich nach dem akuten *Daphnia* Immobilisations-Test (OECD Guideline 202, 2004). Die eingesetzten Daphnien waren nicht älter als 24 Stunden. Dies korrespondiert sehr gut mit der Beutegröße, welche für L4-Larven von *Chaoborus crystallinus* aufgrund ihrer Maulgröße gut fressbar sind. Im dargestellten Test waren zehn Parallelen vorhanden. Im Vergleich zur OECD Guideline 202 (2004) wurden die Daphnien nicht wie beschrieben in Gruppen à fünf Individuen pro Glas, sondern einzeln in ein Rollrand-Glas à 80 ml Medium eingesetzt. Diese Veränderung sollte eine bessere Vergleichbarkeit zu dem *Chaoborus*-Toxizitätstest herstellen. Hier wurde aufgrund der Organismen-Größe ebenfalls nur ein Individuum pro Rollrandglas eingesetzt.

Für *C. crystallinus* existiert kein standardisierter akuter Immobilisationstest nach OECD. Der Testansatz orientierte sich am Daphnien Immobilisationstest und bestand aus 12 Parallelen (zwei mehr als bei den Daphnien) mit je einem Individuum angesetzt (Abbildung 2-4). Büschelmücken sind bisher kaum im akuten Biotest untersucht worden. Da nicht abzuschätzen war wie hoch die Mortalität der Büschelmücken in dieser Versuchsanordnung war, sollten die zwei zusätzlichen Parallelen eine bessere statistische Berechnung gewährleisten.

Der Versuch fand in einem klimatisierten Raum bei $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ statt und musste laut OECD eine Beleuchtungsstärke zwischen 700 - 1000 lux bei einem Tag/Nachtrhythmus von 16:8 Stunden haben. Als Medium wurde AdaM-Medium verwendet. Die gewählte Testkonzentration war 1; 0,5; 0,1; 0,05; 0,00011 $\mu\text{g}/\text{L}$ Alpha-Cypermethrin mit zusätzlich einer Kontrolle. Als sich die Testkonzentrationen für *C. crystallinus* als zu hoch erwiesen, wurden in einem zweiten Ansatz die Konzentrationen 0,5; 0,125; 0,031; 0,008; 0,002 $\mu\text{g}/\text{L}$ a. i. und eine Kontrolle verwendet. Nach OECD-Guideline 202 (2004) fanden die ersten 48 Stunden keine Fütterung der Daphnien statt. Bei *Chaoborus crystallinus* wurde ebenso verfahren. Danach fand eine Fütterung für beide Organismen statt, da der Versuch bis zum Schlupf von *C. crystallinus* weitergeführt werden sollte.



Die Daphnien wurden wie in der Standardzucht (siehe oben) drei Mal pro Woche gefüttert. Die Fütterung von *C. crystallinus* erfolgte ebenfalls drei Mal pro Woche mit jeweils zehn frisch geschlüpften Daphnien aus dem Aquarium. Hierzu wurden die Daphnien mit einem speziellen feinmaschigen Sieb (Maschenweite 0,575-,625 mm) abgeseibt, um nur die kleineren Daphnien zu erhalten. Es wurde sichergestellt, dass Futterreste und nicht gefressene Daphnien regelmäßig entfernt wurden. Immobilisation, Mortalität, Verpuppung und Emergenz wurden täglich kontrolliert und flossen zur Bewertung dieser Endpunkte in der statistischen Berechnung mit ein. Als immobil zu bewerten waren Individuen, die anormale Zuckungen zeigten. Der Körper war gestaucht und meist schwammen diese auf der Wasseroberfläche. Mortalität war vorhanden, wenn nach einem taktilen Stimulus keine Reaktion mehr vorhanden war. Der Test lief bis alle überlebenden *Chaoborus*-Individuen in der Kontrolle geschlüpft waren und dauerte 28 Tage.

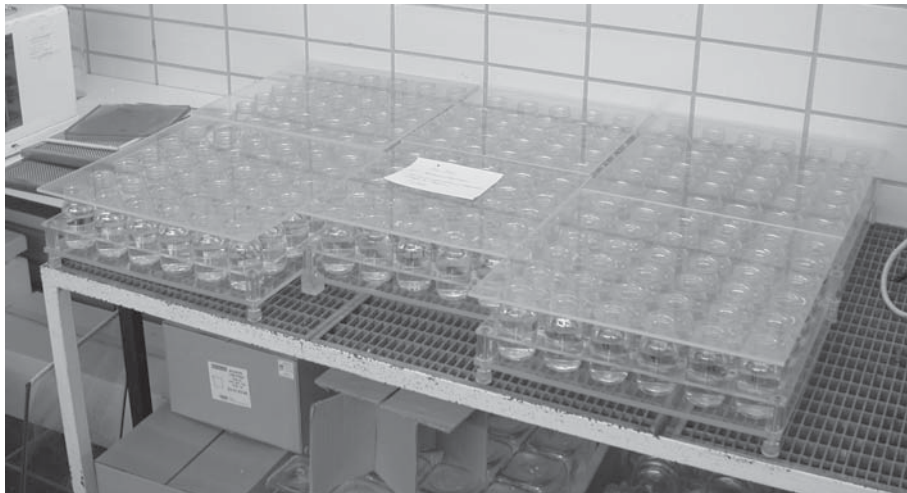


Abbildung 2-4: Immobilisationstest mit *Chaoborus crystallinus* und *Daphnia magna* im Klimaraum bei 20°C



2.1.3 Statistische Auswertung

Die Auswertung des Vorversuches erfolgte mit Hilfe des Programmes SPSS Version 16. Es wurden die Wochensummen der Emergenz gebildet und aufgrund fehlender Normalverteilung wurzeltransformiert. Die transformierten Daten wurden nach Levene's Test auf Varianzhomogenität überprüft. Danach schloss sich ein Test mit einer einfaktoriellen ANOVA und einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ an.

Die statistische Auswertung des akuten Biotest (siehe Kapitel 2.1.2) wurde mit dem Programm ToxRat[®] Professional Version 2.10.03 der Firma ToxRat[®] Solutions GmbH durchgeführt. Ziel war es insbesondere Effektkonzentrationen (EC_x = Effect Concentration), Letale Konzentrationen (LC_x = Letal Concentration) und eine $NOEC^3$ zu berechnen. Mittels einer Probit-Analyse wurden hierbei Dosis-Wirkungsbeziehungen ermittelt. Die Dosis-Wirkungs-Beziehung erfolgt grafisch und zeigt die relative Wirkung zum Logarithmus der Dosis.

³ **No-Observed-Effect-Concentration** Konzentration, bei der keine signifikanten beobachtbaren Effekte nach längerer Expositionszeit auftreten (FENT 2003)



2.2 Ergebnisse Vorversuch

2.2.1 Quantifizierung der Emergenz und Exuvien

Bei diesen Versuchen wurde untersucht, ob es einen quantifizierbaren Unterschied zwischen zwei verschiedenen Emergenz-Absammel-Methoden gab. Dies war erforderlich, damit innerhalb der Mesokosmosteiche mit Netz möglichst wenige Individuen weggefangen wurden und eine möglichst minimalinvasive Methode gefunden werden konnte. Es wurden hier Fallentypen und die Position der Falle gegenübergestellt. Ein Vergleich zwischen geschlossener und offener Falle beantwortet im Folgenden, ob die Methode Exuvien der geschlüpften Büschelmücken mit der Pinzette abzusammeln oder die Zählung der flugfähigen Adulten mit der Emergenzfalle effizienter war.

Abbildung 2-5 zeigt, dass bei den Abundanzen bei Chaoboriden, Culiciden und Chironomiden eine relativ hohe Standardabweichung (> 90 %) auftrat. Eine Auswirkung der Sammelmethode ergab sich nur bei den Culiciden. Dort wurden signifikant mehr Individuen in der geschlossenen Emergenzfalle als abgesammelte Exuvien ($p < 0,01$) gezählt.

Auch im Vergleich der Fallenposition (Rand oder Mitte) waren sehr hohe Standardabweichungen zu verzeichnen (> 60 %, Abbildung 2-6). Es zeigte sich, dass Chironomiden in den Fallen am Rand quantitativ mehr gefangen wurden als in der Mitte ($p = 0,01$).

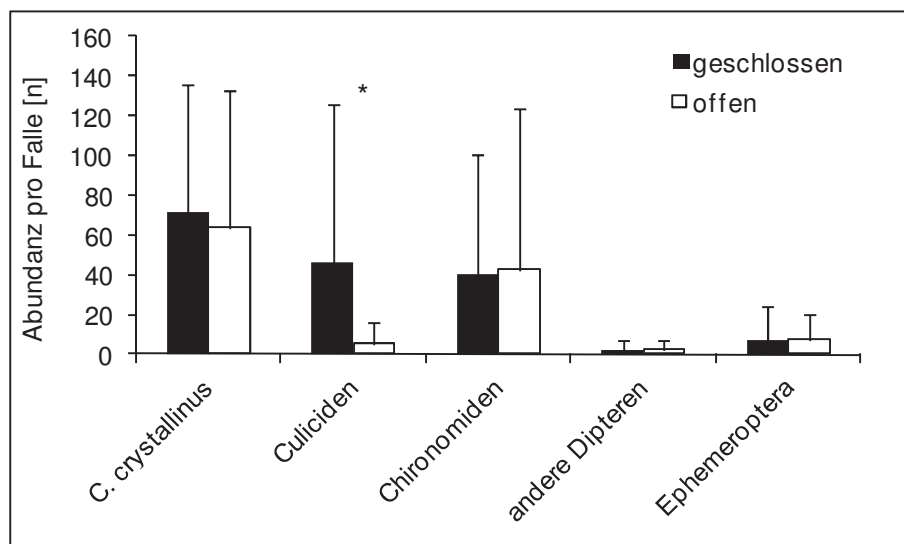


Abbildung 2-5: Mittelwerte, der in den offenen Fallen abgesammelten Exuvien und in den geschlossenen Fallen gefangenen Emergenz mit Standardabweichung, * = signifikantes Ergebnis



Quantitativ fielen Ephemeropteren⁴ und „andere Dipteren“ innerhalb der Untersuchung kaum ins Gewicht. *Chaoborus crystallinus* war mit durchschnittlich 70 ± 42 in den Randfallen und 75 ± 96 in der Mitte gefangenen Adulten die individuenstärkste Population (46,72 %). Es ergab sich bei *C. crystallinus* kein signifikanter Unterschied zwischen den Fallenpositionen. Auch mit 71 ± 64 Individuen in der geschlossenen Falle und 64 ± 70 Individuen in der offene Falle war der Fallentyp nicht entscheidend für die Abundanz.

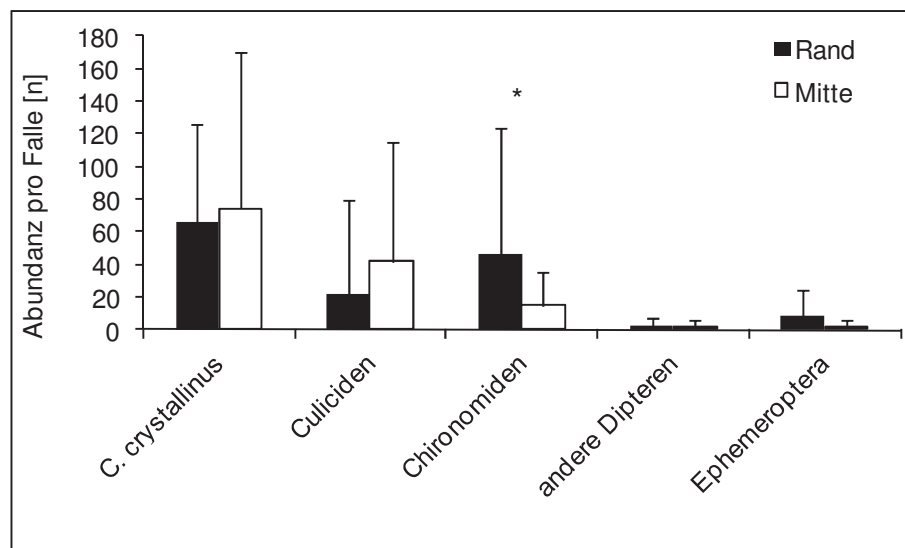


Abbildung 2-6: Mittelwerte, der in den geschlossenen Fallen am Tonnenrand und -mitte abgesammelten Exuvien und gefangenen Emergenz mit Standardabweichung, * = signifikantes Ergebnis

Um zu überprüfen, ob Temperatur, Wetter und Abbauprozesse einen Einfluss auf die Absammelmethode hatten, wurden Exuvien mit der Pinzette abgesammelt. Diese wurden in drei mit Wasser gefüllte Schalen verteilt und an drei verschiedenen Orten (auf einer Wiese, Wasseroberfläche auf einem Teich und einem Labor) aufgestellt.

In Abbildung 2-7 sind die zählbaren Exuvien auf der Wasseroberfläche auf einer Zeitachse dargestellt. Im Verlauf des Experimentes betrug die Lufttemperatur auf der Wiese im Mittel zwischen 13,5 und 26,5°C. Dies war in etwa vergleichbar mit der Wassertemperatur, wobei die Lufttemperatur im Tagesverlauf größeren Schwankungen unterlag als die Wassertemperatur. Die Raumtemperatur im Labor betrug 19 - 20°C.

⁴ innerhalb der Ephemeroptera wurde nur *Cloeon dipterum* gesichtet

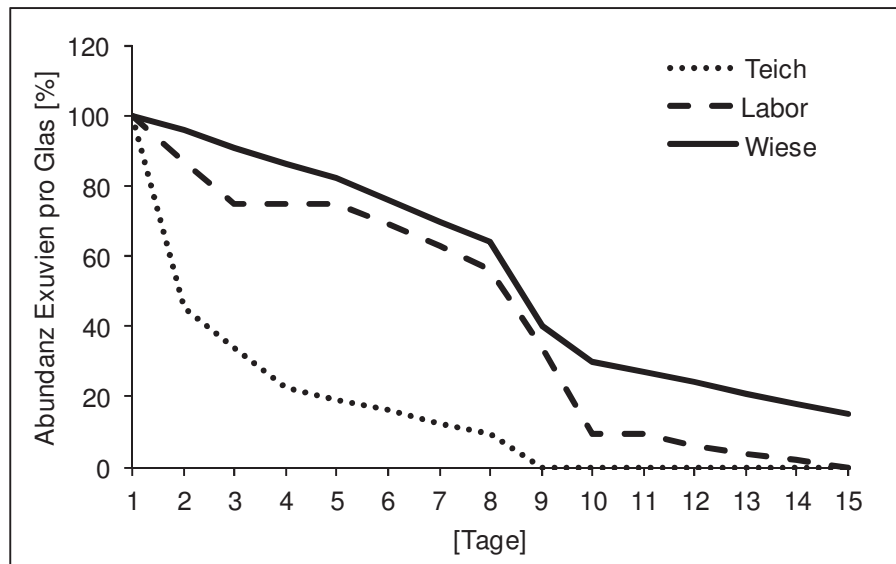


Abbildung 2-7: Relative Exuvien-Anzahl auf der Wasseroberfläche der Experimentiergefäße in Abhängigkeit der Zeit an verschiedenen Standorten (siehe Legende)

In allen drei aufgestellten Gläsern fanden natürlicherweise Zersetzungsprozesse statt. Ganz deutlich zeigte sich dies bei den Gläsern auf der Teichoberfläche. Die zählbaren Exuvien im Mesokosmosteich zerfielen und erlitten eine deutlich verstärkte Abnahme. An Tag zwei waren 55 % der Exuvien nicht mehr an der Wasseroberfläche zu finden und an Tag acht bereits 91,5 %. Zum Teil waren Regentropfen dafür verantwortlich, die die fragilen Exuvien unter Wasser drückten beziehungsweise zerstörten. Somit konnten diese nicht mehr berücksichtigt werden. Die zählbaren Exuvien in den Gläsern auf der Wiese oder im Institutslabor waren in ihren Kurvenverläufen relativ ähnlich. Bis Tag acht schwammen noch 56 - 64 % der Exuvien an der Wasseroberfläche. Ab Tag neun erfuhren beide Zeitverläufe einen stärkeren Einbruch in der Anzahl Exuvien.

Im Fazit war die Exuvienzählung sehr aufwendig und wurde von Niederschlägen stark beeinträchtigt. Deshalb wurde, auch aufgrund der signifikant höheren Abundanz bei den Chironomiden, entschieden die Emergenzfallen in der Mesokosmosstudie am Rand zu platzieren.



2.2.2 Akuter Biotest im Labor

2.2.2.1 Chaoborus crystallinus

Um eine geeignete Insektizid-Konzentration für das Mesokosmosexperiment zu finden, wurde *Chaoborus crystallinus* in einem akuten Biotest zunächst einer Alpha-Cypermethrin-Konzentrationsreihe ausgesetzt. In diesem Toxizitätstest fanden nur Larven aus dem vierten Larvenstadium Verwendung. Um das Larvenstadium zu überprüfen, wurde die Kopfkapsel von *C. crystallinus* vor dem Einsetzen in die Testgefäße vermessen. Die gemessenen Kopfkapsellängen der eingesetzten Larven lagen zwischen 0,125 und 0,175 cm und entsprachen bei *C. crystallinus* einem L4-Larvenstadium. Bei der Vermessung ergaben sich keine signifikanten Größenunterschiede in den verschiedenen Konzentrationen ($p = 0,33$).

Anschließend wurde mit Hilfe einer Dosis-Wirkungskurve ein EC_{90} -Wert ermittelt, um diese Konzentration dann für die Mesokosmosstudie einzusetzen. Relevante Endpunkte waren in der Studie Immobilität, Mortalität, Verpuppung und Schlupf.

Nach 28 Tagen (672 Stunden) war in der Kontrolle eine natürliche Immobilität von insgesamt 30 % vorhanden (Abbildung 2-8). In den Behandlungen war auffällig, dass die Konzentration 0,002 $\mu\text{g}/\text{L}$ scheinbar eine stärkere Immobilität bei *C. crystallinus* hervorrief als die höhere Konzentration 0,008 $\mu\text{g}/\text{L}$. Tendenziell zeigte sich jedoch, dass die Mobilität der Büschelmücken-Larven mit zunehmender Insektizidkonzentration abnahm. Ab Tag 20 (480 Stunden) war keine Veränderung in der Immobilität mehr zu verzeichnen, da die Individuen bereits verstorben oder geschlüpft waren.

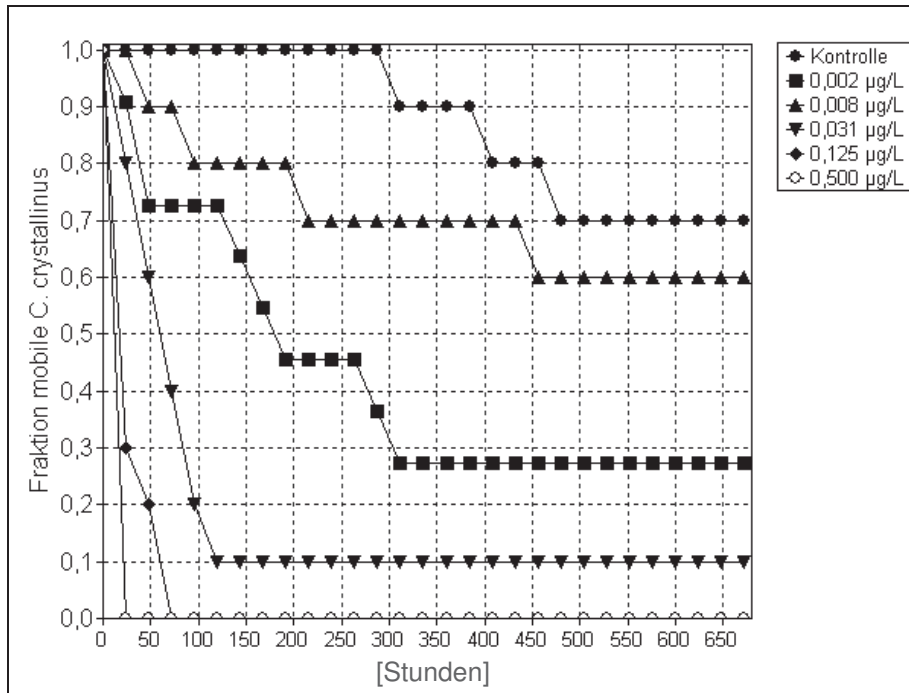


Abbildung 2-8: Anteil mobiler *Chaoborus crystallinus*-Larven während der Dauer des Experimentes

Bei Betrachtung der Abbildung 2-9 zeigte die Mortalität ähnliche Kurvenverläufe wie die Immobilität. Nach 28 Tagen (672 Stunden) lag die natürliche Mortalität in der Kontrolle ebenfalls bei 30 %. Dass die Konzentration 0,002 µg/L einen stärkeren Effekt hervorrief als 0,008 µg/L, war auch hier zu beobachten. Nichtsdestotrotz nahm mit zunehmender Konzentration die Anzahl Überlebender ab.

Im Vergleich zur Mortalität war die Immobilität die empfindlichere Messgröße. Die zahlenmäßige Abnahme mobiler Individuen verlief hier schneller, weil Immobilität in logischer Konsequenz der Mortalität voraus ging.

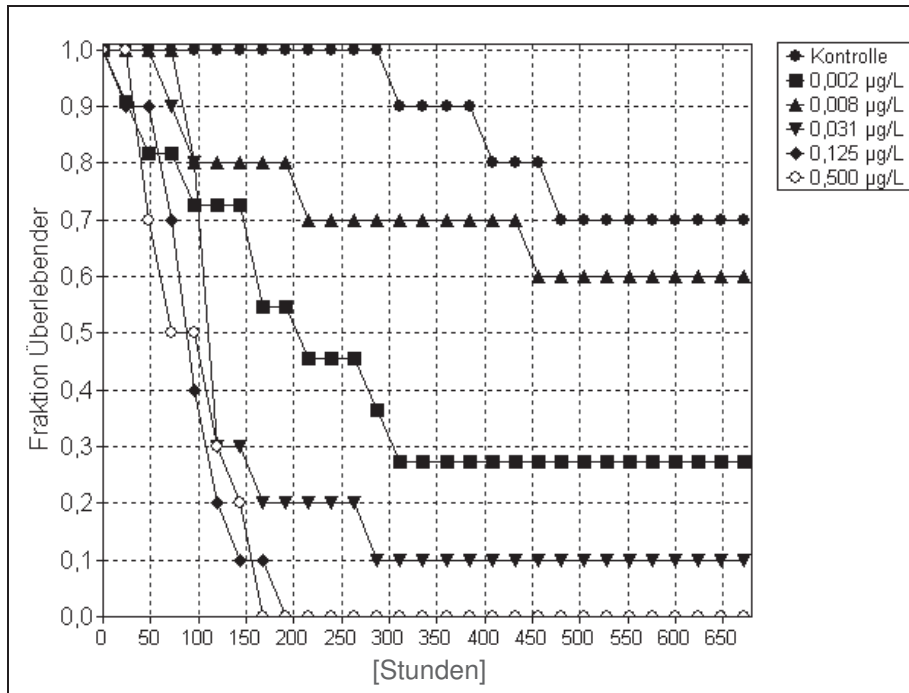


Abbildung 2-9: Grafische Übersicht über den Anteil Überlebender von *Chaoborus crystallinus* während der Dauer des Experimentes

Während bei der Immobilität und der Mortalität grafisch die nicht geschädigten Individuen (mobile und überlebende Individuen) dargestellt wurden, zeigte sich beim Verpuppungserfolg mit der Anzahl nicht geschädigter Individuen ein inverser Kurvenverlauf (Abbildung 2-10). In den beiden höchsten Konzentrationen konnte keine erfolgreiche Verpuppung beobachtet werden, weil sämtliche Individuen verstarben.

In den niedrigeren Konzentrationen nahm die Anzahl der Puppen mit zunehmender Experimentdauer zu. In der Kontrolle war eine erfolgreiche Verpuppung von 90 % zu verzeichnen. 20 % der gesamten Puppen verstarben in der Kontrolle (siehe Abbildung 2-9). Nichtsdestotrotz kam es am Ende des Experimentes bei 70 % der Puppen zu einer erfolgreichen Emergenz (Abbildung 2-11). Bemerkenswert war, dass die Konzentration 0,008 µg/L anfänglich einen höheren Verpuppungserfolg vorzuweisen hatten als die niedrigste Konzentration 0,002 µg/L (Abbildung 2-10). Ab 168 Stunden kehrte sich das Verhältnis allerdings wieder um. Erwartungsgemäß nahm der Verpuppungserfolg mit zunehmender Konzentration ab.

Mit einem ansteigenden Kurvenverlauf werden in Abbildung 2-11 eine erfolgreiche Emergenz dargestellt. Bei den beiden höchsten Konzentrationen war eine hohe Mortalität vorhanden. Die Werte sanken bereits nach 24 Stunden auf den Wert null. Eine umgekehrte Dosis-Wirkungsbeziehung war wiederum bei den beiden niedrigsten Konzentrationen (0,002 und 0,008 µg/L) zu beobachten. Hier zeigten die Mücken-Larven



Um zu vergleichen, welche Endpunkte (Immobilität, Mortalität, Verpuppung und Schlupf) den Insektizid-Effekt am deutlichsten hervorheben, wurden alle EC₉₀- und EC₅₀-Werte in Abhängigkeit verschiedener Zeiten in Tabelle 2-1 zusammengestellt. Die Verpuppung war weniger empfindlich gegenüber dem Insektizid als die Mortalität, Immobilität und Emergenz. Als empfindlichster Endpunkt konnte die Emergenz bewertet werden. Insgesamt betrachtet erreichten Immobilisation und Mortalität ähnliche Effektkonzentrationen. Dies konnte durch die Langzeituntersuchung begründet werden und weil auf Immobilisation kurz danach meist Mortalität folgte.

Nach 15 Tagen (= 360 Stunden) zeigten sich bei der Verpuppung keine sichtbaren Effekte mehr. Das war vier Tage früher als bei den anderen Endpunkten.

Tabelle 2-1: Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen für *Chaoborus crystallinus* (VB = obere bzw. untere Grenze des 95 prozentigen Vertrauensbereichs, x = zu dem Zeitpunkt noch nicht messbar, grau markierte Kästchen = Werte konnten nicht berechnet werden und wurden nur anhand der sigmoiden Dosis-Wirkungs-Kurve abgelesen, Werte waren höher als die höchste eingesetzte Konzentration, n. b. = nicht berechnet)

	Zeitpunkt	Immobilisation	Mortalität	Verpuppung misslungen	Emergenz misslungen
EC ₅₀ [µg/ L]	48 Stunden	0,025	~ 11	x	x
EC ₅₀ (VB) [µg/ L]	7 Tage	0,006 (n. b.)	0,008 (n. b.)	0,002 (+0,008/ -0,000)	0,0002 (n. b.)
EC ₅₀ (VB) [µg/ L]	28 Tage	0,002 (n. b.)	0,002 (n. b.)	0,006 (+0,015/ -0,001)	0,001 (+0,005/ -0,000)
EC ₉₀ (VB) [µg/ L]	7 Tage	0,055 (n. b.)	0,13 (+2,27/ -0,04)	0,102 (+14,912/ - 0,028)	0,008 (n. b.)
EC ₉₀ (VB) [µg/ L]	28 Tage	0,045 (n. b.)	0,045 (n. b.)	0,096 (+1,516/ -0,034)	0,037 (+2,976/ -0,011)
Stabile Effektstärke ab Tag		19	19	15	19

2.2.2.2 *Daphnia magna*

Die Werte, die im akuten Biotest ermittelt wurden, sind in Tabelle 2-2 abzulesen. Aus der Tabelle geht deutlich hervor, dass *Daphnia magna* als potentieller Futterorganismus weniger sensitiv auf Alpha-Cypermethrin reagierte als *Chaoborus crystallinus*. Die Grafik über die kumulative Mortalität von *Daphnia magna* ist in Abbildung 2-12 ersichtlich.

Tabelle 2-2: Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen für *Daphnia magna* (Erläuterungen siehe Tabelle 2-1)

	Zeitpunkt	Immobilisation	Mortalität
EC₅₀ [µg/L]	48 Stunden	~ 3	~ 220
EC₅₀ [µg/L]	7 Tage	0,02 (+0,04/ -0,02)	0,019 (+0,04/ -0,02)
EC₉₀ (VB) [µg/L]	48 Stunden	~ 400	~ 90.000
EC₉₀ (VB) [µg/L]	7 Tage	0,097 (+0,457/ -0,044)	0,1 (+0,05/ -0,66)

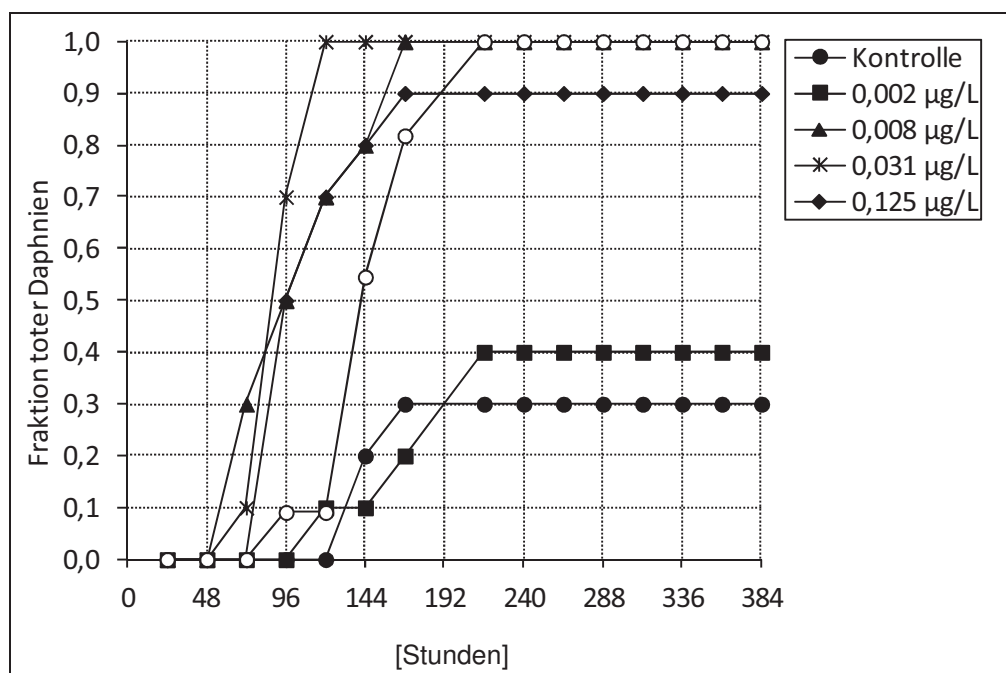


Abbildung 2-12: Anteil toter Daphnien während der Dauer des Experimentes

2.2.2.3 Auswahl der Insektizid-Konzentration für die Mesokosmosstudie

Anhand der ermittelten Effektkonzentrationen wurde eine Insektizidkonzentration ausgewählt, die einen Großteil der *Chaoborus*-Larven abtöten sollte. Um einen deutlichen Effekt zu erzielen, ohne dabei eine Extinktion der Population herbeizuführen, wurde die Konzentration 0,02 µg/L Alpha-Cypermethrin gewählt. Der Wert lag zwischen dem EC₉₀-Wert der Immobilisation und dem EC₉₀-Wert der Emergenz nach 7 Tagen. Ausgewählt wurde der Wert, weil unter Berücksichtigung der Halbwertszeit von 2,4 Tagen STRAUSS (persönliche Mitteilung) diese gewählte Konzentration nach einer Woche theoretisch unter der NOEC aus der Literatur liegen würde (Tabelle 4-1).



3. Mesokosmosstudie

In einer Mesokosmosstudie wurde die autochthone und allochthone Wiedererholung von *Chaoborus crystallinus* nach der Anwendung des Insektizids FASTAC SC ® 100 untersucht, welches über die Emergenz, die Larven- und Eigelegeabundanz ermittelt wurde.

3.1 *Material und Methoden Mesokosmosstudie*

3.1.1 *Mesokosmosanlage*

Die für die Versuche eingesetzte Mesokosmosanlage liegt auf dem Grundstück der RWTH Aachen (Forschungsinstituts gaiac für Ökosystemanalyse und –bewertung. Der Standort befindet sich in der Nähe der Klimamessstation der RWTH Aachen (geografische Breite 50° 47' N, geographische Länge: 6° 04' E). Die 13 künstlichen Mesokosmosteiche bestehen aus hochverdichtetem inertem Polyethylen. Der Teil des Außengeländes mit der Mesokosmosanlage ist circa 30 x 40 m groß und an drei Seiten von einem Vegetationsstreifen mit Büschen und mittelgroßen Bäumen umgeben. Die vierte Seite ist weitgehend offen und durch einen Maschendrahtzaun von der angrenzenden Straße getrennt (Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2).

Es bestehen zwei Typen von Mesokosmosteichen mit einem Durchmesser von 2 m und 2,20 m, die ein Fassungsvermögen von 6,28 bzw. 7,60 m³ haben (

Abbildung 3-3 und

Abbildung 3-4). Die Tonnen wurden im unteren Teil mit Sediment und Sand befüllt und in dieser Studie bis zu einem Wasserpegel von 1,10 m mit Leitungswasser aufgefüllt. Die Mesokosmostonne sind bis zur Hälfte in den Boden eingelassen, um die temperaturpuffernde Wirkung des umgebenden Bodens zu nutzen.

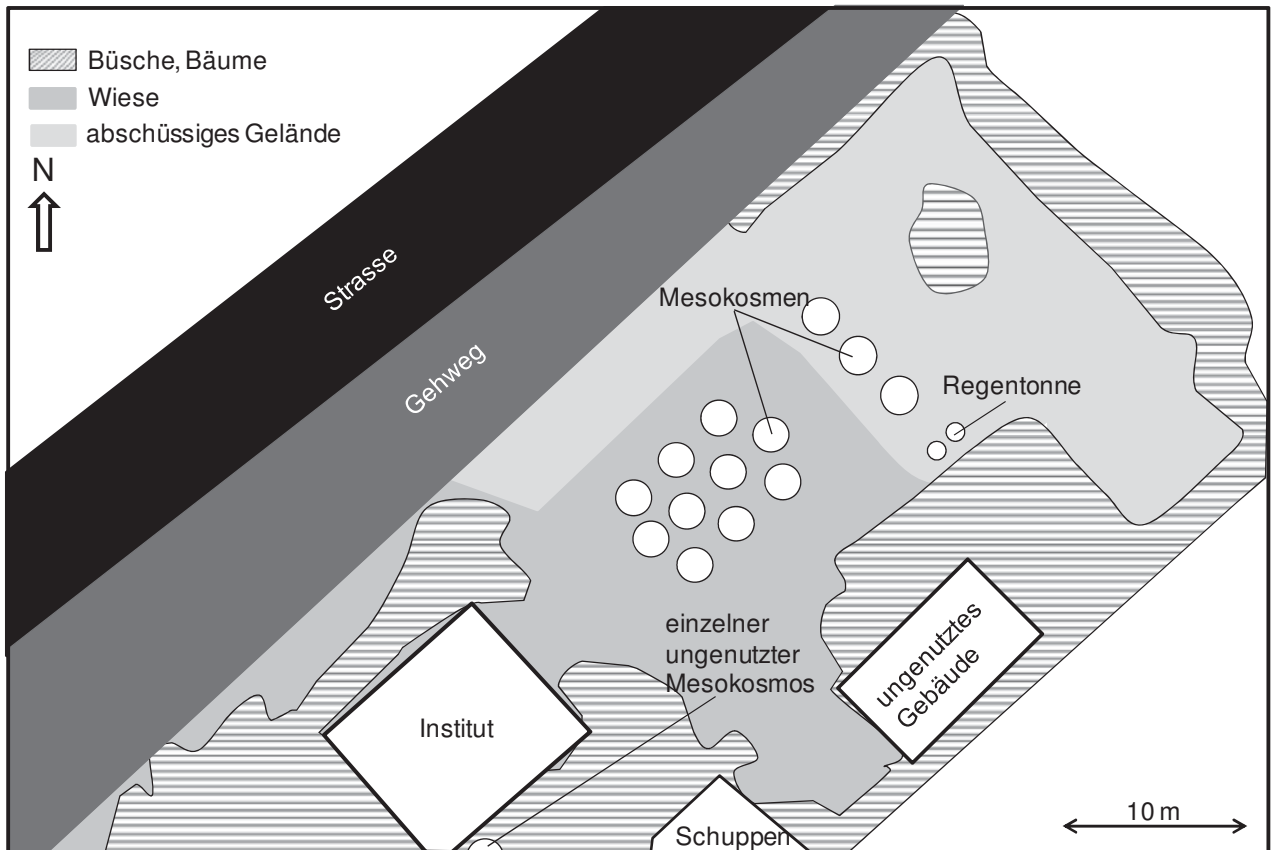


Abbildung 3-1: Schematische Aufsicht auf das Forschungsinstitut gaia e.V. mit Außengelände und Mesokosmosanlage

Die Lage der einzelnen Teiche ist wie folgt: In unmittelbarer Nähe des Instituts befinden sich zehn kleinere Teiche im Verbund (\varnothing 2 m) und die größeren Teiche (\varnothing 2,20 m) stehen im hinteren, abschüssigen Teil des Geländes (Abbildung 3-1).



Abbildung 3-2: Luftbildaufnahme vom Forschungsinstitut gaia e.V. mit Außengelände und Mesokosmosanlage

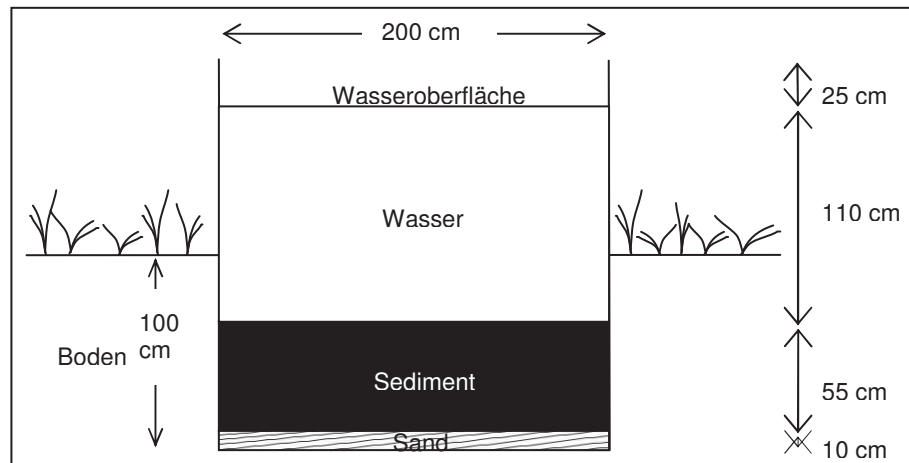


Abbildung 3-3: Schematische Seitenansicht eines Mesokosmosteiches mit 2 m Durchmesser wie sie am Forschungsinstitut gaia e.V. verwendet werden

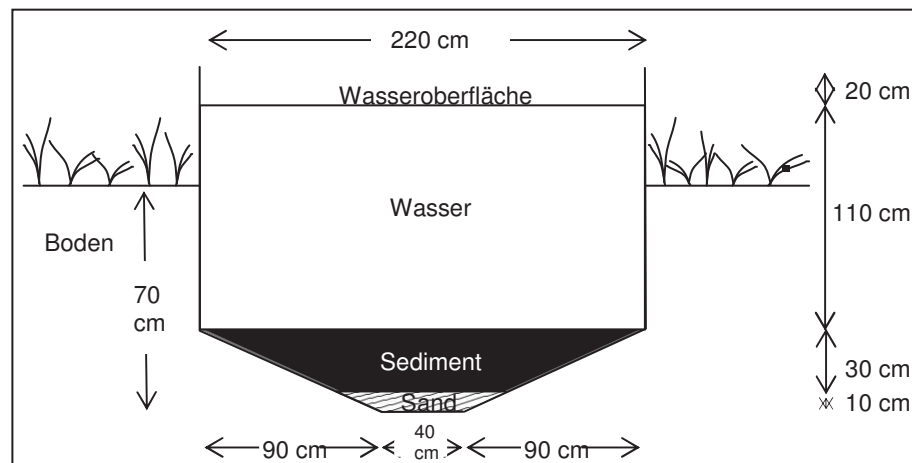


Abbildung 3-4: Schematische Seitenansicht eines Mesokosmosteiches mit 2,20 m Durchmesser wie sie am Forschungsinstitut gaia e.V. verwendet werden

3.1.2 Vorbereiten der Mesokosmosanlage

Das Wasser in den Mesokosmosteichen wurde Ende November 2004 abgelassen, das Sediment abgesaugt und entsorgt. Nur eine Schicht aus 10 cm Sand verblieb in den Tonnen der Mesokosmosteiche. Mit einem Wasserhochdruckreiniger schloss sich eine Reinigung der Innenwandung an. Die Sandschicht wurde mit ausgebaggertem, unbelastetem und eutrophem Sediment aus einem Weiher am Gut Hasselholz (Aachen) überschichtet. Dieses wurde gleichmäßig auf die Mesokosmosteiche verteilt und glatt gestrichen. Die Höhe dieser Sand- und Sedimentschicht ist in Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4 zu sehen. Anschließend wurden die Tonnen bis zu einem Wasserstand von ca. 1 m mit Leitungswasser aufgefüllt. Zur Entwicklung einer



natürlichen und ungestörten Flora und Fauna fand bis April 2005 keine Probenahme statt.

Am 21.01.2005 war eine erste deutliche Algenblüte sichtbar. Damit war die Nahrungsgrundlage für herbivore Zooplankter gegeben. Als Startpopulation dienten Daphnien und Büschelmücken aus den Regentonnen vom Außengelände. Weitere Animpftermine sind der Tabelle 3-1 zu entnehmen. Das wiederholte Animpfen erfolgte, um die Entwicklung der Biozönose zu beschleunigen.

Tabelle 3-1: Übersicht über die chronologische Abfolge der Animpfereignisse

Termin	Animpforganismen	Herkunft der Organismen
21.01.2005	Daphnien und <i>Chaoborus crystallinus</i>	Regentonnen auf Außengelände der Mesokosmosanlage
18.03.2005	Daphnien	--``--
31.03.2005	Phytoplankton (mit Phytoplanktonnetz, Maschenweite 20 µm)	Alsdorfer Weiher, Entenpfuhl (Aachen) und dem Westpark-Teich (Aachen)
Mitte April	Zooplankton	Alsdorfer Weiher

Am 05.04.2005 traten erstmals vermehrt Eigelege von *Chaoborus crystallinus* auf der Wasseroberfläche der Mesokosmostonnen auf. Für weitere Vorbereitungsmaßnahmen, wie beispielsweise das Umpumpen des Wasserkörpers in den Mesokosmostonnen, wurde ein paar Tage abgewartet bis die L1-Larven ungestört von der ersten stärkeren Eiablage geschlüpft waren. Zu diesem Zeitpunkt hatte sich subjektiv in allen Tonnen eine hohe, an der Oberfläche sichtbare Daphnien-Abundanz entwickelt.

Damit vor der Insektizidapplikation ein Gleichlauf zwischen den Systemen hergestellt war, waren die Teiche untereinander mit luftfreien Verbindungsschläuchen verbunden (Abbildung 3-5, Abbildung 3-6 und Abbildung 3-8). Das Wasser wurde ab dem 11.04.2005 mittels einer Gartenteichpumpe umgewälzt (Abbildung 3-7).

Die Fließgeschwindigkeit wurde durch eine Zeitschaltuhr reguliert, weil die Pumpe mit 6,6 L/ min eine höhere Durchlaufgeschwindigkeit hatte als die Verbindungsschläuche zuließen. Die Zeitschaltuhr schaltete die Pumpe alternierend für zwei Stunden an und eine Stunde aus, damit sich die Wasserstände in den Mesokosmosteichen angleichen konnten. Der gesamte Wasserkörper tauschte sich in einem Mesokosmosteich somit theoretisch ca. alle 13,7 Stunden aus. Die Pumpe war zwischen dem 11.04.2005 und dem 14.06.2005 ungefähr zwei Monate in Betrieb.



Am 01.06.2005, zwei Wochen vor der ersten Insektizidapplikation, fand eine erste Zooplankton-Probenahme statt. Dies diente zur Überprüfung, ob sich die Lebensgemeinschaften der Teiche parallel entwickelt hatten und somit eine bessere Vergleichbarkeit der Systeme gewährleistet war.



Abbildung 3-5: Mesokosmosteiche mit Verbindungsschläuchen zum Umpumpen



Abbildung 3-6: Überlauf mit Trichter und Verbindungsrohr zu den tiefer gelegenen Teichen

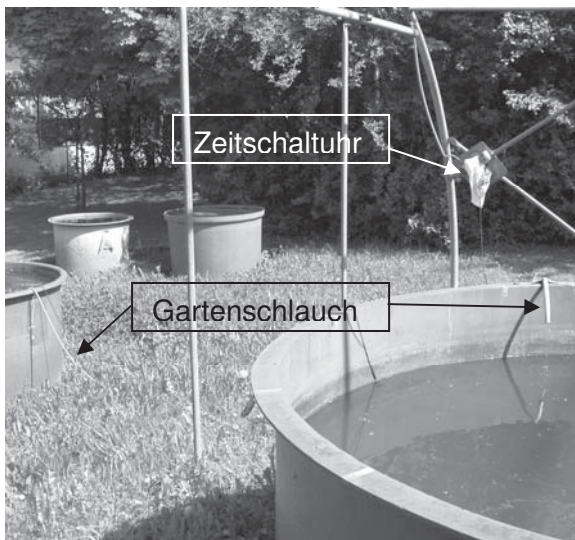


Abbildung 3-7: Mesokosmosteiche verbunden mit einem Gartenschlauch. In der tiefer gelegenen Tonne (hinten links) ist eine Wasserpumpe installiert, um entgegen dem Gefälle das Wasser zu dem höher gelegenen Teich (vorne rechts) zu transportieren

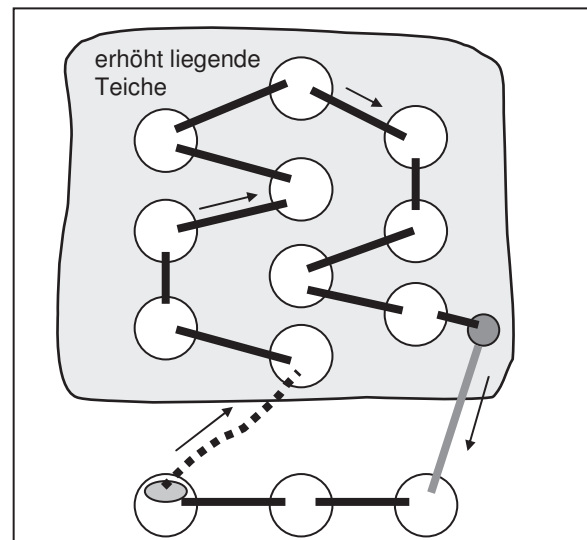


Abbildung 3-8: Aufsicht auf die Mesokosmosteiche mit Verbindungsschläuchen zum Umpumpen (○ Mesokosmosteich, — Verbindungsschläuche, — Verbindungsrohr, ▬▬▬ Gartenschlauch, ○ Pumpe, ● Überlauftrichter, → Fließrichtung)



Am 14.06.2009 fand erstmals eine komplette Probenahme statt, das heißt es wurden für jeden Mesokosmosteich Wasserstand, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert gemessen, die Emergenzfallen geleert, eine Zooplankton- und eine Phytoplanktonprobe (für Chlorophyll) entnommen und Phänomene an der Wasseroberfläche notiert.

Danach wurde die Durchmischung durch die Herausnahme der Verbindungsschläuche gestoppt und die Wasserstände wurden auf einen Pegel von 1,1 Meter eingestellt. Ein Tag später folgte die erste Insektizidapplikation.

Weil bei den Probenahmen störend, wurden während der Probenahme regelmäßig neben *Lemna sp.* auch vorsichtig Fadenalgen von der Wasseroberfläche entfernt. Der Lemna- und Fadenalgenbedeckungsgrad wurde zuvor notiert.

3.1.3 Erste und zweite Applikation mit FASTAC® SC 100

Aus der unverdünnten Insektizid-Suspension wurden sieben Stammlösungen für die zu behandelnden Teiche in 1-L-Messkolben hergestellt. Die Stammlösungen waren für das Aufsprühen des Insektizids auf die Wasseroberfläche mit dem Sprühapplikator vorgesehen. Nach dem Befüllen des Sprühapplikators wurden die Messkolben mit einem Liter Leitungswasser ausgewaschen und dieses Spülwasser ebenfalls in den Applikator gegeben. Dieses Nachspülen gewährleistete die quantitative Überführung der Insektizidreste aus dem Kolben in den Sprühapplikator. Die Insektizid-Applikation verlief an einem windarmen Tag (maximale Windstärke 3 nach Beaufort-Skala), um Winddrift zu vermeiden. Am 15.06.2005 wurde in kreisenden Bewegungen das Insektizid auf die Wasseroberfläche aufgesprüht. Eine gleichzeitige Umrundung des Teiches diente dazu eine gleichmäßige Verteilung des Insektizids zu erreichen. Im Anschluss wurde eine Netzkonstruktion über den Teichen installiert (siehe Kapitel 3.1.4).

Nach der ersten Applikation fanden zwei Probenahmen am 17.06. und 22.06.2005 mit einer Analyse der *Chaoborus*-Larven statt. Die Analyse ergab, dass die Larvenabundanz aus den Behandlungen ähnlich hoch wie die in den Kontrollen war (siehe Kapitel 3.3) und das Insektizid somit noch nicht die gewünschte Mortalität erzielt hatte. Daher wurde am 01.07.2005 eine zweite Applikation auf die gleiche Art mit derselben Konzentration durchgeführt.



3.1.4 Probandesign

Hauptaugenmerk in der vorliegenden Arbeit lag auf der autochthonen und allochthonen Wiedererholung von *Chaoborus crystallinus*. Um die autochthone Wiedererholung zu untersuchen, waren über vier einzelne Teiche und über sechs Teiche im Verbund zeltartig 2,5 m hohe Moskitonetze (Maschenweite ca. 1,3 x 2 mm, 40 Maschen pro 1 cm²) gespannt (Abbildung 3-9 bis Abbildung 3-10). Ein Metallgerüst über den Teichen diente zur Aufhängung der Netze. Die Netze waren zusätzlich mit Zeltringen im Boden verankert und verhinderten, dass eine Emi- bzw. Immigration zwischen den Teichen oder der Umgebung stattfand. In den einzeln isolierten Teichen⁵ wurde ausschließlich die autochthone Wiedererholung untersucht. Hingegen war unter dem großen Netz⁶ Migration zwischen den sechs Teichen möglich. Hier sollte die autochthone und allochthone Wiedererholung im Zusammenspiel analysiert werden. Mit Hilfe eines Reißverschlusses an den Netzen war ein problemloser Einstieg in die Netze gewährleistet. So erfolgte die Probenahme, ohne dass viele flugfähige Insekten entweichen konnten. Zusätzlich gab es noch drei Teiche ohne Netzabdeckung. Diese Teiche ohne Netz („offene Teiche“) sollten einen Austausch zwischen den offenen Teichen und zwischen den Teichen und der Umgebung gewährleisten.

Die Netze wurden am 15.06.2009 installiert. Als Aufhängung diente ein Metallgerüst über den Teichen. Somit konnten die weiter oben liegenden Teiche (Ø 2,00 m) mit Netzen versehen werden und die drei weiter unten liegenden Teiche (Ø 2,20 m) ohne Aufhängungsmöglichkeit wurden offen gelassen.

Mit einem Luxmeter wurde die Lichtintensität außerhalb und innerhalb der Netze überprüft. Der Vergleich der Werte zeigte, dass die Netze einen Beschattungseffekt von 22 – 24 % verursachten.

⁵ synonym mit „Einzelnetz“

⁶ synonym mit „6er-Netz“

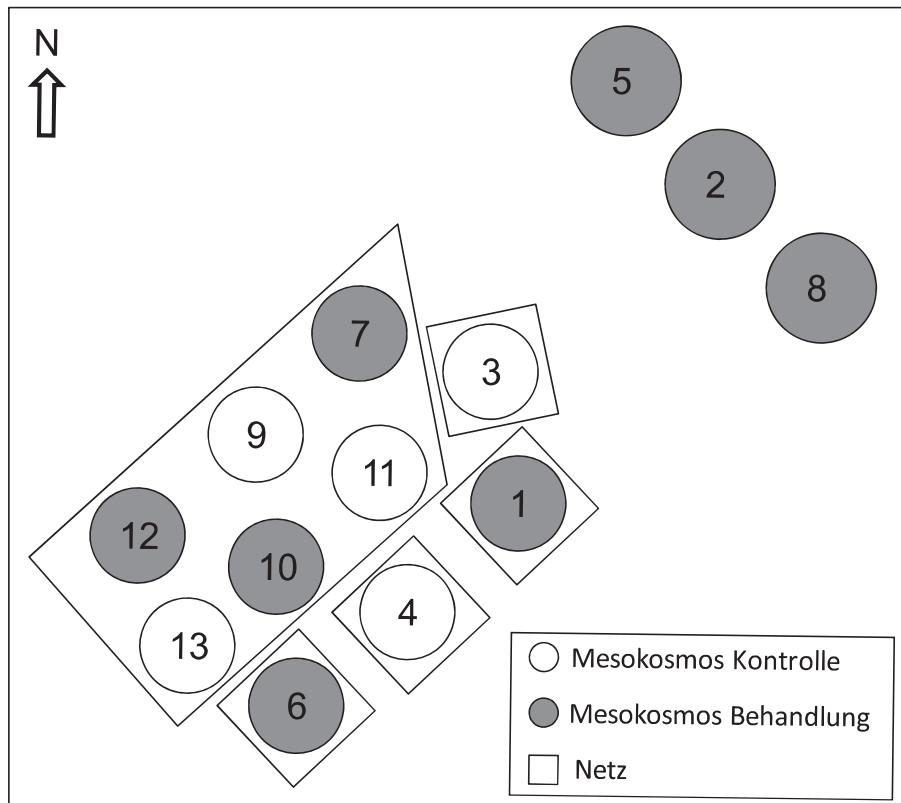


Abbildung 3-9: Schematische Aufsicht auf das experimentelle Design



Abbildung 3-10: Aufsicht auf die Mesokosmosanlage nach der Netzinstallation (Süd-Westansicht)



3.1.5 Probenahme Emergenz

Von den Ergebnissen des Vorversuches abgeleitet (siehe Kapitel 2.2) war jeweils eine Emergenzfalle mit Netz am Rand eines Mesokosmosteiches installiert, um so eine optimale Quantifizierung aller emergierenden Insekten zu gewährleisten. Die Probenahme erfolgte wöchentlich. Dabei wurden die Behälter mit Fixierflüssigkeit (Abbildung 3-1, Abbildung 3-11) abgenommen, die darin gefangene Emergenz vorsichtig abgesiebt und in Schnappdeckelgläser mit frischer Fixierflüssigkeit überführt. Weil die Fixierlösung verdunstete, musste der Fangbehälter wöchentlich Neubefüllt werden.

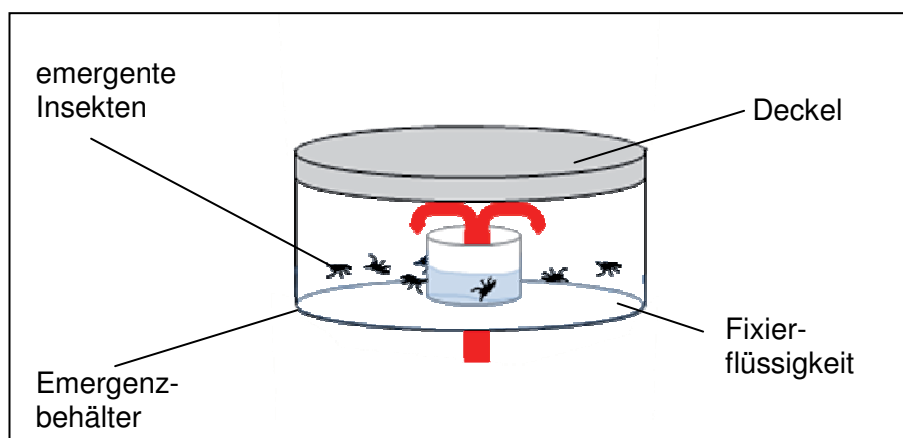


Abbildung 3-11: Fangprinzip im Behälter der Emergenzfalle (roter Pfeil zeigt die Flugrichtung der emergenten Insekten)

3.1.6 Probenahme und Auszählung der Eigelege von *Chaoborus crystallinus*

Die Zählung der Eigelege erfolgte fünf Mal pro Woche und im Zeitraum von 15. - 26.08.2005 nur drei Mal wöchentlich im zweitägigen Abstand. Die Eigelege wurden vorsichtig mit einer Federstahlpinzette von unten abgehoben und in ein mit Wasser gefülltes Glas überführt und fotografiert (Abbildung 3-12). Um eine doppelte Zählung am darauffolgenden Tag zu vermeiden, wurden die bereits fotografierten Eigelege in eine Aussparung in einem Styrodur®-Floß (Abbildung 3-13) verfrachtet. Das Floß war nach unten hin offen und ermöglichte ein Herausschwimmen der geschlüpften Larven und verhinderte das Abdriften der Eigelege. Eine aufklappbare Gaze (Maschenweite 2 mm) über dem Styrodur®-Floß verhinderte, dass weitere Eigelege innerhalb des Floßes gelegt werden konnten.

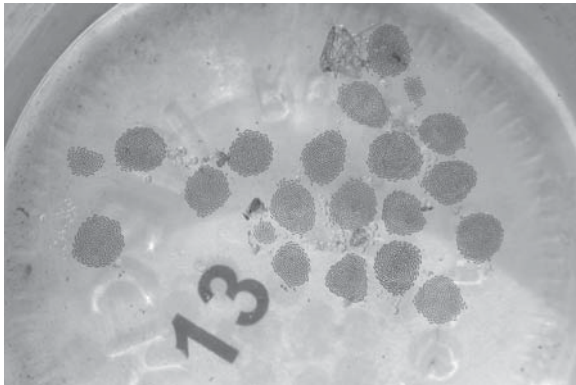


Abbildung 3-12: Abgesammelte Eigelege in einem Glasgefäß mit Nummerierung am Glasboden

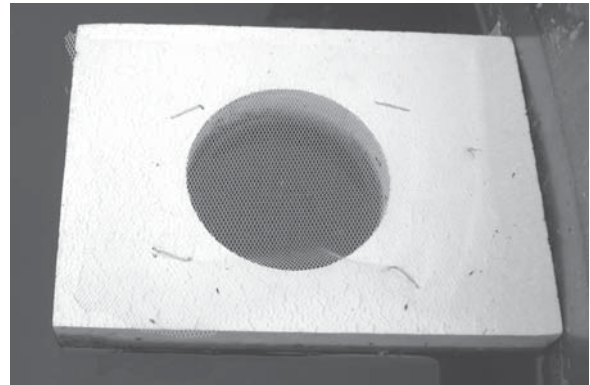


Abbildung 3-13: Styrodur®-Floß (unten offen) mit Gaze bespannt für abgesammelte Eigelege

Die Auswertung der Eigelege erfolgte mit Hilfe einer Bildbearbeitungssoftware⁷ am Computer. Hierzu wurden mit einer Stichprobe Eigelege vom 07.07.2005 vermessen und die Eianzahl pro Gelege gezählt. Mit den Daten konnte eine Regressionsgerade berechnet werden. So konnte später der Durchmesser aller weiteren Eigelege vermessen werden, um auf die Eianzahl zu schließen.

Der Eiablageerfolg konnte geschätzt werden, indem die Eigelegeanzahl durch die Anzahl der möglichen adulten *Chaoborus*-Paare⁸ geteilt wurde.

Formel 3-1: Berechnung der Eigelege pro Weibchen

$$\text{Eigelege pro Weibchen} = \frac{\text{Eigelege pro Teich} * \text{Emergenzfallenfläche [\%]}}{100 * (\text{Emergenz Weibchen})}$$

3.1.7 Probenahme und Bestimmung von Zooplankton

Die Probenahme erfolgte immer zuerst bei den Kontrollen und anschließend bei den behandelten Teichen, um eine Kontamination von verblieben Insektizid in den Kontrollteichen zu verhindern.

Die Zooplanktonprobenahme fand zusammen mit den im Folgenden beschriebenen Probenahmen (siehe unten) einmal wöchentlich statt. Es wurden mit einem Industrie-Wasserstaubsauger sechs Wasserproben aus jedem Teich gesaugt. Eine Wasserprobe bestand aus ungefähr 10 - 15 Liter Wasser und wurde in eine 90-L-Mörteltonne mit den anderen fünf Wasserproben vereinigt.

⁷ programmiert von Dr. Thomas G. Preuss, Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen

⁸ hochgerechnet auf die gesamte Teichoberfläche, Emergenzfallenfläche auf Teich 1, 3, 4, 6, 7, 9 - 13 = 7,56 %; auf Teich 2, 5, 8 = 6,25 %



Als Probenahme-Markierung dienten sechs Gewebestreifen am Tonnenrand eines Mesokosmosteiches. Von diesen Probenpunkten ausgehend wurden dreimal 10 - 20 cm und dreimal 40 - 60 cm vom Tonnenrand entfernt Vertikalproben genommen. Falls in den Teichen sehr viel Periphyton vorhanden war, erfolgte eine kurzfristige Verlagerung der Probenpunkte. Die Probentiefe war maximal 90 cm unterhalb der Wasseroberfläche und mindestens 10 cm vom Sediment entfernt. Bei der Probenahme musste das Staubsaugerrohr möglichst gerade, zügig und gleichmäßig in das Wasser eingetaucht und wieder herausgezogen werden.

Vor der Entnahme einer Unterprobe aus der Mörteltonne verhinderte ein Umrühren ohne Wirbelbildung in der Mörteltonne eine Schwarmbildungen der Crustaceen. Danach wurde mit einem 5-L-Messeimer eine Unterprobe geholt und diese durch ein Fallrohr mit Zooplanktonsieb (Maschenweite 55 μm) abgeseibt. Das Sieb mit dem Zooplankton wurde mit Fixierlösung (siehe oben) ausgespült und in ein Schnappdeckelgläschen überführt. Ein Minimum einer Zooplanktonprobe war erreicht, wenn mindestens 10 deutlich sichtbare *Chaoborus crystallinus*-Larven vorhanden waren.

Zur Bestimmung der Zooplanktonorganismen wurde ein Umkehrmikroskop mit 40facher Vergrößerung verwendet. Die Probe wurden abgeseibt (Maschenweite 55 μm) und mit einer mit Fixierlösung gefüllten Spritzflaschen in eine durchsichtige Plastik-Petrischale (Durchmesser 5 cm) hineingewaschen. War die Zooplanktondichte zu hoch wurde die Probe verdünnt, durchmischt und anschließend geteilt. *Chydorus* sp., Copepoden und Nauplien wurden taxonomisch nicht näher bestimmt, weil es hier nur auf die morphologische Form in Bezug auf die Fressbarkeit für die Larven von *Chaoborus crystallinus* ankam. Bei den Rotatorien erfolgte eine Bestimmung bis zur Gattung, weil zum Beispiel ihre Morphologie bei der Fressbarkeit eine Rolle spielt (siehe SWIFT 1992).

3.1.7.1 Entwicklungsdauer von *Chaoborus crystallinus*

Um die Populationsdynamik besser deuten zu können, war einerseits die Zeitspanne zwischen einem möglichen Insektizideffekt und der Wiedererholung wichtig, und andererseits die Entwicklungsdauer von *Chaoborus crystallinus*. Die Entwicklungsdauer ist definiert als die Zeit vom ersten Lebenstag im Ei-Stadium bis zum Schlupf der Imago. Photoperiode und Temperatur spielen neben dem Futter bei der Entwicklungsdauer eine wichtige Rolle. Die Veränderung der Entwicklungsdauer mit



Photoperiode und Temperatur ist aus Laborversuchen bekannt (RATTE 1977). Die Formel 3-2 von RATTE (unveröffentlicht) kann zur Berechnung und Abschätzung der Entwicklungsdauer herangezogen werden.

Formel 3-2: Berechnung der Entwicklungsdauer von *Chaoborus crystallinus* (aus RATTE unveröffentlicht)

$$\text{Entwicklungsdauer} = \frac{807 - 18,5 * \text{Lichtzeit [Std.]}}{\text{Temperatur [°C]} - 6}$$

Die Daten für die Temperatur wurde während des Mesokosmos-Experimentes erhoben (siehe Kapitel 3.1.10, Seite 39). Für die Tageslichtlänge der geografischen Breite 50°47' N war eine Berechnung von der Homepage von SCHMITT, MICHAEL: Tageslichtberechnung, URL: <http://www.esys.org/astro/taglicht.html>, 1997, Stand: 29.09.2011) ausschlaggebend.

3.1.7.2 Berechnung der Mortalität

Die Berechnung der Mortalität von *Chaoborus crystallinus* diente dazu, um zu ermitteln, ob das Insektizid in den Behandlungen einen Effekt hervorgerufen hat und eine Beeinflussung der Wiedererholung vorhanden war. Die Mortalität von *Chaoborus crystallinus* wurde unter Berücksichtigung der Emergenz, der Larvendichte und den abgelegten Eiern mit Formel 3-3 berechnet. Die Berechnung erfolgte an Terminen im Abstand von zwei Wochen, um Unregelmäßigkeiten aufgrund von Schlupfpeaks, Asynchronitäten in der Entwicklung und Variabilität der einzelnen Teiche auszugleichen. Überschneidungen in der Larvalentwicklung und Doppelzählungen wurden somit vermieden. Die Ergebnisse wurden damit ein wenig geglättet. Da die Datenaufnahme der Eigelege erst fünf Tage nach der ersten Applikation stattfand, konnte die Mortalität erst ab der dritten Woche berechnet werden (Abbildung 3-46).

Die Formel 3-3 beschreibt den Anteil der Eier aus denen keine Larven schlüpften beziehungsweise die Larven, die unmittelbar nach dem Schlupf verstarben. Dazu wurden von der Gesamteianzahl der Larvenzuwachs und die Anzahl der erfolgreich geschlüpften Adulten abgezogen. Diese mussten ins Verhältnis gebracht werden zu der Summe aller Eier im berechneten Zeitraum und der kompletten Larvenanzahl im Gesamtvolumen.



Formel 3-3: Berechnung der Mortalität von *Chaoborus crystallinus* (T = Zeit, z.B. T₀ = Woche 0)

$$\text{Mortalität [\%]} = \frac{\text{Summe Eier}_{T_1+T_0} - \text{Larvenzuwachs}_{T_0-T_1} - \text{Summe Emergenz}_{T_0+T_1}}{\text{Summe Eier}_{T_0+T_1} + (\text{Larven im Gesamtvolumen } T_0)} * 100$$

Für eine grobe Abschätzung der Mortalität innerhalb der verschiedenen Larvenstadien wurden sämtliche gezählten Eier aufsummiert und die Larvenabundanz der einzelnen Stadien auf das gesamte Wasservolumen im Mesokosmosteich hochgerechnet und miteinander verglichen.

Um zu überprüfen, ob die Mortalität dichteabhängigen Faktoren unterliegt, wurden die Relativwerte der Mortalität mit der Gesamtsumme wie Eianzahl, Eigelege, Larven und Emergenz in Beziehung gesetzt. Grundlage für die Berechnung war die Hypothese, dass Larven im Gewässer Nahrungskonkurrenten sind und in hoher Dichte möglicherweise Nahrungslimitation hervorrufen können. Der Larvenzuwachs wäre dann dementsprechend geringer. Im Extremfall kann bei Nahrungslimitation Kannibalismus auftreten (STRAUSS, pers. Mitteilung).

Es erfolgte eine Berechnung der dichteabhängigen Mortalität zwischen der dritten und 13. Versuchswoche. Diese Zeitspanne wurde gewählt, weil die Mortalität erst ab der dritten Woche in den Einzelnetzen berechnet werden konnte und nach der 13. Woche keine Eigelege mehr beobachtet wurden.

Anhand der Werte im Diagramm wurde eine Regressionskurve und das dazugehörige Bestimmtheitsmaß mit Microsoft Excel berechnet. Das Bestimmtheitsmaß R² gilt als Maß für die Schärfe, mit der die Gerade bestimmt ist. Mit Hilfe des Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten wird die statistische Signifikanz überprüft (siehe SACHS 2002).

3.1.8 Probenahme Phytoplankton

Zur Bestimmung des Phytoplanktons wurden aus den Mörteltonnen (siehe oben) eine Mischprobe in 250 ml PE-Enghalsflaschen abgefüllt und mit Lugol'scher Lösung (circa drei Pasteurpipetten) fixiert. Die Proben mussten anschließend im Dunklen bei Raumtemperatur aufbewahrt werden.



3.1.9 Probenahme Chlorophyll a

Eine homogenisierte Schöpfprobe (0,1 - 5 L) aus der Mörteltonne wurde durch ein 365 µm Sieb filtriert, um größere Zooplanktonorganismen auszusortieren. Die weitere Vorgehensweise zur Extraktion und Bestimmung von Chlorophyll a ist nachzulesen in der DIN (1985) 38412-16.

3.1.10 Probenahme abiotische Parameter

Zur Bestimmung der Wasserchemie wurden ebenfalls Wasserproben genommen. Vom Filtrat, welches bei der Chlorophyll-Probenahme angefallen war, wurden pro Teich zwei Proben in 250 ml PE-Enghalsflaschen abgefüllt und bei -20°C tiefgefroren.

Um den Nährstoffgehalt im Wasser zu untersuchen und ein Maß für die Abbauprozesse, Limitierung und Verschmutzungsgrad im Wasser zu erhalten, wurden Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ortho-Phosphat, Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff und Wasserhärte analysiert.

Die Analyse von Nitrat und Ammonium-Gehalten erfolgte nach SCHINNER et al. (1993), die Nitrit-Bestimmung nach DIN EN 26 777, die Orthophosphat-Bestimmung nach DIN EN (1996) 1189 und die des Gesamtstickstoffs nach DIN (1979) 38405 - D9 - 2. Die Extinktion sämtlicher Analyselösungen wurden am Photometer (Hitachi 100 - 40) gemessen. Für jeden Nährstoff musste eine Stammlösung mit definierter Konzentration hergestellt werden, um eine Kalibrierung mit verschiedenen Verdünnungsstufen durchzuführen.

Zur Bestimmung des Gesamt-Phosphor- und Gesamt-Stickstoffgehaltes wurden jeweils 10 ml unfiltriertes Probenwasser unter Zugabe der Aufschlussreagenzien NanOx N (Firma Macherey-Nagel) in ein Aufschlussgefäß aus Teflon gegeben und in einer Mikrowelle (bei 900 W und 25 s) oxidiert. Die aufgeschlossenen Phosphor- und Stickstofffraktionen konnten anschließend als Phosphat bzw. Nitrat photometrisch analysiert werden. Eine photometrische Messung fand für Gesamtphosphor bei einer Wellenlänge von 700 nm (siehe Orthophosphat-Bestimmung) und für Gesamtstickstoff bei 324 nm statt, wobei die Extinktion gemessen wurde.

Zusätzlich wurde bei jeder wöchentlichen Probenahme Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit in jeweils 20 und 90 cm Wassertiefe ge-



messen. Ebenfalls wurden Wasserstand und visuelle Phänomene wie Algenbewuchs protokolliert.

Die Wetterdaten stammten von der Klimamessstation Aachen-Hörn des Geographischen Institutes der RWTH Aachen⁹ (Höhe ü. NN: 222 m, geographische Breite: 50°47' N, geographische Länge: 6°04' E). Diese Station lag etwa 200 m Luftlinie von der Mesokosmosanlage entfernt.

3.1.11 *Genetische Analyse von Chaoborus crystallinus*

Um zu untersuchen, ob während der Mesokosmosstudie eine Änderung in der Allel-Diversität bei *Chaoborus crystallinus* durch Insektizid-Einfluss stattgefunden hat, wurde die AFLP-Technik (Amplifizierter Fragmentlängen Polymorphismus) angewendet. Es sollte damit untersucht werden, ob genetische Verwandtschaftsbeziehung zu benachbarten oder weitentfernt liegenden Teichen, die *C. crystallinus*-Larven beinhalten, bestehen.

Die AFLP-Technik basiert auf einer selektiven PCR¹⁰ Amplifikation von Restriktionsfragmenten eines kompletten DNA-Extraktes. Die Methode setzt sich aus drei Hauptschritten zusammen: Zunächst wurde die DNA mit Restriktionsenzymen versetzt, um dann die Ligation mit Oligonukleotid-Adaptoren zu ermöglichen. Danach wurde selektiv mit einem Set von Restriktionsfragmenten amplifiziert und anschließend die Fragmente auf einem Elektrophorese-Gel aufgetragen, aufgetrennt und sichtbar gemacht (Anleitung nach VOS ET AL. 1995).

3.1.11.1 Probenahme

Die Entnahme der Genetikproben erfolgte am 19.10.2005 aus den Mörteltonnen nach den allgemeinen Probenahmen (siehe oben). Für die DNA-Isolierung wurden in einem späteren Schritt Gewebefragmente von *Chaoborus crystallinus* entnommen. Zur besseren Handhabung beim Sezieren des Gewebes waren größere Larven von *C. crystallinus* empfehlenswert. Diese wurden mit einem grobmaschigen Aquaristik-Kescher aus den Mörteltonnen herausgefischt. Diese wurden anschließend in 96

⁹ Schneider, Christoph; Ketzler, Gunnar [Hrsg.]: Klimamessstation Aachen-Hörn - Monatsbericht <Juni bis Oktober/ 2005>, RWTH Aachen, Geographisches Institut, Lehr- und Forschungsgebiet Physische Geographie und Klimatologie ISSN 1861-4000

¹⁰ Polymerase Chain Reaction



prozentigen zweifach destillierten Ethanol in Schnappdeckelgläschen fixiert und bei -20 °C tiefgefroren. Diese Proben werden in der Auswertung auch als Mesokosmos-teich am Institut bezeichnet.

Für genetische Verwandtschaftsbeziehungen waren eine Untersuchung von weiter entfernt liegende Teiche wichtig. Diese Larven-Proben wurden aus der Mesokosmosanlage im Ortsteil Melaten (Aachen), zwei Aachener Golfplatzteichen und aus einem Moortümpel, den Palsen¹¹ im Hohen Venn bei Mützenich/ Eifel entnommen (Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15). Die Aachener Teiche lagen in einer Entfernung von ein bis drei Kilometer Luftlinie von der Mesokosmosanlage am Forschungsinstitut gaiac e. V., der Mützenicher Palsen lag 25 km entfernt. Der 25 km weit entfernte Teich fand in der Untersuchung Berücksichtigung, weil auch über so lange Distanzen Verwandtschaftsverhältnisse detektierbar sind (siehe BERENDONK & SPITZE 2006). Sie war gleichzeitig als Referenz zu den Aachener Teichen zu verstehen.

¹¹ Moortümpel, durch Permafrost in der Eiszeit entstanden

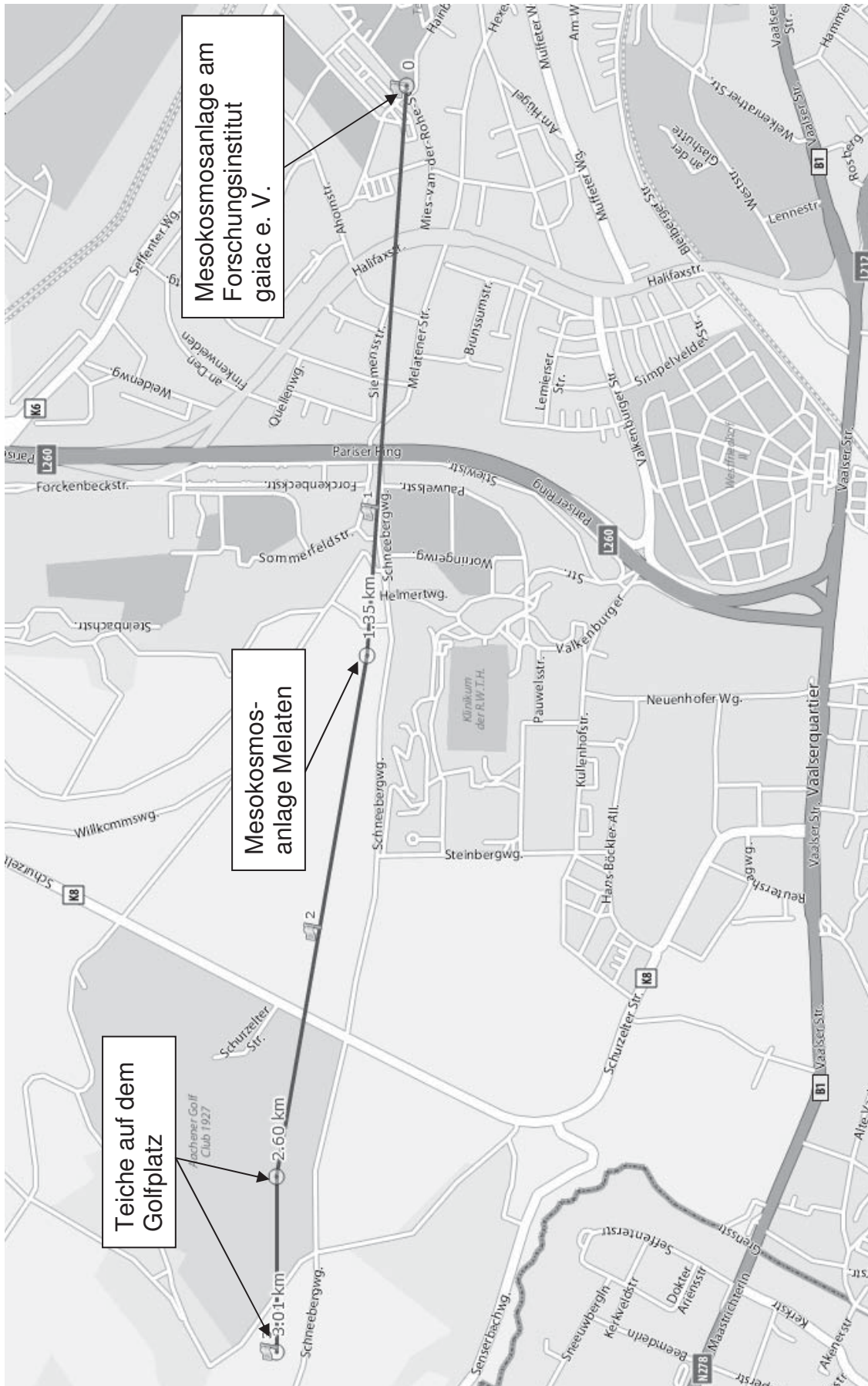


Abbildung 3-14: Ausschnitt aus dem Aachener Stadtplan mit Teichen aus dem genetische Proben entnommen wurden

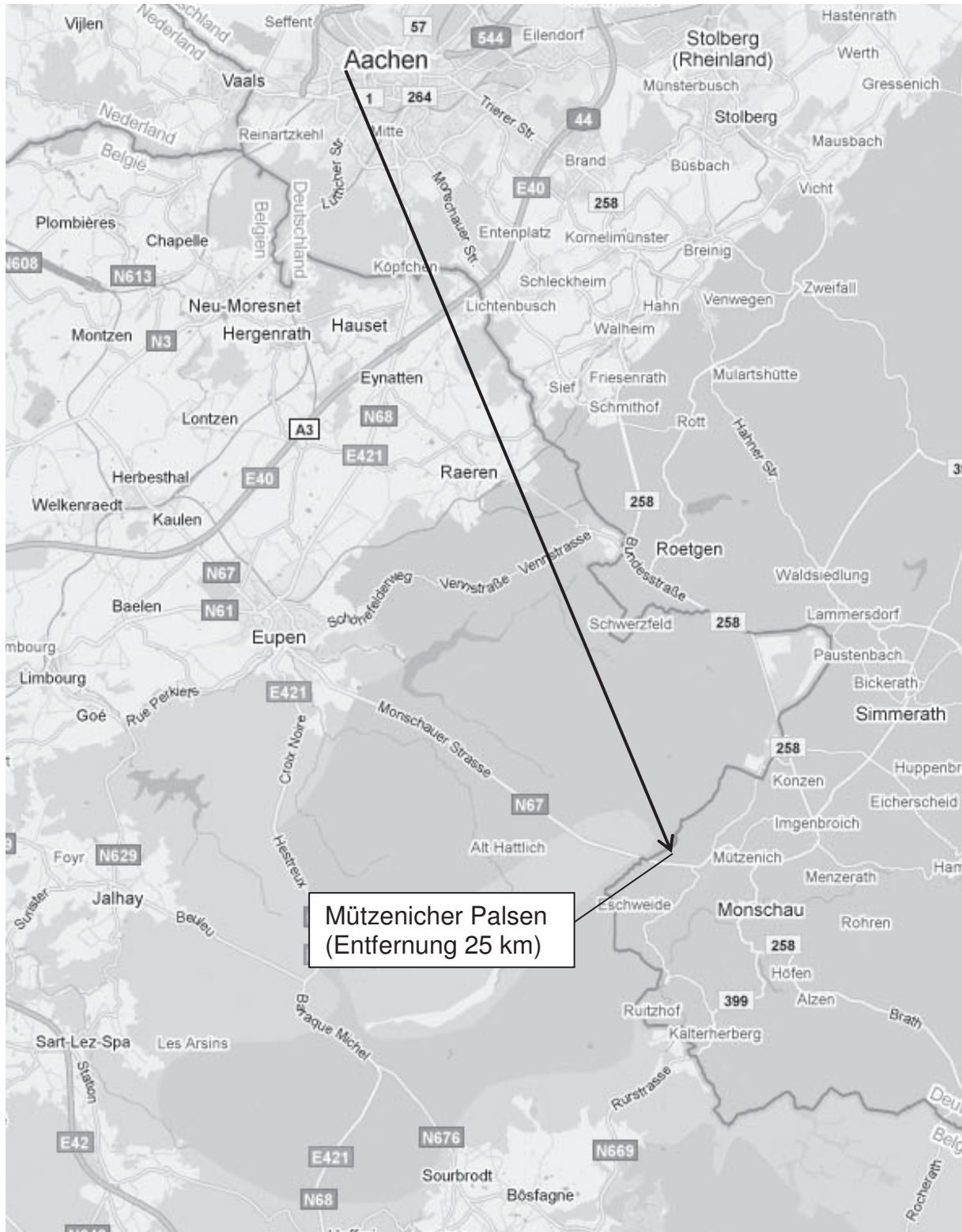


Abbildung 3-15: Ausschnitt aus der Umgebung von Aachen und einer Markierung des Mützenicher Palsens



3.1.11.2 DNA-Isolierung

Die folgenden genetischen Analysen fanden am Institut für Biologie II der Universität Leipzig - Arbeitsgruppe Molekulare Evolution und Systematik der Tiere statt.

Für die genetische Analyse wurden Individuen vom Probenahmeterrmin 19.10.2005 verwendet. Zu diesem Zeitpunkt sind nach viermonatiger Netzisolation und einer mittleren Entwicklungszeit von geschätzt 40 - 60 Tagen mehrere Generationen von *Chaoborus crystallinus* durchlaufen worden und es bestand die Annahme, dass sich aufgrund des Insektizides Effekte auf den Genpool manifestiert haben könnten. Um die Netzpopulationen und eine mögliche Insektizideinwirkung auf die genetische Vielfalt zu untersuchen, war es sinnvoll von den zwei verschiedenen Netzinstallationen jeweils eine Kontrolle und eine Behandlung auszuwählen (Tabelle 3-2). Als Referenz dazu dienten offene Teiche mit einem ungehinderten Austausch mit der Umgebung.

Tabelle 3-2: Herkunft und Anzahl der *Chaoborus crystallinus*-Individuen für die genetische Analyse

Probenorte	Anzahl untersuchter Individuen	Zustand
Einzelnetz-Behandlung Teich 1	26	mit Netz
Einzelnetz-Kontrolle Teich 4	26	mit Netz
6er-Netz-Behandlung Teich 10	26	mit Netz
6er-Netz-Kontrolle Teich 11	26	mit Netz
Mesokosmosanlage Melaten	25	offen
Teich auf Golfplatz	26	offen
Palsen/Venn	20	offen
Summe	175	

Das anhaftende Ethanol der konservierten *Chaoborus*-Larven wurde mit TE-Puffer abgewaschen. Anschließend wurden die Larven auf einem Stück Zellstoff getrocknet. Um eine Verunreinigung durch Fremd-DNA (z.B. von Beuteorganismen) zu vermeiden, mussten Kopf und Thorax mit Kropf der Larven mit einem sterilen Skalpell abgeschnitten werden. Sie wurden als Reserve verwahrt. Für die DNA-Isolierung war somit das Abdomen am geeignetsten und wurde in sechs Stücke zerteilt.

Die grob vorgeschrittenen Larven wurden mit ein bis zwei Eisenkugeln in eine 96er Mikrotiterplatte gegeben (eine Larve pro Well) und jeweils mit 150 µl DNAzol ®



Reagenz übergossen. In einer Kugelmühle bei 30 Hz (30 Sekunden) erfolgte die Zerkleinerung der Larven-Chitinhülle. Mit Hilfe eines Magneten wurden die Kugeln anschließend wieder entfernt.

Für die weitere Lyse der Zellbestandteile, und letztendlich zur Freisetzung der DNA, war die Zugabe von Proteinase K (10 mg/ ml) und 2 µl Glycogen erforderlich. Danach wurden die Proben über Nacht im Wasserbad bei 55 °C inkubiert. Da die DNA in nun gelöster Form vorlag, konnten Zell- und Chitintrümmer bei 12000 x g bei 10 °C und 10 Minuten abzentrifugiert werden. Der Überstand wurde mit einer Pipette in ein Eppendorfgefäß überführt.

Die Fällung der DNA fand mit 96 prozentigem Ethanol (150 µl) statt. Nach fünfminütiger Wartezeit, wurde die Lösung kurz geschüttelt, fünf Minuten bei 5000 x g abzentrifugiert und der Überstand verworfen. Es schlossen sich noch zwei Waschschritte mit 250 µl 70 prozentigem Ethanol an. Danach wurde kurz vorgetext, mit 1000 x g abzentrifugiert und der Überstand erneut verworfen. In einer Vakuumentrifuge wurde das Pellet getrocknet und anschließend in 50 µl auf 65° C vorgewärmten ionenfreiem HPLC-Wasser gelöst. Vor dem Einfrieren war es wichtig die Ansätze über Nacht im Kühlschrank zu verwahren, damit sich die DNA wieder lösen konnte.

3.1.11.3 Amplifizierte Fragmentlängen Polymorphismen (AFLPs)

Mit Hilfe der AFLP-Technik konnten Restriktionsfragmente von einer individuellen DNA erzeugt werden. An zwei Enden einzelner Fragmente wurden selektiv doppelsträngige Oligonukleotide als Adapter ligiert, die als Ansatzstelle für die Primer in der ersten PCR-Reaktion dienen. Die Fragmente wurden fluoreszenzmarkiert und auf einem Polyacrylamidgel aufgetragen und aufgetrennt. Die Detektion der Banden auf dem Gel erfolgte über einen Sequenzierer, der ein virtuelles Gel lieferte. Für die detaillierte Vorgehensweise (verwendete Chemikalien und Geräte, Pipettierschema, Programmierung des Thermocyclers für PCR) siehe DOROW (2009).

Für den sequenzspezifischen Restriktionsverdau wurden die beiden aus *Escherichia coli* beziehungsweise von *Micrococcus* sp. gewonnenen Enzyme *EcoRI* und *MseI*, auch Endonukleasen genannt, verwendet. Diese Enzyme fanden erstmals bei VOS ET AL. (1995) Verwendung und konnten in der Arbeitsgruppe von Dr. Thomas Berendonk (Universität Leipzig) an der mit *Chaoborus* sp. verwandten Mücke *Clunio*



marinus (Diptera, Chironomidae) erfolgreich getestet werden. *EcoRI* ist ein sogenannter „Six-Cutter“ und hat eine Erkennungssequenz von sechs Basen, um an der DNA zu binden. *MseI* ist ein sogenannter „Four-Cutter“ und besitzt eine Erkennungssequenz von sechs Basenpaaren. Beim Schneiden werden überhängende Enden erzeugt, das heißt mehrere Basenpaare liegen am Ende als Einzelstrang frei. Diese Enden dienen als Ansatzstelle für die Primer (MAIER ET AL. 2009).

Aufgrund der etwas kürzeren Erkennungssequenz des *MseI*-Enzyms, schneidet dieses Enzym deutlich häufiger als das *EcoRI*-Enzym. Es liegen somit 90 % der Restriktionsfragmente mit einem Schnitt vom „Four-Cutter“ vor. Um die Anzahl der Fragmente ein wenig zu begrenzen, wurden in dieser Analyse die restlichen 10 %, die einen Schnitt mit dem „Four-Cutter“ und dem „Six-Cutter“ haben, herausselektiert. An den überstehenden Enden wurden die ebenfalls von VOS ET AL. (1995) eingeführten doppelsträngigen Adapter *EcoRI* und *MseI* ligiert. Diese haben zum einen die passende Basensequenz für die zu selektierenden Restriktionsfragmente und zum anderen die passende Basensequenz für die PCR-Primer.

In der sogenannten Präamplifikation wurde noch keine Selektion der Fragmente vorgenommen. Die Präamplifikation diente allein dazu, die DNA-Menge zu erhöhen. Im Anschluss wurden in der selektiven PCR spezifische Primer verwendet. Sie besitzen zusätzlich zur Gegensequenz der Adapter noch drei weitere Basenpaare, die in das unbekanntende Ende der Fragmente hineinragen. Dabei handelte es sich um die mit Fluoreszenzfarbstoff IRD700 bzw. IRD800 markierten Primer *Eco700AAG*, *Eco700CGA* und *Eco800CGC* sowie die nicht markierten Primer *MseAGG* und *MseCAT*. Die drei Endbuchstaben der Primernamen weisen auf die drei Basenpaare des spezifischen Primers hin. Dadurch, dass nur Fragmente sichtbar gemacht werden konnten, die mindestens einmal mit *EcoRI* geschnitten wurden, fand auf diesem Wege eine weitere Selektion statt.

Es wurden bei den Primern folgende Kombination der spezifischen Basenpaare getestet: AGG - AAG, CAT - CGA und CAT - CGC. Andere Kombinationen haben sich als nicht aussagekräftig erwiesen.

Um die verschiedenen Größen der Fragmentmoleküle sichtbar zu machen, wurde die PCR-Lösung in ausgesparte Taschen auf einem Polyacrylamidgel pipettiert. Dieses Polyacrylamidgel war auf einem Elektrophorese-Gerät eingespannt und wurde unter Spannung gesetzt. Abhängig von Ladung, Größe, Molmasse und Beschaffenheit des



Gels wurden die Moleküle elektrophoretisch aufgetrennt. Die zusätzliche Auftragung des Längenstandards 50 - 700 bp¹² SIZING STANDARD - BULK auf dem Gel diente dazu die Länge der aufgetrennten Fragmente auf dem Gel abzuschätzen. Mit dem internen Laser im LICOR 4300 DNA Analyzer wurde die Fluoreszenz der Primer angeregt und dem Programm Saga 2 detektiert. In einem digital erstellten Bild konnten die Banden sichtbar gemacht werden, die die gewanderten Moleküle innerhalb des Gels darstellen. Aufgrund der Qualität der digitalen Bilder der Gele (zum Beispiel Bildverzerrung) konnte bei der Primerkombination *MseAGG* - *Eco700AAG* nur Banden zwischen 60 und 600 Basenpaaren und bei der Primerkombination *MseCAT* - *Eco700CGA* nur Banden zwischen 60 und 160 Basenpaaren berücksichtigt werden. Zudem konnten die Banden mit den Fragmenten gleicher Länge auf verschiedenen Gelen nicht immer eindeutig zugeordnet werden. Ein Ausschnitt aus dem Polyacrylamidgel ist in Abbildung 3-16 dargestellt.

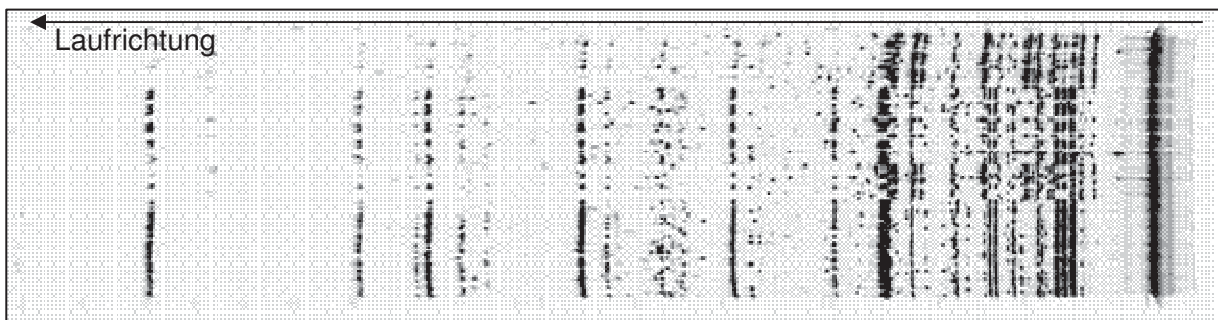


Abbildung 3-16: Digital erzeugtes Bild von einem Polyacrylamidgels mit fluoreszenzmarkierten Banden der Primerkombination *MseAGG* – *Eco700AAG*

Beim Auswerten der Gele konnten Homoplasie-Phänomene nicht ausgeschlossen werden. Homoplasie (in der Morphologie als Konvergenz bekannt) liegt im Allgemeinen dann vor, wenn Restriktionsfragmente unterschiedlicher Basensequenz auf gleicher Bandenhöhe liegen. Ebenfalls könnte es bei dicken Banden vorkommen, dass sich Banden überlagern und somit eventuell übersehen werden. Sehr schwach zu erkennende Banden wurden nicht berücksichtigt. Dieser systematische Fehler trifft jedoch auf alle Proben zu und ist daher nur bedingt zu bewerten.

Für die spätere Aufbereitung der Daten wurde eine 01-Matrix in Excel erstellt, d.h. für jede vorhandene Bande wurde eine 1 notiert für jede fehlende eine 0, bei Unsicherheiten wurde eine - 1 notiert.

¹² bp = Basenpaare



Neighbor Nets

Zur weiteren Bearbeitung der Daten wurde das Programm *GenAIEx V6.1* verwendet. Dieses Programm ist laut der Entwickler PEAKALL & SMOUSE (2006) ein benutzerfreundliches plattformübergreifendes Paket, welches unter Microsoft Excel läuft, und genetische Analysen von kodominanten, haploiden und binären Daten auf Populationsebene ermöglicht. Die hier angewendete auf allelfrequenzbasierten Analyse berechnet beispielsweise auch Heterozygotität und Nei's genetische Distanz. Die erstellte 01-Matrix wird im Programm in ein sogenanntes Nexus-Format umgeschrieben. Dieses Format funktioniert unabhängig vom Computer-Betriebssystem, und verarbeitet Informationen aus der Taxonomie wie Taxa, morphologische und molekulare Eigenschaften, Distanzen, genetische Codes und vieles mehr. Das Nexus-Format war auch Grundlage für das Programm *SplitsTree4.8* (HUSON & BRYANT 2006). SplitsTree ist ein interaktives Programm, um zum Beispiel aus DNA-Sequenzen, genetischen Distanzen oder „Neighbor Nets“ phylogenetische Baumstrukturen und Netzwerke zu berechnen und zu visualisieren. Netzwerke bieten eine gute Alternative zu Baumstrukturen, weil sie gleichzeitig multiple Bäume darstellen können und präsentieren somit multiple phylogenetische Hypothesen. Sie detektieren komplexe evolutionäre genetische Prozesse wie Rekombination, Lateraltransfers und Hybridisierung. Ganz wichtig sind diese Netzwerke, wenn kein etabliertes Evolutionsmodell existiert oder die phylogenetischen Rückschlüsse auf inkorrekte Modelle beruhen. Ein Neighbor Net generiert ein zirkuläres Zerlegungssystem (circular split system) und keine hierarchisch angeordnete Strukturen wie phylogenetische Stammbäume. Die Darstellung dieses System erfolgt allerdings als planarer Split-Graph. In diesem Graph werden Zweifachzerlegungen oder Splits einzelner Taxa mit parallelen Linien und widersprüchliche oder unvereinbare Daten in Kastenform angezeigt (HUSON 1998, BRYANT & MOULTON 2004).

Die in SplitsTree angewandte Neighbor-Joining-Methode ist ein mathematischer Algorithmus, welcher phylogenetische Stammbäume aus evolutionären Distanzdaten rekonstruiert (SAITOU & NEI 1987). Im Anfang wird mit einer wurzellosen sternförmigen Struktur gestartet. Die „Neighbors“ sind dann durch einen einzelnen Knotenpunkt über dem wurzellosen zweigabeligen Baum miteinander verbunden. Sind viele Daten vorhanden, die phylogenetisch miteinander zu vergleichen sind, so ist es die Aufgabe die Gesamtlänge eines Astes in jedem Stadium des Clusterver-



fahrens der „neighbors“ (=„operational taxonomic units“) zu verkürzen und den nächsten Verwandten mit der geringsten, z.B. genetischen, Distanz zu finden (Prinzip der minimalen Evolution). Im Programm SplitsTree wird die Neighbor-Joining-Methode erweitert. Paare von Taxa werden dabei schrittweise selektiert und gruppiert, wobei die Anhäufung nicht sofort durchgeführt wird, sondern erst dann, wenn weitere Paare agglomeriert werden, die den gleichen Knotenpunkt teilen (BRYANT & MOULTON 2004). Die Signifikanz im Clusterverfahren wird mit dem statistischen Verfahren Bootstrapping durchgeführt. Dieses Verfahren replizierte die Stichproben 1000fach für die nichtparametrische Schätzung von Standardfehlern (SACHS 2002).

Genetische Differenzierung der Populationen

Grundlage für die Berechnung der genetischen Differenzierung war die erstellte 01-Matrix, die einem binären haploiden Datensatz entspricht. Die komplette Abfolge einer beispielsweise 01-Zahlenreihe entspricht einem Allel. Das Allel, beziehungsweise hier die Konstellation der 01-Abfolge, kann kodominant vorliegen. Das Programm *GenAlEx V6.1* (PEAKALL & SMOUSE 2006) ermittelte mit Hilfe der Matrix Allelfrequenzen, d.h. die Häufigkeit eines bestimmten Allels, in jedem Genort einer Population ermittelt werden. Bei der Berechnung ist einkalkuliert, dass sich gleiche haploide Genotypen nicht miteinander verpaaren (LYNCH & MILLIGAN 1994).

Die quantitative und qualitative Verteilung der Allele wird bei einer Mendelpopulation mit dem Hardy-Weinberg-Gleichgewicht beschrieben. Zu einer Mendelpopulation gehören diploide Organismen, die sich sexuell fortpflanzen, dass keine Beschränkung in der Fortpflanzungsfähigkeit existiert, die Mendel'schen Regeln gelten, und dass es sich um eine genügend bzw. unendlich große Population handelt (HENNING 1995). Die Häufigkeit eines Allels A kann dann, abgeleitet vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (Formel 3-5), wie folgt berechnet werden Formel 3-4):

Formel 3-4: Berechnung der Häufigkeit des Allels A

$$a = 1 - p - \dots - q$$

Der Term „p - ... - q“ steht für andere Allele. Alle Allele zusammen müssen 100 % oder im Hardy-Weinberg-Gleichgewicht gleich 1 ergeben.

Formel 3-5: Hardy-Weinberg-Gleichgewicht

$$1 = p^2 + 2pq + q^2 \text{ (Genotypenfrequenzen (z.B. AA, Aa oder aa))}$$

oder

$$1 = p + q \text{ (Allelfrequenzen, z.B. von A und a)}$$

Die Allelfrequenz der Allele p und q berechnet sich nach *GenAIEx V6.1* (PEAKALL & SMOUSE 2006) folgendermaßen (siehe Tabelle 3-3):

Tabelle 3-3: Berechnung der Allelfrequenzen

Allelfrequenz (Binäre Daten)	Annahme bei zufälliger Paarung: <ul style="list-style-type: none"> - Anwesenheit einer Bande repräsentiert die Genotypen AA oder Aa - Abwesenheit einer Bande repräsentiert die Genotypen aa <ul style="list-style-type: none"> - Allele A hat die Frequenz: $p = 1 - q$ - Allele a hat die Frequenz: $q = 1 - p$ - Frequenz von Genotyp aa = $q^2 =$ Frequenz von abwesenden Banden = 1 - Frequenz von anwesenden Banden => also ist $q = \sqrt{\text{Frequenz der abwesenden Banden}}$
---------------------------------	--

Weiterhin wurde der Grad der Polymorphie als Prozentanteil der polymorphen Loci aller Loci untersucht. Als Berechnungsgrundlage galt hierbei die Bandenanzahl im Polyacrylamidgel.

Anschließend wurden im Programm *Arlequin ver 3.0* © (EXCOFFIER 1995 - 2006) Paare haploider Genotypen miteinander verglichen und eine mittlere Anzahl an Unterschieden herausgestellt. Diese Unterschiede werden durch die paarweise Distanz angegeben (EXCOFFIER ET AL. 2005). Die paarweise Distanz errechnet sich aus der genetischen Distanz, die eine „akkumulierte Anzahl von Gen Substitutionen pro Locus“ darstellt. Anhäufungen genetischer Substitutionen sind charakteristisch für eine evolutionäre Trennung zweier Populationen und ein Maß für die Anzahl von Polymorphismen in einer Population (NEI 1972). Die Berechnung der genetischen Distanz beruht auf einer hierarchischen F-Statistik von WRIGHT (1951) (SLATKIN & VOELM 1991). Populationen können so in Subpopulationen unterteilt werden. Durch einen geringeren Genaustausch kann es zu inzuchtähnlichen Effekten kommen, d.h. der Anteil Homozygoter nimmt zu. Die F-Statistik berechnet nun die Abnahme der Heterozygoten (SCHMELLER ET AL. 1996) und es kann der durchschnittliche Gen Fluss



innerhalb und zwischen Nachbarpopulationen bzw. immigrierender Individuen pro Generation und Population abgeschätzt werden (SLATKIN & VOELM 1991).

Die genetische Variation innerhalb und zwischen Populationen kann berechnet werden, wenn Allelfrequenzen, gemeinsame Allele (kodominante genetische Marker), Bandenfrequenzen oder gemeinschaftliche Banden (dominante) Marker analysiert werden. Mit Hilfe von Fingerprinting-Methoden (z.B. AFLPs) können diese genetische Variabilitäten ermittelt werden. Dies geschieht in dem man genetische Distanzen anhand von Bandenübereinstimmungsgraden und Bandenfrequenzen bestimmt. Aus diesen Datensätzen ist es anschließend möglich genetische Stammbäume zu erstellen (IRGANG 2001).

Zur weiteren Auswertung der genetischen Differenzierung wurden die Anzahl verschiedener Allele (N_a), Anzahl effektiver Allele (N_e), der Shannon Informationsindex (I), die beobachtete (h) und erwartete Heterozygotität (u_h) herangezogen. Die Anzahl effektiver Allele ist abhängig von der Fortpflanzungsfähigkeit einer Population, da nicht alle Individuen einer Population fortpflanzungsfähig sind. Somit schließt N_e die genetische Drift unter Vernachlässigung des Hardy-Weinberg-Gesetzes mit ein. Das Hardy-Weinberg-Gesetz ist normalerweise für unendlich große ideale Populationen, in der keine Mutation, keine Selektion, keine Genimporte oder –exporte stattfinden anzuwenden (CZIHAK ET AL. 2009). Der Wert von N_e ist immer kleiner als N_a . Der Shannon Information Index ist ein Parameter der Informationsstatistik und berechnet die phänotypische Diversität innerhalb einer Population (SREČEC ET AL. 2010). Sein Wert ist umso höher, je höher die Artenzahl ist und je gleichmäßiger die Individuen auf die Arten verteilt sind. Die erwartete Heterozygotität wird verwendet, um die genetische Diversität nach dem Hardy-Weinberg Gleichgewicht zu beschreiben. Dies ist nötig, da es mit dominant binären Markern wie AFLP's nicht möglich ist die Allelfrequenzen und die Heterozygotität direkt zu berechnen (PEAKALL & SMOUSE 2006). In der vorliegenden Arbeit wird die durchschnittliche Heterozygotität verschiedener Loci betrachtet. Sie ist weniger sensitiv gegenüber der Probengröße als die beobachtete Heterozygotität (FRANKHAM ET AL. 2010).

Im Folgenden sind die Berechnungen für die Parameter dargestellt (Formel 3-6):



Formel 3-6: Berechnungen für die Anzahl effektiver Allele (N_e), Shannons Informationsindex (I) und die Heterozygotität (h , u_h) (p , q = Allelfrequenzen, N = Populationsgröße)

$$\begin{aligned} N_e &= 1 / (p^2 + q^2) \\ I &= -1 * (p * \ln(p) + q * \ln(q)) \\ h &= 1 - (p^2 + q^2) \\ u_h &= (N / (N-1)) * h \end{aligned}$$

3.2 Statistische Auswertung

Die Ergebnisse des Mesokosmosversuches wurden mit dem Statistikprogramm SigmaStat 3.0 der Firma *Systat Software Incorporation* ausgewertet. Gewähltes Signifikanzniveau war $\alpha_{\text{einseitig}} = 0,05$, es gilt als kritische Signifikanzschranke. Mit ihr lässt sich die Vertrauenswahrscheinlichkeit berechnen ($P = 1 - \alpha$) mit der die Hypothese H_0 angenommen wird. In dieser Arbeit wird die Überschreitungswahrscheinlichkeit p angegeben. Ist $p \leq 0,05$ wird die Hypothese angenommen. Ebenfalls fand eine Überprüfung auf Normalverteilung und Varianzhomogenität mit Levene's Test statt. Die Ergebnisse wurden aufgrund mangelnder Normalverteilung mit dem natürlichen Logarithmus transformiert. Diese Maßnahme reduziert die Spannweiten-Heterogenität der Originaldaten (SACHS 2002). Die Logarithmus-Transformation wurde nach VAN DEN BRINK ET AL. (1995) variiert und je nach Abundanz mit folgender Formel berechnet:

Formel 3-7: Transformation mit dem natürlichen Logarithmus für Abundanzen (x) $< 1n/ L$ (nach VAN DEN BRINK ET AL. 1995)

$$\ln(10x+1)$$

Formel 3-8: Transformation mit dem natürlichen Logarithmus für Abundanzen (x) $> 1n/ L$ (nach VAN DEN BRINK ET AL. 1995)

$$\ln(2x+1)$$

Diese Formel wurde aufgrund geringer Abundanzen abweichend von der normalen Logarithmustransformation $\ln(x+1)$ gewählt, um so Unterschiede besser hervorzuheben (VAN DEN BRINK ET AL. 1995). Für Werte unter einem Individuum pro Liter (z. B. bei Zooplankton) war die Multiplikation mit 10 und bei Werten über einen



Individuum pro Liter (z.B. für Emergenz, Eier) war eine Multiplikation mit zwei hilfreich. Aufgrund der niedrigen Replikanzahl bei der Einzelnetz-Kontrolle und – Behandlung wurden Wahrscheinlichkeitswerte mit $0,10 \geq p < 0,05$ als Tendenz gewertet (vgl. VAN DEN BRINK ET AL. 1995).

Die Zeitreihen von *Chaoborus*-Larven, Emergenz, Eier, Eigelege und Mortalität wurden für jeden Tag auf Unterschiede mittels eines t-Tests geprüft und so jedes Behandlungsszenarium paarweise miteinander verglichen.

Die Ergebnisse des t-Testes zwischen den Behandlungsszenarien wurden in tabellarischer Form mit den Abundanzmittelwerten, Standardabweichung und Indices (a, b, c...) sichtbar gemacht (zum Beispiel Tabelle 3-2). Werte mit denselben Indices waren statistisch nicht verschieden. Eine farbliche Markierung in der Tabelle hebt die signifikanten Unterschiede hervor.

Eine Tabelle mit sämtlichen p-Werten, die mit Hilfe des t-Testes berechnet wurden ist im Anhang dargestellt (Tabelle 7-2, Tabelle 7-5 bis Tabelle 7-11).

Um Unterschiede zwischen Kontrollen und Behandlungen besser hervorzuheben, wurden in den Grafiken der Emergenz, der Eigelegeanzahl, der Eianzahl und der Larvenabundanz das Streuungsmaß Spannweite der Kontrolldaten mit angegeben. Sie gibt die Differenz des größten und kleinsten Wertes einer Stichprobe an (SACHS 2002). Werte die deutlich oberhalb oder unterhalb der Kontrollspannweiten lagen, zeigten einen signifikanten Unterschied.

Über die Häufigkeitsverteilung der Eigelegeklassen (Eianzahl pro Gelege) und einer Polynomregression sechster Ordnung wurde mit dem Microsoft-Excel-Programm eine Grenze zwischen großen und kleinen Eigelegen berechnet. Die Daten hierzu mit den polynomischen Konstanten sind im Tabelle 7-12 zu finden.

Aufgrund der geringen Replikanzahl in den Einzelnetzen wurde ein Variationskoeffizient berechnet (siehe SACHS 2002). Um zu überprüfen, ob die Variationen im Rahmen der natürlichen Variabilität zulässig waren, erfolgte ein Vergleich zwischen den Variationskoeffizienten älterer Mesokosmosstudien¹³ (1999 - 2003) und der vorliegenden Studie. Angegeben wird in dieser Arbeit ein mittlerer Variationskoeffizient, der sich aus den wöchentlichen Variationskoeffizienten berechnen ließ.

¹³ Durchgeführt am Forschungsinstitut gaiac e.V.



3.3 Ergebnisse Mesokosmosstudie

In der Mesokosmosstudie wurde untersucht, ob nach einer Insektizid-Kontamination in isolierten und nicht isolierten Mesokosmossystemen ein Unterschied in der Wiedererholung von *Chaoborus crystallinus* vorhanden war. Emergenz, Anzahl Eigelege, Eianzahl und Larven-Abundanz waren Grundlage für die Bewertung der Wiedererholung. Eine Wiedererholung trat ein, wenn beispielsweise nach signifikant geringerer Abundanz die Kurven der behandelten Teiche wieder innerhalb der Kontrollspannweiten lagen.

Zusätzlich wurden Zooplankton, Chlorophyll, physikalische und chemische Parameter analysiert.

Effekte wurden jeweils innerhalb eines Netztypus miteinander verglichen, das heißt die Abundanzen der Einzelnetz-Kontrolle wurden mit den Abundanzen der Einzelnetz- Behandlung verglichen und die Abundanzen der 6er-Netz-Kontrolle wurden mit den Abundanzen der 6er-Netz-Behandlung verglichen.

3.3.1 Nährstoffe, Härte und elektrische Leitfähigkeit

Die Wasserproben wurden an drei Terminen bezüglich ihres Nährstoffgehalts auf Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamt-Stickstoff, Ortho- und Gesamt-Phosphat analysiert. Es wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede innerhalb der Mesokosmosteiche gefunden und demzufolge werden in Tabelle 3-4 nur die Mittelwerte angegeben. In Tabelle 7-18 sind die Rohdaten für die einzelnen Behandlungsszenarien zusammengestellt. Auffällig war, dass die Nitrat-, Ammonium-, Nitrit- und Gesamtstickstoffkonzentrationen mit der Zeit abnahm, während die Ortho-Phosphat- und die Gesamtphosphorkonzentrationen leicht zunahm.

Die Wasserhärte lag zwischen $3,56 \pm 0,28$ und $4,58 \pm 0,23$ °dH und entspricht weichem Wasser.

Die untersuchten Mesokosmosteiche stellten sehr schwach bis schwach mineralisiertes Gewässer dar (Tabelle 3-4), welche laut Literatur (HÖLL 1986) durch 50 - 200 beziehungsweise 200-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ charakterisiert sind.

Die Schwankungen in der Leitfähigkeitsmessung waren gering und es waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Behandlungen vorhanden. Analog zum Nährstoffverbrauch sank die Leitfähigkeit zum Ende des Experimentes, welches den Verbrauch an Nährstoffe anzeigte.



Tabelle 3-4: Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen, Wasserhärte und elektrische Leitfähigkeit in den Mesokosmosteichen an verschiedenen Terminen

	Woche			
	0	4	9	14
Nitrat [mg/ L]	0,53 ± 0,08	0,19 ± 0,09	0,15 ± 0,07	
Ammonium [mg/ L]	1,05 ± 0,18	0,37 ± 0,14	0,16 ± 0,05	
Nitrit [mg/ L]	0,036 ± 0,010	0,016 ± 0,011	0,001 ± 0,001	
Gesamt-Stickstoff [mg/ L]	3,90 ± 0,26	2,81 ± 0,23	2,61 ± 0,38	
Ortho-Phosphat [mg/ L]	0,06 ± 0,01	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,03	
Gesamt-Phosphat [mg/ L]	0,17 ± 0,02	0,29 ± 0,06	0,28 ± 0,11	
Härte [°dH]	4,58 ± 0,23	4,73 ± 0,35	3,56 ± 0,28	
elektrische Leitfähigkeit [μS/cm]	229 ± 2	229 ± 8	220 ± 13	219 ± 15

3.3.2 Wasserstand

Ob die Netzkonstruktion oder die unterschiedliche Exposition gegenüber Wetterereignissen (Regen oder Verdunstung) eine Rolle spielte, wurden anhand des Wasserstandes überprüft.

Die Wasserpegel waren zu Beginn des Experimentes auf 110 cm eingestellt. In den ersten zwei Wochen zeigten die Wasserpegel kaum Veränderungen (Abbildung 3-17). Danach stiegen die Wasserpegel stark an. Im Allgemeinen lag der Wasserpegel zwischen 120 und 130 cm. Nur Teich 8, Teich 5 (offene Teiche) und Teich 13 (6er-Netz-Kontrolle) hatten einen Wasserstand von lediglich 110 und 105 cm. Tendenziell hatten die Teiche ohne Netz einen stabileren Wasserpegel vorzuweisen.

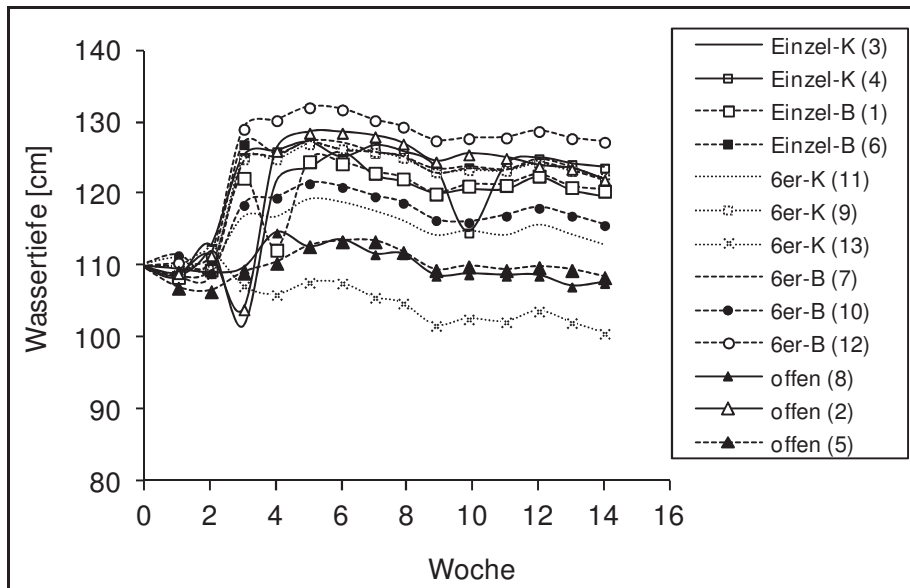


Abbildung 3-17: Wasserstände in allen Mesokosmosteichen (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, T = Teich)

3.3.3 Chlorophyll

In diesem Kapitel wird abgeschätzt, ob über das Chlorophyll indirekt die Ernährung der herbivoren Zooplanktonorganismen gesichert war.

Bis zur vierten Woche war die Chlorophyllkonzentration im Wasser in allen Teichen gering und lag unter $10 \mu\text{g/L}$ (Abbildung 3-18). In den Einzelnetzen veränderte sich die Konzentration bis in die 13. Woche nur geringfügig. Die 6er-Netze und die offenen Teiche hingegen zeigten ab der vierten beziehungsweise ab der sechsten Woche einen deutlichen Anstieg. Die höhere Chlorophyllkonzentration korrelierte im 6er-Netz mit dem Aufkommen von *Volvox* sp. und filamentösen Grünalgen. Der durchschnittliche Bedeckungsgrad der filamentösen Grünalgen betrug zum Teil bis zu 28 % an der Wasseroberfläche (Abbildung 3-19). Da zwischen den offenen Teichen und den 6er-Netz-Teichen ähnliche Chlorophyllkonzentrationen auftraten, war ein Beschattungseffekt durch die Netze und eine Auswirkung auf die Chlorophyllproduktion nicht anzunehmen. Ein Insektizideffekt auf die Chlorophyllkonzentration war nicht auszumachen.

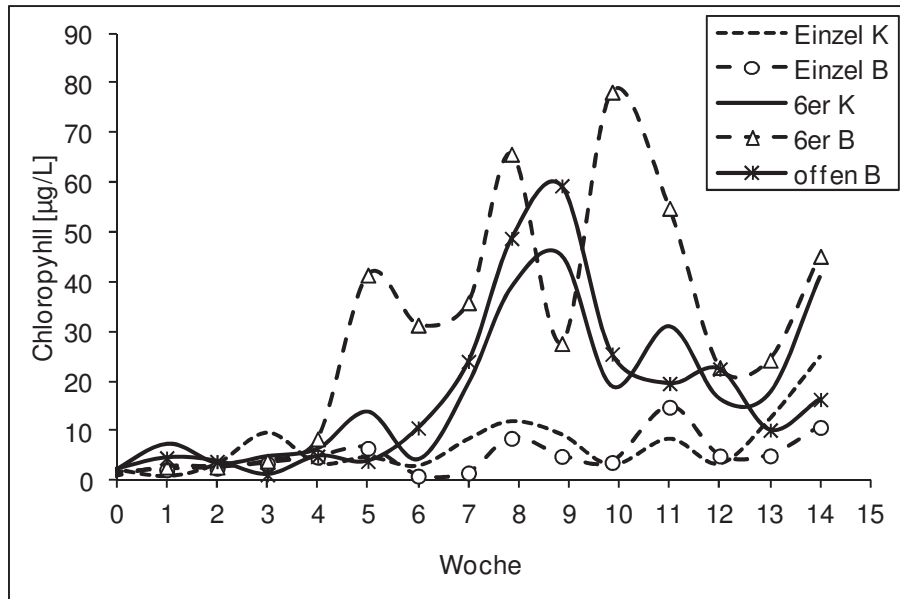


Abbildung 3-18: Chlorophyll-Werte für sämtliche Mesokosmosteiche in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (blau = Kontrolle, rot/ schwarz = Behandlung)

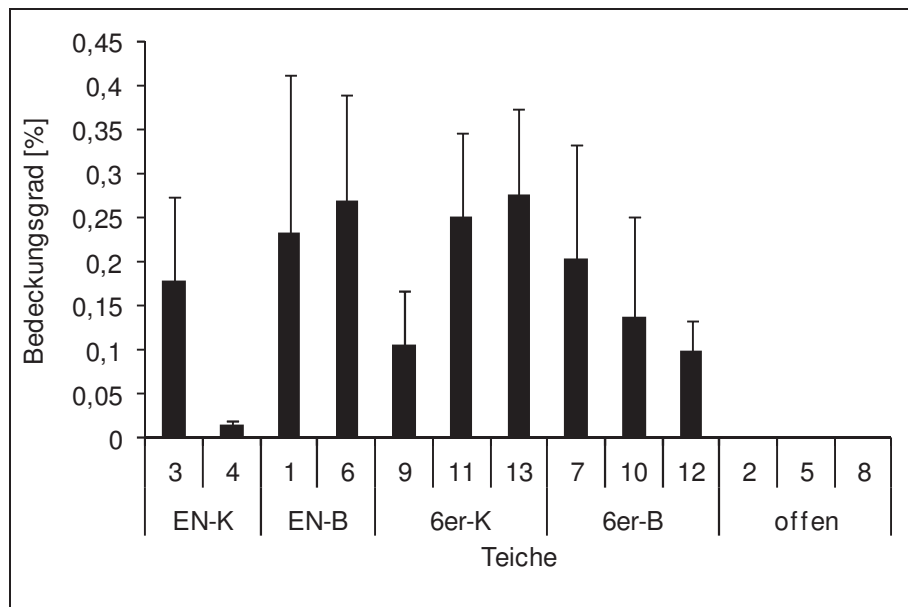


Abbildung 3-19: Durchschnittlicher Bedeckungsgrad von Fadenalgen auf der Wasseroberfläche (EN = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)



3.3.4 Sauerstoffgehalt

In diesem Kapitel wird anhand der Sauerstoffkonzentration überprüft, ob eine Sauerstofflimitation vorhanden war, die die Populationsentwicklung von *Chaoborus crystallinus* zusätzlich zum Insektizid gehemmt haben könnte. Gemessen wurde der Sauerstoffgehalt in 0,2 m und 0,9 m Wassertiefe.

Konzentrationen, die unterhalb von 5 mg/ L liegen werden hier als niedrig eingestuft. Die Sauerstoffsättigung liegt dann unterhalb von 50 %.

Die Sauerstoffkonzentrationen in verschiedenen Wassertiefen und den Behandlungsszenarien korrespondierten größtenteils miteinander (Abbildung 3-20 a bis c). Lediglich in der ersten, vierten und 11 bis 12 Woche waren in 0,9 m Wassertiefe in den Einzelnetzen und in den 6er-Netzen deutlich niedrigere Sauerstoffkonzentrationen als in 0,2 m Wassertiefe zu messen. Die offenen Teiche zeigten hingegen in 0,9 m Tiefe nur in der ersten Woche einen größeren Sauerstoffrückgang als in 0,2 m. Ansonsten lagen die Sauerstoffkonzentrationen in allen Teichen überwiegend oberhalb von 5 mg/ L. Ausnahme blieb die Einzelnetz-Kontrolle und die 6er-Netz-Behandlung, die bereits zwischen der achten und 10. Woche in beiden Wassertiefen einen Sauerstoffrückgang zu verzeichnen hatte (Abbildung 3-20 a bis b).

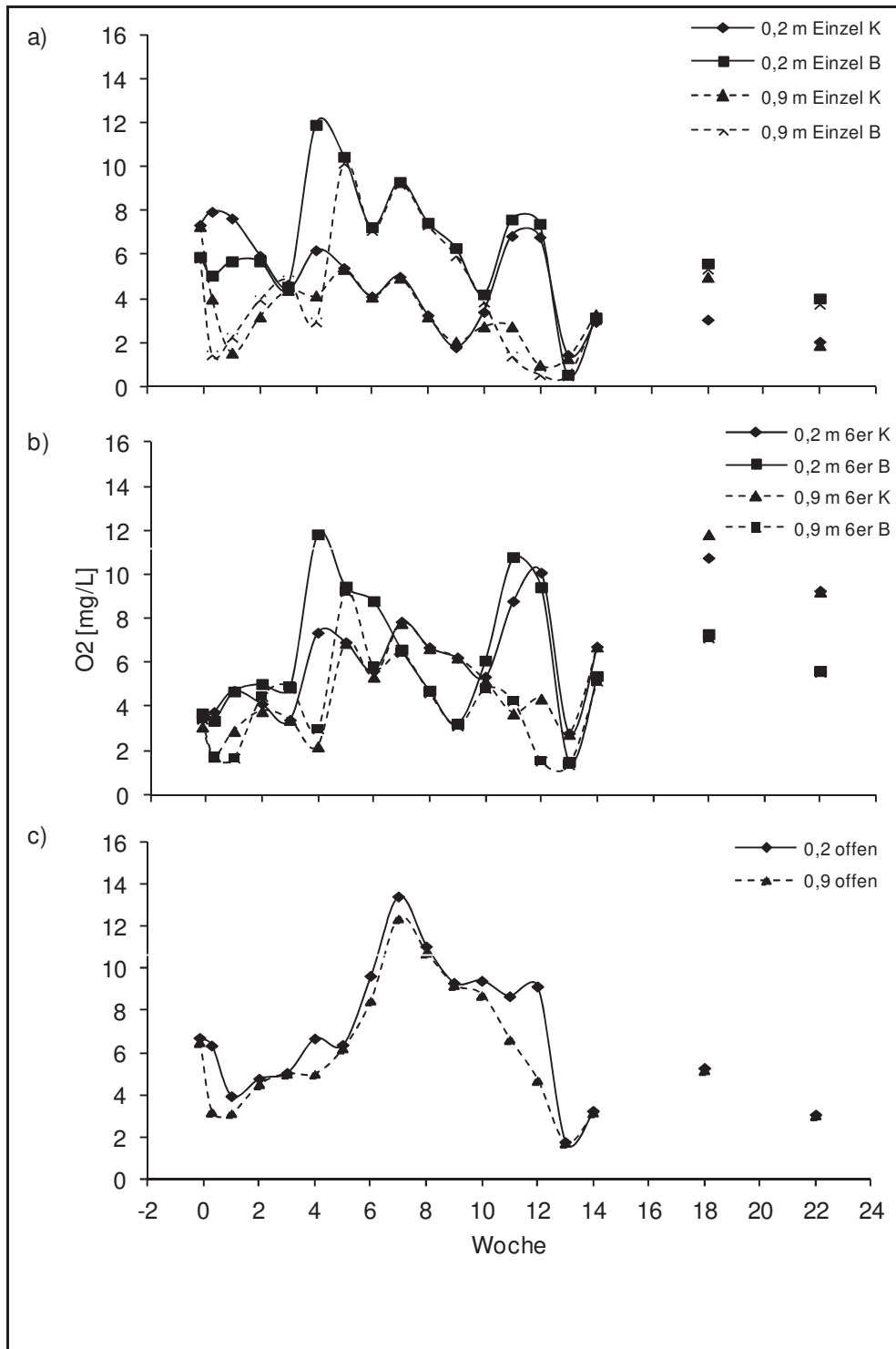


Abbildung 3-20: Sauerstoffkonzentrationen (Mittelwerte) in den Einzelnetzen (a), in den 6er-Netzen (b) und in den offenen Teichen (c) in 0,2 m und 0,9 m Wassertiefe (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)



3.3.5 pH-Wert

Als Begleitparameter wird in diesem Kapitel der pH-Wert dokumentiert. Es wurde lediglich überprüft werden, ob starke Abweichungen vom neutralen pH-Wert vorlagen und diese eine Beeinträchtigung für das Zooplankton darstellten.

Die pH-Werte lagen überwiegend zwischen 6,8 und 8,9 und waren dem neutralen bis leicht alkalischen Milieu zuzuordnen. Nur in Teich 3 (Einzelnetz-Kontrolle) war in 0,9 m Wassertiefe in Woche 18 mit einem pH Wert von 3,8 ein Ausreißer in der pH-Wert-Entwicklung vorhanden. In den ersten beiden Wochen zeigte die Einzelnetz-Kontrolle im Oberflächenwasser (0,2 m) einen leicht alkalischen pH-Wert (Abbildung 3-21). Danach verliefen die Kurven überwiegend parallel und lagen im neutralen pH-Bereich. Nur zwischen der vierten, fünften und 12. Woche wiesen die Einzelnetze und die 6er-Netze einen etwas höheren pH-Wert über 7 auf. Generell zeigten die Behandlungen nach der Applikation einen leicht alkalischen pH-Wert.

Die Kurvenverläufe korrelierten positiv mit der Sauerstoffkonzentration (Abbildung 3-20). Da die pH-Werte überwiegend im neutralen Bereich vorlagen, war eine gute Pufferkapazität in den Mesokosmosteichen vorhanden.

3.3.6 Windgeschwindigkeiten

Die durchschnittliche Windstärke lag während der Untersuchung zwischen 2 und 3 nach Beaufort-Skala und entsprach einer leichten bis schwachen Brise. In der 13. Woche war mit der Windstärke 1 besonders wenig Wind zu verzeichnen. Ab der 17. Woche wurde der Wind etwas kräftiger und nahm Werte über 3 an. Im Mittel kam der Wind aus südlicher Richtung.

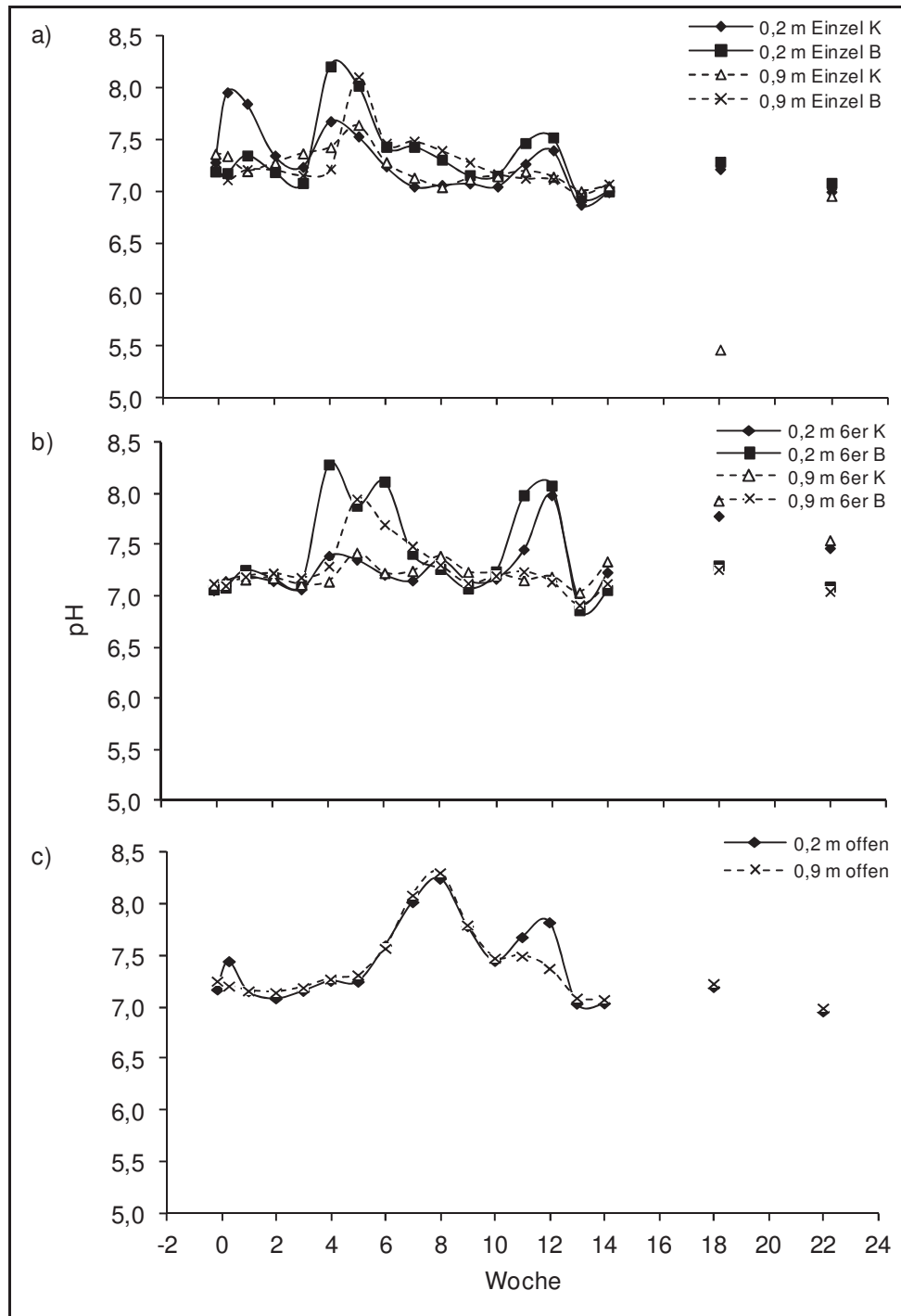


Abbildung 3-21: pH-Werte (Mittelwerte) in den Einzelnetzen (a), in den 6er-Netzen (b) und in den offenen Teichen (c) in 0,2 m und 0,9 m Wassertiefe (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)



3.3.7 Zooplankton als Beute von *Chaoborus crystallinus*

Um eine Futterlimitierung für *Chaoborus crystallinus* im Untersuchungszeitraum auszuschließen, wurden an zwei Terminen (dritten und achten Woche) Zooplanktonproben stichprobenhaft ausgezählt. Die dritte Woche war von Interesse, weil ein Effekt unmittelbar nach den beiden Insektizidapplikationen zu erwarten war. Zusätzlich wurde die achte Woche analysiert, um die Beutedichte im potentiellen Wiedererholungszeitraum einzuschätzen. Aufgrund ihrer Größe und der Übersichtlichkeit halber wurden die Beuteorganismen in zooplanktischen Crustacea und Rotatorien eingeteilt und in verschiedenen Grafiken dargestellt (Abbildung 3-22, Abbildung 3-23, Abbildung 3-25, Abbildung 3-26)

Die verschiedenen Taxa der zooplanktischen Crustacea waren in der dritten Woche über die fünf Behandlungsszenarien quantitativ ähnlich verteilt (Abbildung 3-22). Die einzige Ausnahme bildete das Taxon *Chydorus* sp. in der Einzelnetz-Behandlung. Die Abundanz in beiden Replikaten übertraf hier das Acht- bis 16-fache im Vergleich zu den anderen Behandlungsszenarien. 97 % der Organismen hatte eine Länge zwischen 0,2 und 0,38 mm und kamen nach SWIFT (1992) als potentielle Beute auch schon für die kleinen L1-Larven in Betracht.

In der Gruppe der Crustacea waren Individuen der Daphnidae am häufigsten vertreten. Die Rohdaten für die Zooplanktonorganismen sind der Tabelle 7-14 und Tabelle 7-15 zu entnehmen.

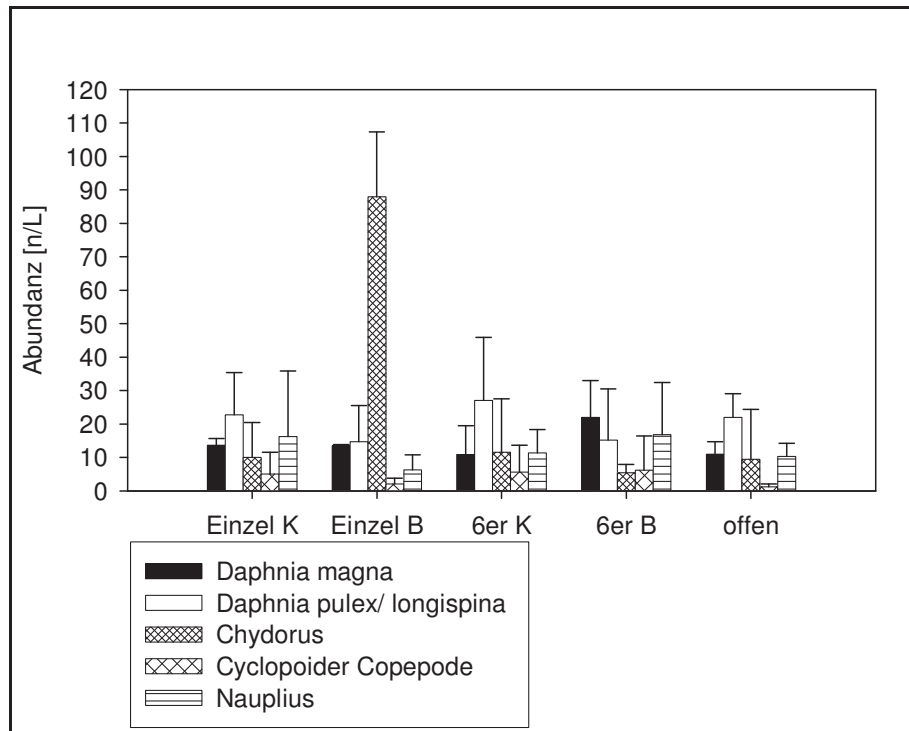


Abbildung 3-22: Mittlere Abundanzen der zooplanktischen Crustacea in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche drei

Bei den Rotatorien dominierte in Woche drei das Taxon *Brachionus sp.* mit 27 - 65 Individuen pro Liter deutlich (Abbildung 3-23). Nach ihrem Verteilungsmuster und der Dichte zu urteilen, waren die Taxa in den verschiedenen Behandlungsszenarien relativ ähnlich. Ebenfalls auffällig war, dass in den offenen Teichen *Keratella sp.* mit durchschnittlich sieben Individuen pro Liter eine etwas höhere Dichte hatte als in den anderen Teichen.

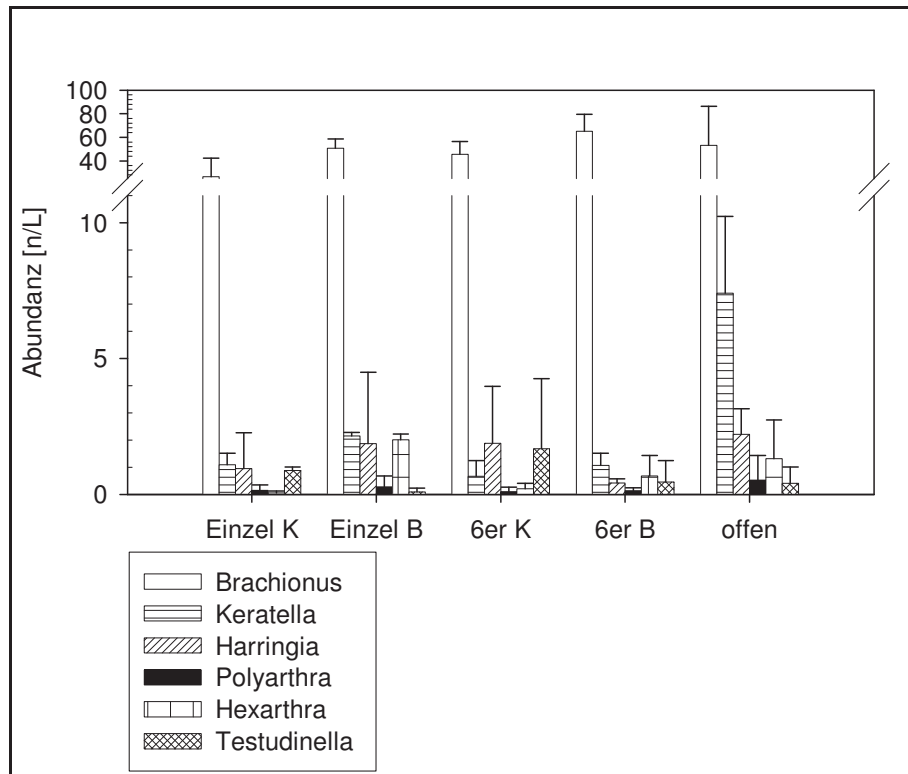


Abbildung 3-23: Mittlere Abundanz des Taxon Rotatoria in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche drei

Um eine bessere Einschätzung über die Fressbarkeit der potentiellen Beuteorganismen von *C. crystallinus* zu geben, wurde in Anlehnung an SWIFT (1992) eine Größeneinteilung der Beute gemacht. Dabei wurden nur Organismen betrachtet die nach SWIFT (1992) mindestens eine 50 prozentige Fraßeffizienz („strike efficiency“)¹⁴ vorwiesen.

Im nächsten Abschnitt werden die Größenklassen der zooplanktischen Beuteorganismen analysiert. Laut SWIFT (1992) war die Fraßeffizienz für die L4-Larven mit Beuteorganismen kleiner als 1 mm, für L3- und L2-Larven kleiner als 0,8 mm und für L1-Larven kleiner als 0,2 mm am höchsten. Demensprechend wurden die potentiellen Beuteorganismen auch in drei Kategorien unterteilt (alle Organismen < 1 mm, < 0,8 und < 0,2 mm). Die Taxonomie wurde hierbei nicht berücksichtigt.

In Abbildung 3-24 wird deutlich, dass die Beuteorganismen in den drei Größenklassen vergleichbare Abundanz in vier Teichsystemen (außer der Einzelnetz-Behandlung) hatten. Dominierende Gruppen waren hauptsächlich Rotatorien, Nauplien und *Chydorus* sp. (Anhang 7-31 und Anhang 7-35). Etwas größere Unterschiede waren in der Einzelnetz-Behandlung zu sehen. Hier waren in der Kategorie „< 0,8 mm“ und „< 1 mm“ deutlich mehr Zooplanktonorganismen als in den

¹⁴ Definition: Prozentsatz an Angriffen, die eine Nahrungsaufnahme zur Folge hat



anderen Teichen. Diese Differenzen gingen hauptsächlich auf *Chydorus* sp. zurück. Die Einzelnetz-Kontrolle wies tendenziell weniger Zooplanktonorganismen auf.

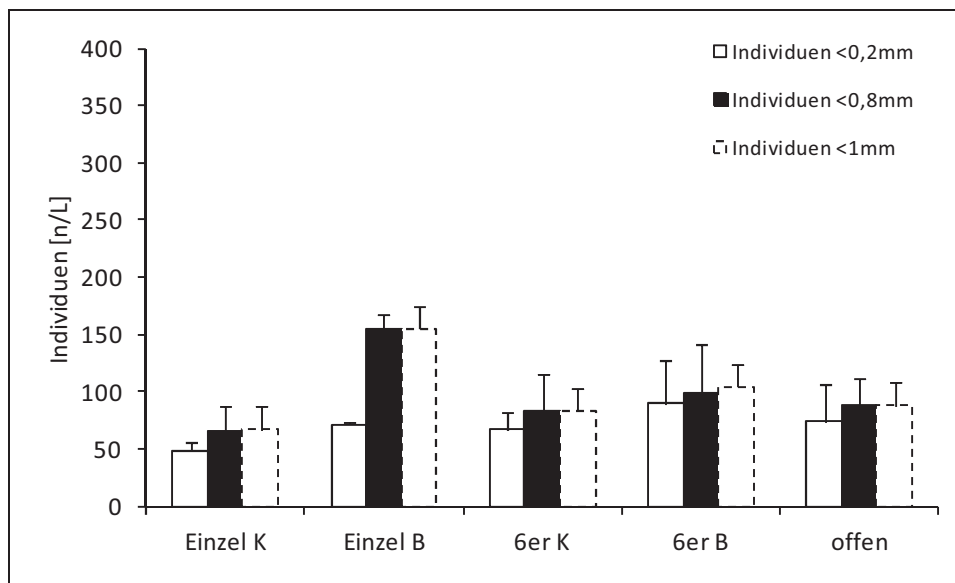


Abbildung 3-24: Mittlere Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche drei

In Woche acht sah die Zooplanktonverteilung in den Mesokosmosteichen etwas uneinheitlicher aus (Abbildung 3-25 und Abbildung 3-26). Dominierende Organismen aus der Gruppe der Crustacea waren *Daphnia pulex/ longispina* und Nauplien (Abbildung 3-25). In der 6er-Netz-Behandlung waren auch vermehrt *Chydorus* sp. zu finden, während in den anderen Mesokosmosteichen mit Netz keine oder wenige Individuen gezählt wurden. Verglichen mit der dritten Woche waren in der achten Woche mehr Zooplanktonkrebse vorhanden.

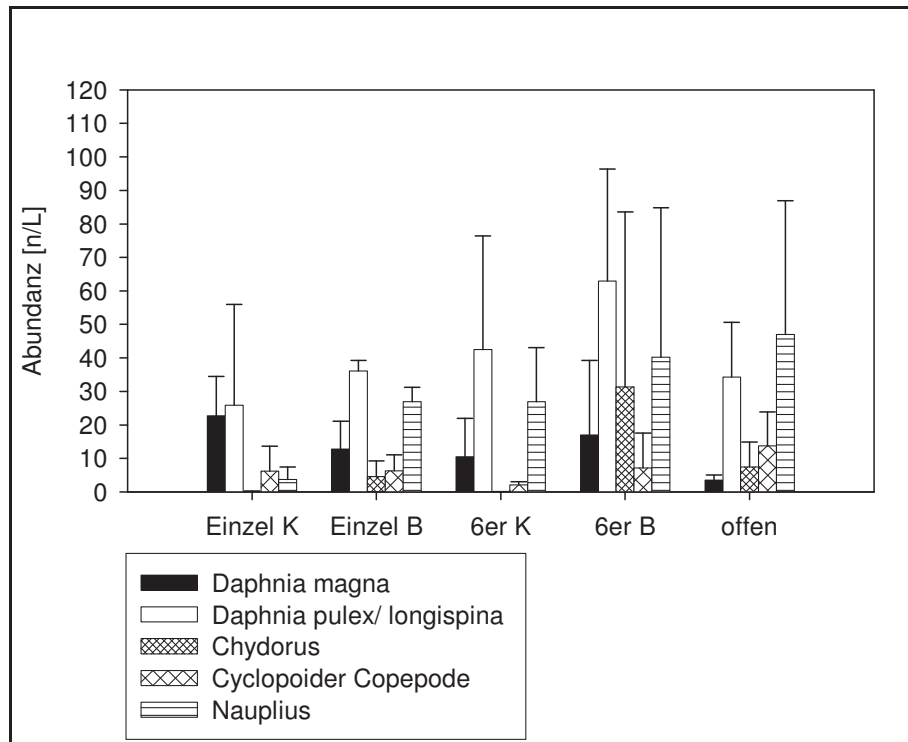


Abbildung 3-25: Mittlere Abundanzen der zooplanktischen Crustacea in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche acht

In Woche acht waren ebenfalls deutlich mehr Rotatorien zu finden als in der dritten Woche. Hierbei waren zwei Taxa dominierend: *Keratella* sp. (hauptsächlich *Keratella quadrata*) und *Hexarthra* sp. (Abbildung 3-26). Im Vergleich zur dritten Woche war *Brachionus* sp. in Woche acht weniger abundant. *Hexarthra* sp. war in den 6er-Netzen am häufigsten vertreten. In den offenen Netzen waren sie hingegen weniger abundant. In der Einzelnetz-Kontrolle war eine geringere Abundanz von *Keratella* sp. auffällig.

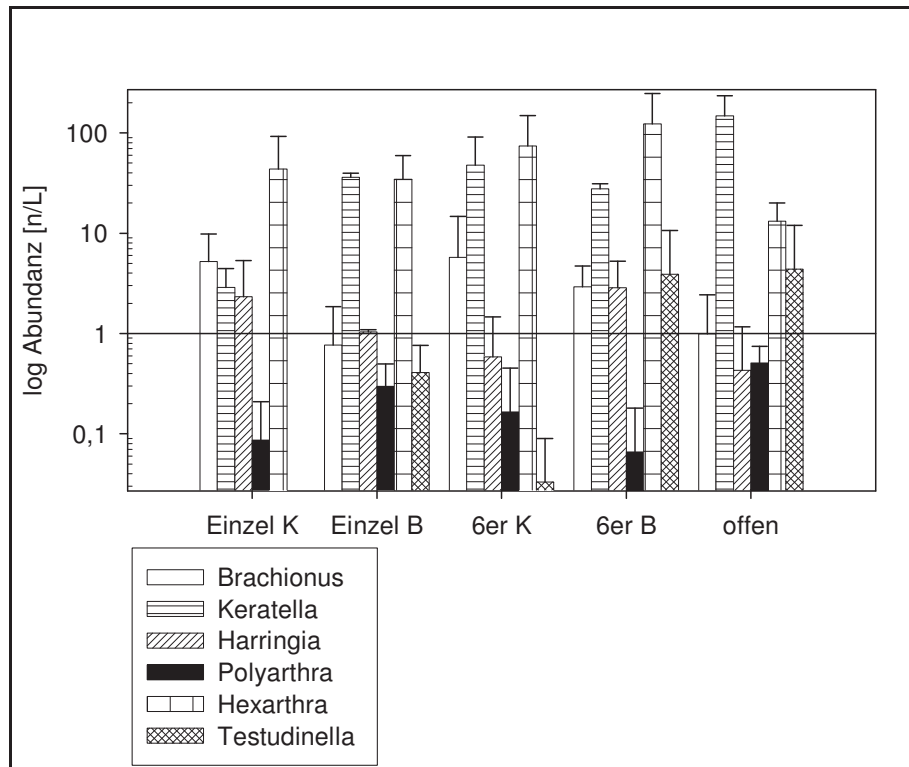


Abbildung 3-26: Mittlere Abundanzen des Taxon Rotatoria in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien in Woche acht

Auch in der achten Woche wurden die fressbaren Größen der potentiellen Beuteorganismen zusammengestellt. Im Vergleich zur dritten Woche (Abbildung 3-24) waren in der achten Woche deutlich mehr potentielle Beuteorganismen vorhanden. Besonders deutlich wurde dies in den 6er-Netzen und in den offenen Teichen. Hier wurden deutlich höhere Abundanzen gefunden als in den Einzelnetzen. Eine Nahrungslimitation konnte in der achten Woche nicht festgestellt werden, weil beispielsweise die Einzelnetz-Kontrolle weniger Beuteorganismen vorzuweisen hatte als Einzelnetz-Behandlung jedoch in der Kontrolle mehr *Chaoborus*-Larven vorhanden waren (Abbildung 3-39).

Den Hauptanteil an fressbaren Beuteorganismen machten in der achten Woche Rotatorien (60 - 80 %) und Nauplien (circa 10 - 20 %) aus (Anhang 7-37 bis Anhang 7-41). In der achten Woche überwogen Rotatorien in der Größenklasse „< 0,8 mm“ und „< 1 mm“ deutlich mehr als in der dritten Woche. Auch *Chydorus* sp. war als potentieller Beuteorganismus im Zooplankton weniger abundant (Abbildung 3-25).

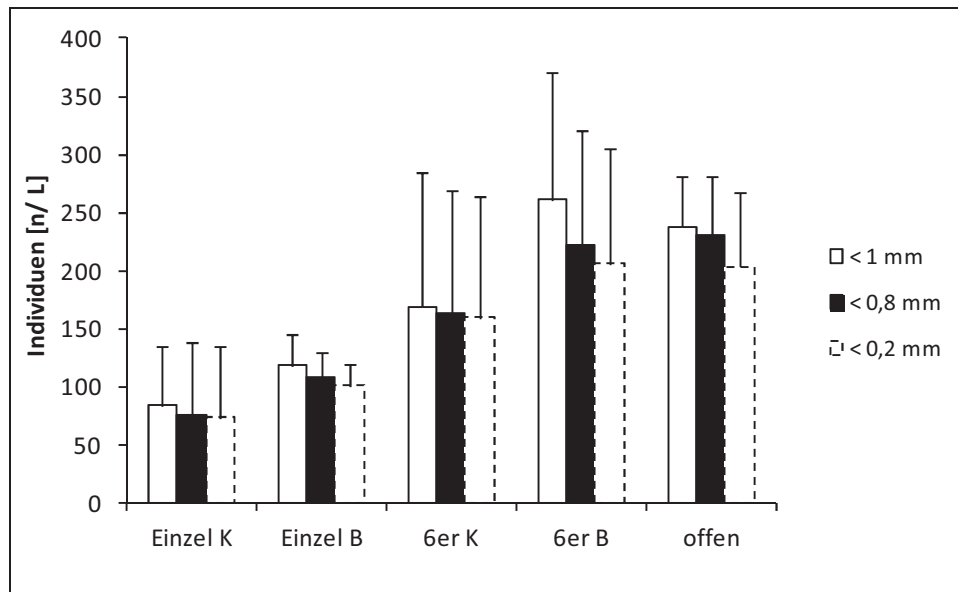


Abbildung 3-27: Mittlere Abundanz sämtlicher zooplanktischen Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche acht



3.3.8 *Chaoborus crystallinus*

3.3.8.1 Emergenz

Im folgenden Kapitel wird erläutert, welchen Effekt das Alpha-Cypermethrin und die Netzinstallationen auf die Emergenz von *Chaoborus crystallinus* hatten. Emergenz-Mittelwerte von *C. crystallinus* mit Standardabweichung und Indices für einen Vergleich von signifikanten Abundanzunterschieden sind in Tabelle 3-6 dargestellt. Sämtliche Wahrscheinlichkeitswerte vom t-Test von der *Chaoborus*-Emergenz sind in Tabelle 7-2 aufgelistet.

Aufgrund weniger Replikate bei den Einzelnetzen ($n = 2$) wurden Variationskoeffizienten berechnet und mit Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien verglichen. In der vorliegenden Studie zeigten die Variationskoeffizienten Werte zwischen 23 und 41 % (Tabelle 3-5). Die älteren Studien lagen mit ihren Variationskoeffizienten im Jahr 1999, 2002 und 2003 unter 30 % und waren damit niedriger als in der vorliegenden Mesokosmosstudie mit Ausnahme des Jahres 2004. Hier wurde ein Variationskoeffizient von 39 % berechnet. Scheinbar tauchten immer wieder Jahrgänge mit höheren Variationen auf als in den Vorjahren. Es kann angenommen werden, dass im Weiteren die Interpretation der Ergebnisse bezüglich signifikanter Unterschiede zulässig sind.

Tabelle 3-5: Variationskoeffizienten mit Standardabweichung für die Emergenz aus der vorliegenden Mesokosmosstudie und Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien (K = Kontrolle, B = Behandlung)

Behandlung - Jahrgang	relativer Variationskoeffizient [%]	Anzahl Replikate
Einzelnetz K - 2005	41 ± 21	2
Einzelnetz B - 2005	35 ± 28	2
6er-Netz-K - 2005	38 ± 14	3
6er-Netz-B - 2005	37 ± 18	3
offene Teiche B - 2005	33 ± 18	3
K - 2004	39 ± 15	3
K - 2003	28 ± 24	3
K - 2002	23 ± 16	3
K - 2001	31 ± 23	3
K - 1999	29 ± 15	3

Nach der ersten und zweiten Applikation stieg die Emergenz in den Behandlungen trotz Insektizid-Behandlung an (Abbildung 3-28). Signifikante Unterschiede zwischen Kontrolle und Behandlung waren in den ersten sechs Wochen nicht vorhanden



(Tabelle 3-6). Somit konnte auf keinen Insektizid-Effekt zurückgeschlossen werden. Das bei der Emergenz in der Einzelnetz-Behandlung kein Effekt in den ersten sechs Wochen detektiert worden konnte, lag vermutlich daran, dass in der Einzelnetz-Kontrolle unerwartet wenige Individuen geschlüpft waren und das Insektizid wenig Wirkung auf die älteren Larvenstadien erzielte.

Die 6er-Netz-Kontrolle zeigte in den ersten Wochen eine deutlich höhere Emergenzrate als die Behandlungen. Normalerweise wäre dies für die Einzelnetz-Kontrolle zu erwarten gewesen. Sie lag in den ersten sechs Wochen niedriger als in den behandelten Teichen. Dies war durch die hohe Standardabweichung jedoch nicht signifikant. Möglicherweise wurde die niedrige Abundanz in einem Teich der Einzelnetz-Kontrolle von einer Spinne mit beeinflusst, weil sie auffliegende Emergenz gefangen hat. Diese wurde in einer Emergenzfallde gefunden und konnte nicht entfernt werden. In der fünften Woche gingen die großen Abundanz-Spannweiten in der 6er-Netz-Kontrolle auf Teich 9 mit Spitzenwerten von 313 Imagines zurück (Anhang 7-2).

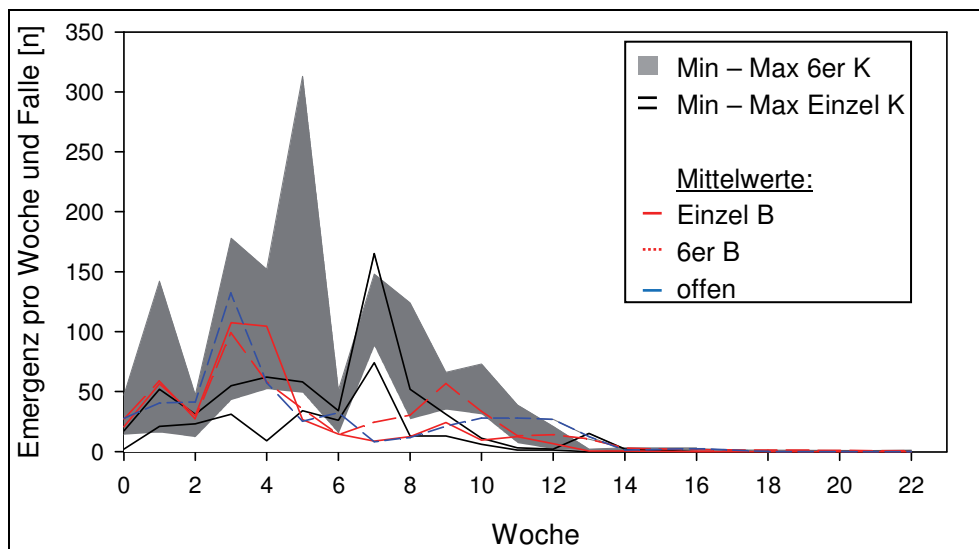


Abbildung 3-28: Emergenz von *Chaoborus crystallinus* in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)

In der sechsten Woche ging die Anzahl emergenter Chaoboriden in den Behandlungen zurück. So zeigte sich in der siebten Woche ein signifikanter Unterschied aufgrund des Insektizides zwischen beiden Kontrolle und den offenen Teichen ($p < 0,01$, Tabelle 3-6, Abbildung 3-28). Beide Kontrollen hatten Abundanz, die mehr als 13 Mal so hoch waren wie in den offenen Teichen. Geringere



Emergenzraten zeigte auch die Einzelnetze und die 6er-Netz-Behandlung gegenüber ihren jeweiligen Kontrollen. Dies war zwar statistisch nicht signifikant, jedoch lag die Emergenz unterhalb der Kontrollspannweiten und die 6er-Netze wiesen eine statistische Tendenz auf ($p < 0,08$).

Bereits eine Woche später schlüpfen erneut vermehrt Imagines, so dass in den nachfolgenden Wochen keinerlei Unterschiede zwischen Kontrolle und Behandlung zu verzeichnen waren. Ab diesem Zeitraum war eine Wiedererholung eingetreten. Die 6er-Netz-Behandlung zeigte dabei speziell in der neunten Woche eine stärkere Wiedererholung mit einer höheren Emergenzrate als die Einzelnetz-Behandlung und die offenen Teiche. Dies war einerseits auf Teich 10 aber auch auf den Einfluss der Kontrollen im 6er-Netz zurückzuführen. Die im Austausch stehenden 6er-Netze (Kontrolle und Behandlung) glichen sich ab der neunten Woche in der Emergenzrate an. Im selben Zeitraum sanken die Abundanzen der beiden Kontrollen ab.

Im Spätsommer (ab der 10. Woche) ging in allen Teichen die Anzahl emergenter Chaoboriden allmählich zurück. Das Ende der Flugperiode und ein Übergang in die Dormanzphase der L4-Larven deuteten sich hier an, weil die L4-Larven-Abundanzen, im Gegensatz zu den anderen Larvenstadien, zunahmen. Ab Woche 14 schlüpfen nur noch weniger als drei Tiere pro Teich und Woche.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Emergenzrate der Teiche (ausgenommen die Einzelnetz-Kontrolle) bis zur sechsten Woche ähnlich war. Im Zeitraum zwischen der sechsten und achten Woche waren ein Insektizid-Effekt und ein Unterschied zwischen den Kontrollen und Behandlungen zu erkennen. Eine Wiedererholung trat relativ zügig ab der neunten Woche ein. Dies war besonders deutlich im 6er-Netz zu sehen. Im Vergleich zu den anderen Teichen zeigten die offenen Teiche eine verlängerte Emergenz-Phase.



Tabelle 3-6: Emergenz-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (ungleiche/gleicher Index-Buchstabe = signifikante/keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teichsystemen, schwarzer Kasten= signifikant weniger Abundanz, dick umrahmter Kasten = signifikant mehr Abundanz)

Tag	Einzel-K	Einzel-B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	10 ± 11 a	21 ± 12 a	27 ± 17 a	27 ± 10 a	28 ± 8 a
1	37 ± 22 a,b	57 ± 8 a	75 ± 63 a,b	59 ± 19 a,b	40 ± 4 b
2	27 ± 6 a	30 ± 13 a	34 ± 19 a	27 ± 5 a	41 ± 9 a
3	43 ± 17 a	108 ± 25 a	107 ± 68 a	99 ± 47 a	132 ± 62 a
4	36 ± 37 a	105 ± 28 a	115 ± 55 a	58 ± 30 a	57 ± 51 a
5	46 ± 17 a	27 ± 1 a	142 ± 149 a	35 ± 10 a	25 ± 28 a
6	30 ± 6 a	15 ± 13 a	33 ± 18 a	14 ± 15 a	32 ± 21 a
7	120 ± 64 a	17 ± 12 a,b	110 ± 33 a	24 ± 19 a,b	8 ± 2 b
8	33 ± 28 a	13 ± 2 a	66 ± 51 a	30 ± 19 a	12 ± 10 a
9	22 ± 13 a	24 ± 8 a	49 ± 16 a	57 ± 45 a	18 ± 14 a
10	9 ± 4 a	10 ± 5 a	46 ± 24 b	33 ± 22 a, b	28 ± 22 a,b
11	2 ± 1 a	13 ± 16 a,b	22 ± 16 a,b	13 ± 10 a,b	28 ± 6 b
12	2 ± 1 a	7 ± 6 a,b	11 ± 10 a,b	14 ± 8 b	27 ± 22 a,b
13	8 ± 11 a,b	1 ± 1 a	2 ± 1 a	10 ± 14 a,b	12 ± 6 b
14	1 ± 1 a	1 ± 1 a	1 ± 2 a	3 ± 5 a	1 ± 2 a
16	0 ± 0 a	0 ± 0 a	2 ± 1 b	1 ± 1 b	2 ± 2 b
18	0 ± 0 a	0 ± 0 a	0 ± 0 a	1 ± 1 a	0 ± 0 a
22	0 ± 0 a	0 ± 0 a	0,3 ± 1 a	1 ± 1 a	0 ± 0 a

3.3.8.2 Geschlechterverhältnis

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet lag das Männchen-Weibchen-Verhältnis zwischen 1,16 und 1,50 mit durchschnittlich 12 % mehr Männchen (Tabelle 3-7). Die 6er-Netz-Behandlung sticht mit einem Männchen-Weibchen-Verhältnis von 1,50 etwas hervor.

In der Abbildung 3-29 ist ebenfalls ein überwiegender Männchenüberschuss erkennbar. Wie in Kapitel 3.3.8.1 berichtet, tritt bei der Emergenz ab der achten Woche eine Wiedererholung ein. Dies war auch der Zeitpunkt eines ausgeprägten Männchenüberschuss in den offenen Teichen und in der 6er-Netz-Behandlung. Eine signifikant höhere Männchenanzahl war nur in der 11. Woche bei den offenen Teichen vorhanden ($p \leq 0,05$).

Auffällig war, dass ab der neunten Woche in der Einzelnetz-Behandlung ein Weibchenüberschuss vorhanden war. Die Einzelnetz-Kontrolle und die offenen Teiche zeigten nach der 11. Woche einen Weibchenüberschuss. In diesem Zeitraum schlüpften jedoch nur noch wenige Individuen. Zusammenfassend konnte weder ein



Zusammenhang zwischen dem Geschlechter-Verhältnis und der Insektizid-Behandlung noch mit der Netzinstallation ausgemacht werden.

Tabelle 3-7: Männchen-Weibchen-Verhältnis aus der Gesamttemperatur berechnet

	Einzel K	Einzel B	6er K	6er B	offen
♂:♀	1,16	1,04	1,23	1,50	1,33

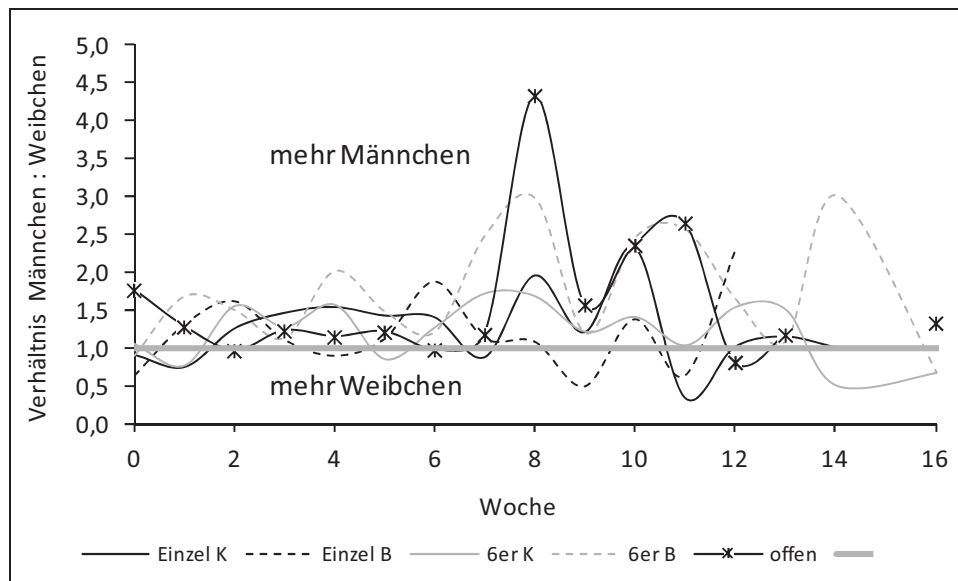


Abbildung 3-29: Männchen-Weibchen-Verhältnis von *Chaoborus crystallinus*, schwarzer Balken = Hilfslinie für ein theoretisches 1 : 1 Verhältnis

3.3.8.3 Eigelege und Eianzahl

Ob die Anzahl Eigelege beziehungsweise die Eianzahl durch das Insektizid oder die Netzinstallationen beeinflusst wurde, wird in diesem Kapitel untersucht. Eigelege- und Eianzahl-Mittelwerte mit Standardabweichung und Indices für einen Vergleich von signifikanten Abundanzunterschieden sind in Tabelle 3-8 und Tabelle 3-9 dargestellt. Die Wahrscheinlichkeitswerte vom t-Test sind in Tabelle 7-5 und Tabelle 7-6 aufgelistet.

Die Ergebnisse beider Parameter ähneln sich sehr. Dies ist verständlich, weil sich die Eianzahl aus der Größe der Eigelege berechnen ließ. Abweichungen zwischen den Kurven ergaben sich durch unterschiedliche große Eigelege. Das bedeutete, wenn an einem Tag viele kleine Eigelege auftauchten, gab es bei den Eigelegen einen steileren Kurvenverlauf als bei der Eianzahl.



Auf die erste Woche wird nicht näher eingegangen, weil die Mesokosmosteiche nur an einem Termin auf Eigelege kontrolliert wurden. Manchmal konnten Eigelege nicht detektiert werden, weil eine Verpaarung und Eiablage unterhalb der Emergenzfallen stattfand. Anhand der Emergenzfallengröße könnte der Fehler bei 6 – 7 % liegen (entspricht der Emergenzfallenfläche auf der Mesokosmosoberfläche) und anhand der Beobachtungen während des Vorversuches maximal 10 %.

Alle Behandlungen lagen in den ersten vier Wochen im Bereich der Kontrollspannweiten (Abbildung 3-30 und Abbildung 3-31). Innerhalb des 6er-Netzes zeigten sich im gesamten Untersuchungszeitraum keine signifikanten Unterschiede, weil durch das Flugverhalten von *Chaoborus crystallinus* ein interner Austausch gegeben war. Dies ermöglichte innerhalb des 6er-Netzes eine relativ gleichmäßige Verteilung über die Teiche, wobei Teich 7 und teilweise Teich 9 durch höhere Eigelegeanzahl auffielen (Anhang 7-8).

In der dritten Woche zeigte das Insektizid keine Wirkung, weil die Einzelnetz- und 6er-Netz-Behandlung signifikant mehr Eigelege hatte ($p < 0,03$). Auch die Eianzahl war in der Einzelnetz-Behandlung tendenziell höher als in der Kontrolle ($p < 0,07$). Nur die offenen Teiche hatten in der dritten Woche eine signifikant erniedrigte Eigelege- und Eianzahl ($p < 0,05$) und in der vierten Woche tendenziell eine geringere Eianzahl ($p < 0,08$).

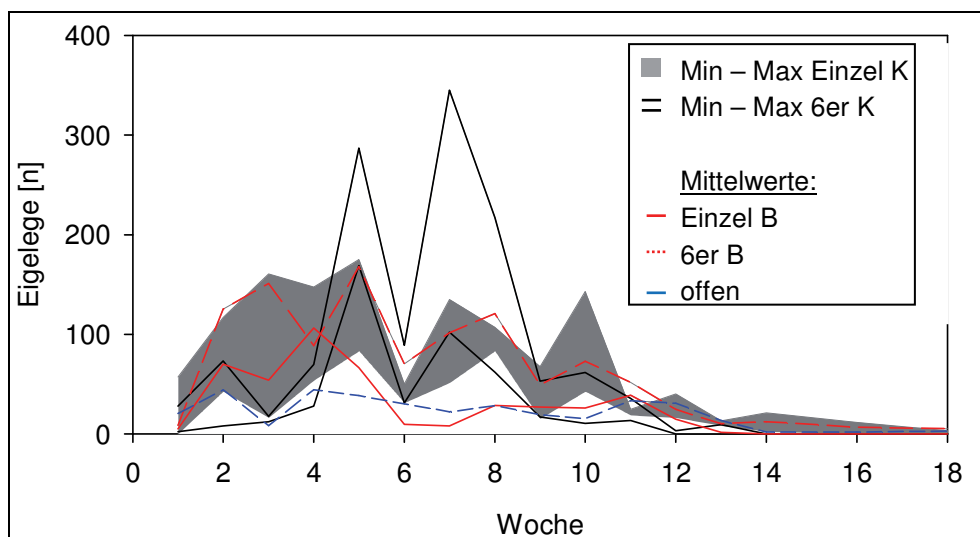


Abbildung 3-30: Mittlere wöchentliche Eigelegeanzahl in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, die Werte der ersten Woche beruhen auf eine Zählung, Werte der Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)

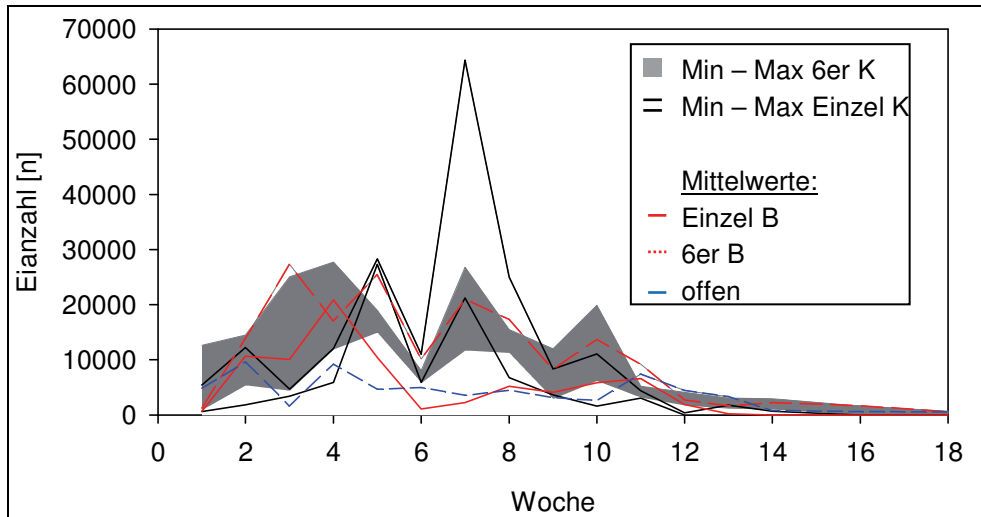


Abbildung 3-31: Mittlere wöchentliche Eianzahl in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, weitere Erläuterungen siehe Abbildung 3-30)

Ab der fünften Woche wurde ein Insektizideffekt deutlich, da die Einzelnetz-Behandlung und die offenen Teichen unterhalb der Kontrollspanweiten lagen. Die offenen Teiche hatten in der fünften und siebten bis zehnten Woche eine signifikant niedrigere Eigelege- und Eianzahl als die beiden Kontrollen ($p < 0,05$ siehe Tabelle 3-8 und Tabelle 7-6). Auch die Einzelnetz-Behandlung wies in der fünften bis sechsten Woche eine signifikant niedrige Eianzahl und eine tendenziell niedrigere Eigelegeanzahl auf ($p_{\text{Eianzahl}} < 0,05$, $p_{\text{Eigelege}} < 0,09$). Der Insektizideffekt in den Behandlungen zeigten sich bei den Eigelegen zwei Wochen früher als bei der Emergenz (Abbildung 3-28).

Viel früher als die offenen Teiche hatten die Einzelnetz-Behandlung erstmals wieder eine Zunahme an Eigelegen und Eiern ab der achten Woche vorzuweisen. Die offenen Teiche verzeichneten erst ab der 10. Woche eine Zunahme an Eigelegen. Allgemein war ein Angleichen der Eigelege- und Eianzahlen an die Kontrollspanweiten ab Woche neun gegeben ($p > 0,05$), so dass von einer Wiedererholung gesprochen werden kann. Ab Woche 13 fand keine nennenswerte Eiablage mehr statt. Dies korreliert auch mit den Ergebnissen in der Emergenz und der postulierten beginnenden Dormanz (siehe 3.3.8.1).

Gesamtbetrachtend ergaben sich innerhalb der Effektbewertung Unterschiede bei der Emergenz und den Eigelegeanzahlen. Während bei der Emergenz alle drei Behandlungen eine verringerte Emergenzrate zeigten, wurden bei den Eigelegen nur in den Behandlungen Effekte detektiert, die über keinen direkten Austausch mit Kontrollteichen verfügten.



Desweiteren war auffällig, dass die 6er Netze noch bis in die 16. Woche eine Eiproduktion aufwiesen (Tabelle 3-8 und Tabelle 3-9). In den Einzelnetzen war ein Reproduktionsstopp zwei Wochen früher zu beobachten. Insbesondere in Teich 4 der Einzelnetz-Kontrolle schlüpften schon ab der 11. Woche nur noch Männchen und in der 12. Woche wurden keine Eigelege mehr gefunden (Anhang 7-7). Bezüglich der Dormanz war ein kontinuierliches Absinken in der Eianzahl zwischen der zehnten und zwölften Woche vorhanden.

Trotz der Unterschiede sowohl bei den Effekten auf die Emergenz und die Eigelege als auch bei der niedrigen Emergenzrate in der Einzelnetz-Kontrolle, kann allgemein festgestellt werden, dass Emergenzpeaks im selben Zeitraum auftauchten wie Eigelegepeaks. Das ist verständlich, weil es nach dem Schlupf der Larven zeitversetzt zur Eiablage kam.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bei den Eigelegen und der Eianzahl deutlich mehr signifikante Ergebnisse hervortraten als bei der Emergenz. Der Effektzeitraum kann für die dritte Woche und zwischen der fünften und achten Woche angegeben werden.

Tabelle 3-8: Eigelege-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzelnetz-K	Einzelnetz-B	6er-Netz-K	6 er Netz B	offen
1	15 ± 18 a	5 ± 6 a	27 ± 29 a	9 ± 12 a	20 ± 3 a
2	41 ± 46 a	70 ± 44 a	68 ± 42 a	125 ± 100 a	44 ± 25 a
3	15 ± 4 a,c	54 ± 9 b	98 ± 74 a,b,d	151 ± 54 d	8 ± 2 c
4	49 ± 29 a,c	106 ± 15 a,b	94 ± 48 a,c	89 ± 57 a,c	44 ± 13 c
5	228 ± 83 a	67 ± 12 a,b	137 ± 48 a	168 ± 82 a	38 ± 29 b
6	60 ± 41 a,b	10 ± 1 a	40 ± 10 b	70 ± 66 a,b	30 ± 11 b
7	224 ± 172 a	8 ± 10 a,b	85 ± 44 a	101 ± 73 a	22 ± 8 b
8	140 ± 110 a,b	29 ± 15 b	93 ± 13 a	121 ± 35 a	28 ± 8 b
9	35 ± 25 a,c	27 ± 6 a,c	39 ± 27 a,c	49 ± 15 c	19 ± 3 a,b
10	36 ± 36 a,b	26 ± 9 a,b	77 ± 57 a	73 ± 46 a	15 ± 2 b
11	25 ± 16 a,b	39 ± 8 b	22 ± 3 a	52 ± 31 a,b	33 ± 15 a,b
12	2 ± 2 a	15 ± 5 a,c	26 ± 12 b,c	24 ± 9 b,c	31 ± 12 b,c
13	5 ± 6 a,b	2 ± 1 b	10 ± 3 a	10 ± 4 a	13 ± 4 a
14	0 ± 0 a	0 ± 0 a	9 ± 10 a,b	12 ± 4 b	2 ± 1 a
16	0 ± 0 a	0 ± 0 a	5 ± 6 a,b	7 ± 3 b	2 ± 2 a,b
18	0 ± 0 a	0 ± 0 a	2 ± 2 a,b	5 ± 3 b	3 ± 2 b



Tabelle 3-9: Eianzahl-Mittelwerte mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzelnetz-K	Einzelnetz-B	Ger-Netz-K	Ger-Netz-B	offen
1	3005 ± 3422 a	693 ± 799 a	5727 ± 6130 a	1255 ± 1625 a	4819 ± 814 a
2	7010 ± 7319 a	10657 ± 7371 a	8619 ± 5096 a	13889 ± 8343 a	9604 ± 5454 a
3	4035 ± 909 a	10031 ± 2513 a	17766 ± 11611 a,c	27274 ± 5356 c	1615 ± 484 b
4	8978 ± 4361 a,b	20887 ± 2779 a	18955 ± 8052 a,b	17061 ± 9952 a,b	9201 ± 2580 b
5	27769 ± 704 a	10394 ± 2195 c	17327 ± 2118 b	25425 ± 13147 a,b	4621 ± 2999 c
6	8423 ± 3633 a	1087 ± 98 b	6585 ± 1248 a	10104 ± 8205 a	4945 ± 1711 a
7	42779 ± 30514 a	2234 ± 2768 a,b	17838 ± 7916 a	20943 ± 15569 a	3512 ± 1236 b
8	15869 ± 12877 a,b	5175 ± 3767 a,b	13219 ± 2114 a	17299 ± 5522 a	4425 ± 1510 b
9	5958 ± 3365 a,b	4058 ± 596 a,b	7018 ± 4580 a,b	8269 ± 3257 a	3125 ± 678 b
10	6310 ± 6702 a,b	5816 ± 2621 a,b	11168 ± 7586 a	13659 ± 7957 a	2587 ± 431 b
11	3702 ± 966 a	6588 ± 4881 a	3889 ± 1120 a	9173 ± 3969 a	7371 ± 4093 a
12	189 ± 267 a	1892 ± 432 a	2651 ± 1252 a	2701 ± 3096 a	4395 ± 1320 a
13	887 ± 1254 a,b	210 ± 31 a	1784 ± 1093 b	1650 ± 506 b	3273 ± 1315 b
14	332 ± 469 a,b	0 ± 0 a	1801 ± 1020 b	2215 ± 577 b	769 ± 502 b
16	0 ± 0	a 0 ± 0 a	694 ± 828 a,b	1669 ± 659 b	597 ± 621 b
18	0 ± 0	a 0 ± 0 a	365 ± 333 a,b	528 ± 269 b	538 ± 376 b



3.3.8.4 Eigelegegröße

Inwiefern sich das Insektizid auf die Eigelegegröße ausgewirkt haben könnte, wird anhand der folgenden Daten ausgewertet.

Der Eigelege-Durchmesser und die Eianzahl ließen sich gut miteinander korrelieren ($R^2 = 0,87$, $p < 0,01$). Auffällig sind in Abbildung 3-32 die zwei Punktwolken. Damit wird ersichtlich, dass zwei Eigelege-Größenklassen vorhanden waren. Dies bestätigen auch die eigenen Beobachtungen während der Probenahme an den Teichen. Die Rohdaten dazu sind im Anhang (Tabelle 7-13) zu finden.

Nach Erstellen der Häufigkeitsverteilung wurde die bimodale Verteilung in Abbildung 3-32 auch in Abbildung 3-33 bestätigt. Es wurden einmal vermehrt kleinere Eigelege und vermehrt größere Eigelege gelegt. Der errechnete Tiefpunkt zwischen der zweigipfligen Verteilung lag bei 115 Eiern pro Gelege. Dieser Wert wurde als Trennung zwischen großen und kleinen Eigelegen im Rohdatensatz verwendet. Somit wurden 6483 große Eigelege gegenüber 2918 kleinen Eigelegen gelegt. Durchschnittlich bestanden somit kleine Eigelege aus 58 ± 24 Eiern pro Gelege und große Eigelege aus 216 ± 52 Eiern pro Gelege.

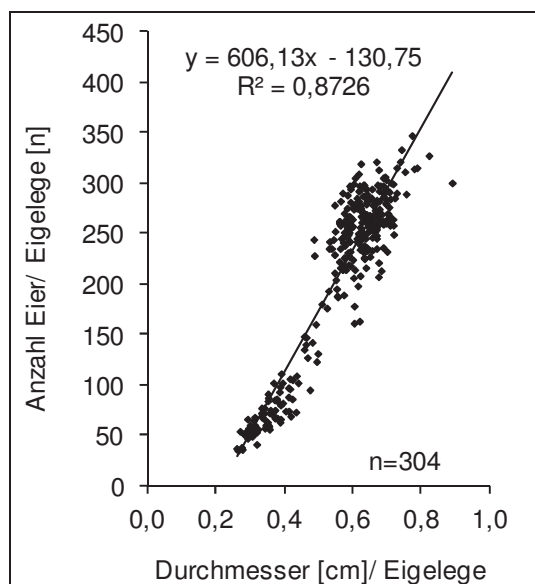


Abbildung 3-32: Korrelation zwischen gemessener Eigelegegröße und ausgezählter Eianzahl pro Gelege vom 07.07.2005 (13 Teiche)

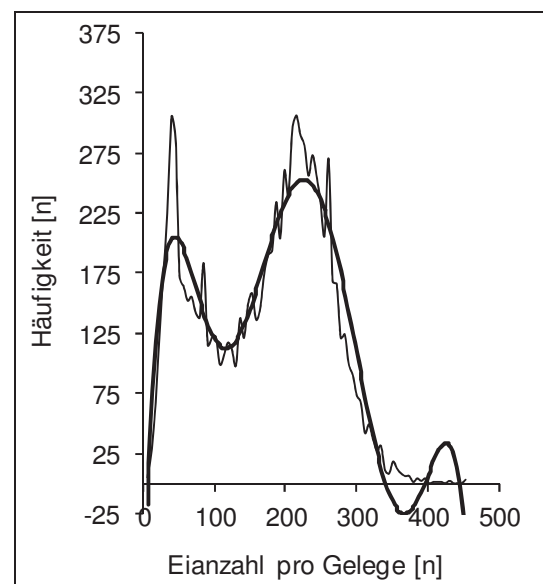


Abbildung 3-33: Häufigkeitsverteilung der Eigelegeklassen (blaue Linie) und polynomische Regressionsgerade sechster Ordnung (schwarze Linie)



Über die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien ergaben sich unterschiedliche Verteilungsmuster hinsichtlich der beiden Eigelegegrößen. In sämtlichen Teichen machten die großen Eigelege mindestens zwei Drittel der Eigelege aus, unabhängig von der Insektizidbehandlung (Abbildung 3-34). Allerdings fällt auf, dass in der Einzelnetz-Behandlung und in den offenen Teichen fast 10 % weniger kleinere Eigelege gelegt wurden als in den übrigen Systemen. Ein Effekt durch das Insektizid wäre denkbar. Bei den offenen Teichen könnte auch die Komponente Migration eine Rolle gespielt haben und wird im Kapitel 4 diskutiert.

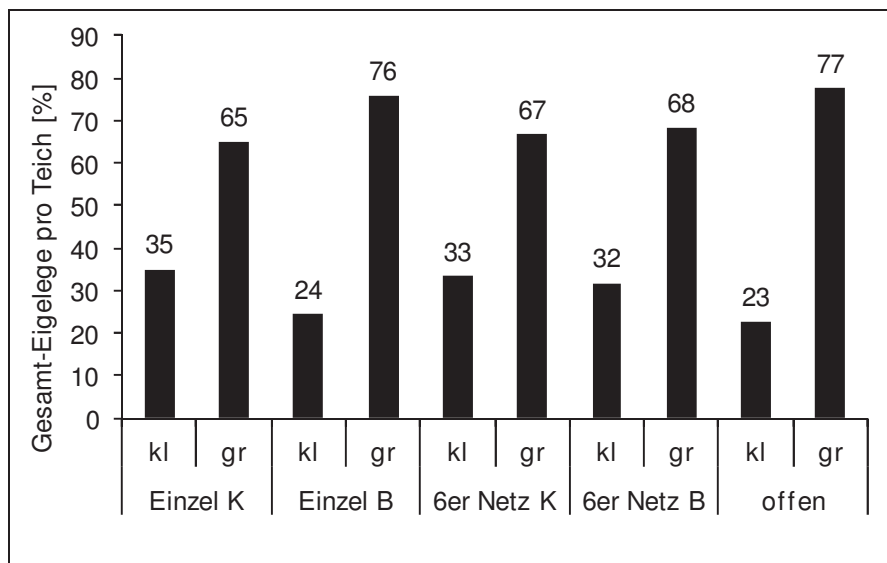


Abbildung 3-34: Relative Werte der Eigelege-Gesamtsummen innerhalb des Experimentzeitraumes in den fünf Behandlungsszenarien

3.3.8.5 Eianzahl pro Gelege

Ob die Fekundität der Weibchen durch das Insektizid beeinträchtigt wurde, wird im Folgenden mit der Eianzahl pro Gelege überprüft. Die Eianzahl pro Gelege unterlag, außer bei den offenen Teichen, starken Schwankungen (Abbildung 3-35). Diese Schwankungen scheinen die in den ersten acht Wochen fast synchron, danach geht die Synchronität verloren. Hohe Eianzahlen pro Gelege tauchen mehr oder weniger oft mit Eigelegepeaks auf (siehe Abbildung 3-30).

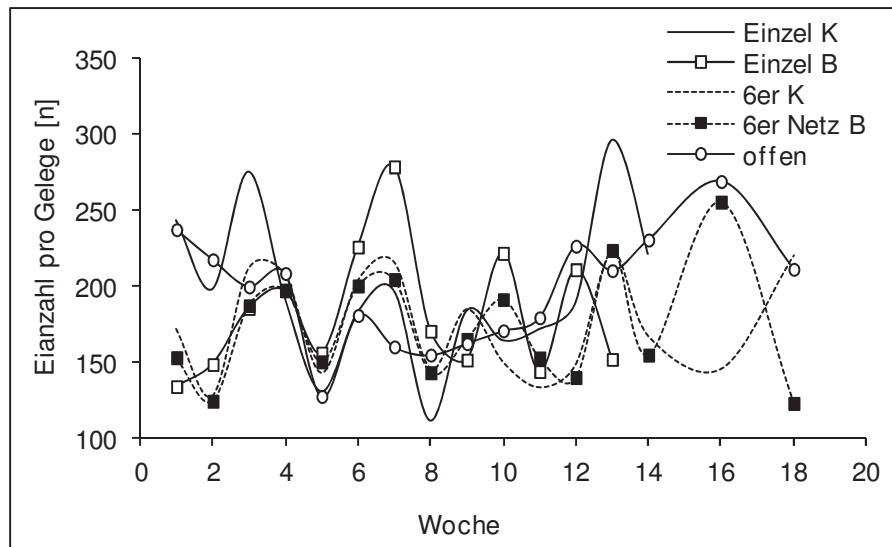


Abbildung 3-35: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung)

In den ersten zwei Wochen zeigte sich in der Einzelnetz-Kontrolle und in den offenen Teichen ($p < 0,05$) eine höhere Eianzahl pro Gelege. Doch nur in der Einzelnetz-Kontrolle war eine höhere Eianzahl pro Gelege auch bis zur vierten Woche sichtbar ($p_{3. \text{Woche}} < 0,04$). Das bedeutet, dass alle anderen Teiche, die mit dem Insektizid behandelt wurden oder im Austausch mit einem behandelten Teich standen die Eianzahl pro Gelege sank. Nach der zweiten Applikation stieg die Eianzahl pro Gelege in allen Teichen wieder an, jedoch waren die Eigelege nicht so groß wie in der Einzelnetz Kontrolle. Möglicherweise war die Fekundität in den behandelten Teichen oder denen, die mit einem behandelten Teich in Verbindung standen, erniedrigt.

Obwohl die Ei- und Eigelegeanzahl (siehe Abbildung 3-30 und Abbildung 3-31) zwischen der vierten und achten Woche in den Behandlungen gesunken war, zeigte sich kein Hinweis darauf, dass auch in diesem Zeitraum die Eianzahl pro Gelege und Weibchen signifikant gesunken war. Nur die Einzelnetz-Behandlung wies mit signifikant mehr Eiern pro Gelege als in der Einzelnetz-Kontrolle kurzfristig eine höhere Fekundität auf ($p_{7. \text{Woche}} < 0,05$). Des Weiteren wurden in der neunten Woche in den offenen Teichen eine signifikant niedrige Eianzahl pro Gelege gezählt ($p < 0,05$).

Es war auffällig, dass die Eianzahl pro Gelege in den offenen Teichen mit Beginn der Wiedererholung langsam anstieg. Dies war für die 12. und 14. Woche signifikant gegenüber der 6er-Netz-Kontrolle ($p < 0,04$). Die Einzelnetz-Kontrolle zeigte zwar



einen ähnlichen Anstieg wie bei den offenen Teichen, dies war allerdings nicht signifikant.

Insgesamt konnte eine Tendenz bezüglich eines Insektizideffekts auf die Fekundität von *Chaoborus crystallinus* innerhalb der Behandlungsszenarien erkannt werden. Die höhere Eianzahl pro Gelege in der Einzelnetz-Behandlung (siebte Woche) und die kontinuierlich ansteigende Eianzahl pro Gelege im Wiedererholungszeitraum in den offenen Teichen wird im Kapitel 4 diskutiert.

3.3.8.6 Eigelege und Eianzahl pro Weibchen

Ob die geschlüpften Weibchen in den behandelten und unbehandelten Mesokosmosteichen sich erfolgreich verpaart haben und eine erfolgreiche Eiablage zustande kam, schätzt die berechnete Eigelegeanzahl pro Weibchen ab. Die Zahl der Eigelege pro geschlüpften Weibchen sollte Auskunft über die Fekundität der Weibchen geben. Gleichzeitig war es ein Maß für die Abwanderung und den Austausch emergenter Tiere im 6er-Netz und in den offenen Teichen.

Im Idealfall kann sich jedes Weibchen verpaaren und legt ein Eigelege ab (Eigelege-Weibchen-Verhältnis 1:1). Allerdings lag das Eigelege-Weibchen-Verhältnis sowohl in den Behandlungen als auch in den Kontrollen meist unter eins, das heißt nicht jedes Weibchen legte ein Eigelege. Die Weibchen in der Einzelnetz-Kontrolle hatten zusammen mit der 6er-Netz-Behandlung den besten Eiablageerfolg. Hierbei wies die Einzelnetz-Kontrolle in Woche fünf, acht, zehn und elf ein Eigelege-Weibchen-Verhältnis von über 0,91 auf. In der zweiten Woche war auffällig, dass die Weibchen in der 6er-Netz-Behandlung 86 % und im Effektzeitraum (Woche fünf bis acht) über 100 % der Eigelege ablegten. Das ist deutlich mehr als in der 6er-Netz-Kontrolle und spricht für eine Zuwanderung der Weibchen aus den Kontrollen in die behandelten Teiche.

Ein Eigelege-Weibchen-Verhältnis größer eins ist neben Zuwanderung auch über mehrere kleine Eigelege von einem Weibchen erklärbar. Dieser Fall ist bei der Einzelnetz-Kontrolle Teich drei in Woche 11 aufgetreten (Anhang 7-10). Hier wurden 31 kleine und 15 große Eigelege gezählt.

Abgesehen von der Emigration in der 6er-Netz-Kontrolle, war auffällig, dass die Weibchen in den behandelten Teichen (Einzelnetz-Behandlung und offene Teiche) das niedrigste Eigelege-Weibchen-Verhältnis zeigten.

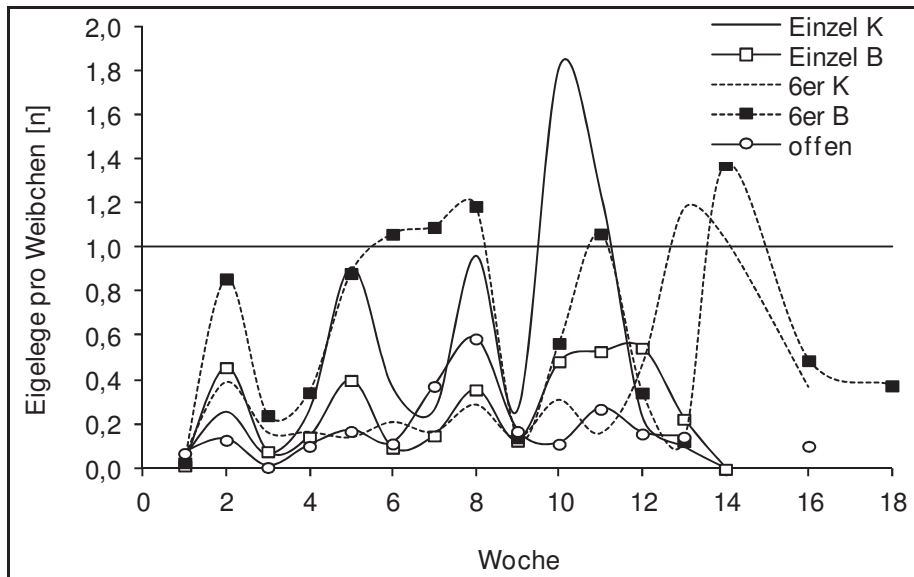


Abbildung 3-36: Mittlere Eigelegeanzahl pro Weibchen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (die graue Linie gibt ein theoretisches Eigelege-Weibchen-Verhältnis von 1:1 wieder)

Die Grafik Eianzahl pro Weibchen (Abbildung 3-36) sieht der Grafik Eigelegeanzahl pro Weibchen relativ ähnlich (Abbildung 3-37). Das liegt daran, dass es nur wenige Unterschiede in der durchschnittlichen Eigelegegröße zwischen den Teichen gegeben hat. Einige wenige Unterschiede sind in der Höhe der Kurven zusehen. Flachere Kurven ergeben sich, wenn vermehrt kleinere Eigelege gelegt wurden, wie im Fall der Einzelnetz-Behandlung (Woche zwei) und der Einzelnetz-Kontrolle (Woche fünf und acht).

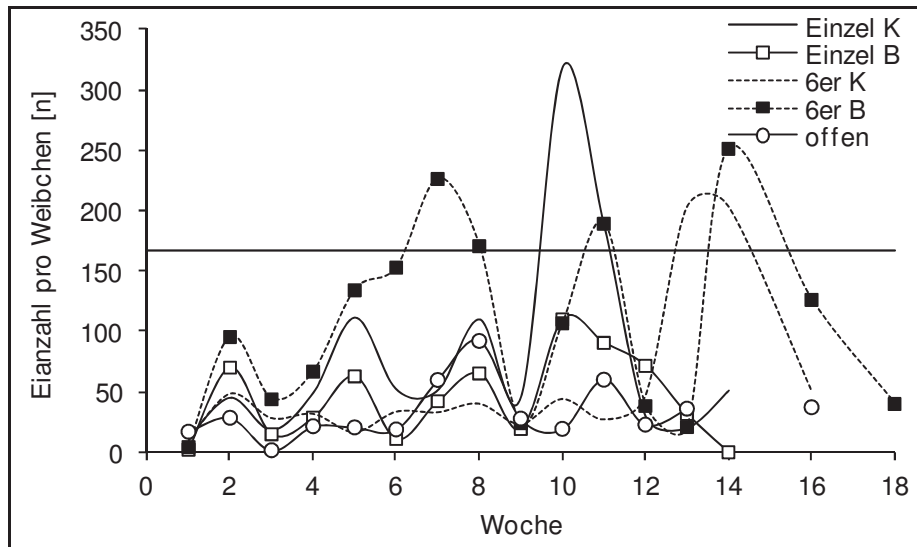


Abbildung 3-37: Mittlere Eianzahl pro Weibchen in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien mit Angabe der durchschnittlichen Eianzahl pro Gelege für alle Teiche (die graue Linie gibt die durchschnittliche Eianzahl pro Weibchen wieder, $n = 167$ Eier)

Die Tabelle 3-10 gibt einen Überblick über die Eigelege pro Weibchen für den kompletten Zeitraum der Mesokosmosstudie. Die 6er-Netz-Kontrolle hatte ein niedrigeres Eigelege-Weibchen-Verhältnis als die 6er-Netz-Behandlung, weil emergente Weibchen von der Kontrolle zur Behandlung abgewandert waren. Des Weiteren war das Eigelege-Weibchen-Verhältnis in der Einzelnetz-Behandlung und den offenen Teichen sehr niedrig. Möglicherweise hatte das Insektizid einen Einfluss auf den Eiablageerfolg. In den offenen Teichen war der Eiablageerfolg am niedrigsten. Vielleicht hat zusätzlich zu einem möglichen Insektizideffekt eine Abwanderung von legebereiten Weibchen zu diesem Ergebnis beigetragen.

Tabelle 3-10: Mittlere Eigelegeanzahl pro Weibchen für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien für den Gesamtzeitraum

	Einzel K	Einzel B	6er K	6er B	offen
Eigelege/ Weibchen	0,33	0,15	0,17	0,39	0,10
			0,26		



3.3.8.7 Larven

Im folgenden Kapitel wurde geprüft, ob sich das Insektizid direkt oder indirekt über die Migration der emergenten Adulten zwischen den Teichen auf die Larven-Abundanz von *Chaoborus crystallinus* auswirkte.

Zunächst wurde der relative Gesamtanteil der einzelnen Larvenstadien für jedes Behandlungsszenario dargestellt. Werden alle Larvenstadien in sämtlichen Teichen aufsummiert, machen die L1-Larven mit durchschnittlich 33 % den Großteil der Larven aus (Abbildung 3-38). L2-, L3- und L4-Larven hatten hingegen einen Anteil von 20, 24 und 23 %. Puppen waren mit nur 1 % eher selten zu finden. Die prozentuale Verteilung der verschiedenen Larvenstadien war in den verschiedenen Teichsystemen etwa gleich. Kleine Unterschiede ergaben sich in der Einzelnetz und 6er-Netz-Behandlung. Die Einzelnetz und 6er-Netz-Behandlung hatten im Schnitt 4 - 6 % mehr L1-Larven. Zusätzlich waren in der Einzelnetz-Behandlung 6 % weniger L4-Larven vorhanden.

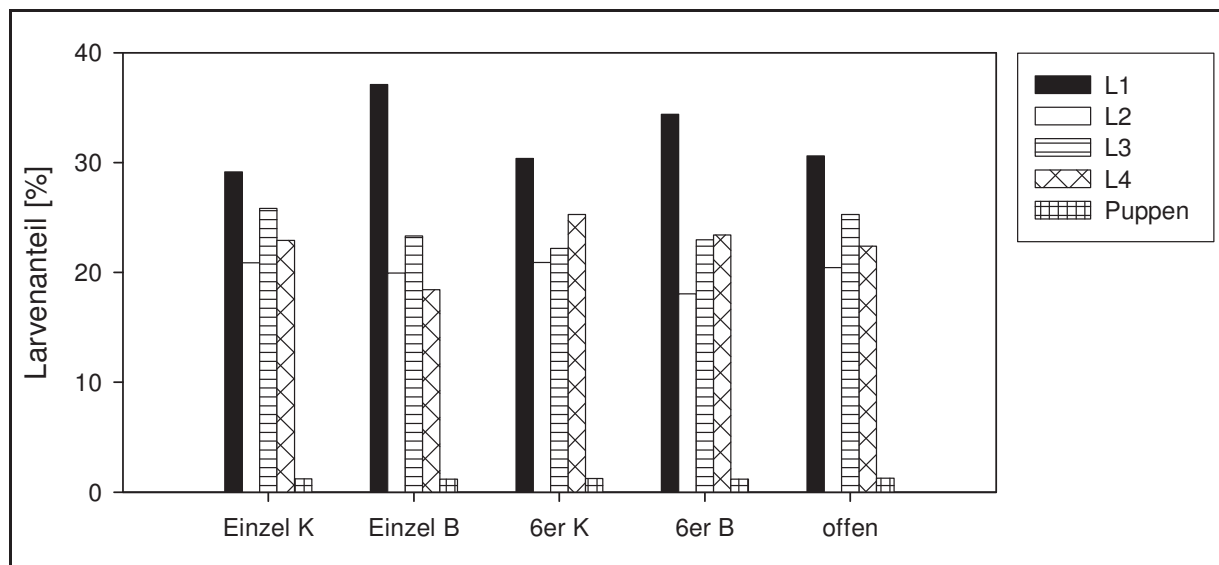


Abbildung 3-38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Larvenstadien in den fünf Behandlungsszenarien während des gesamten Untersuchungszeitraumes (K= Kontrolle, B= Behandlung, L1- bis L4-Larvenstadien)

Um einen Überblick zu erhalten, wird zunächst die Gesamt-Larvenabundanz in zeitlicher Abhängigkeit analysiert. In der Gesamtpopulation sind die vier Larvenstadien und das Puppenstadium enthalten.

Aufgrund weniger Replikate bei den Einzelnetzen ($n = 2$) wurden Variationskoeffizienten berechnet und mit Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien verglichen. Die Berechnung der Variationskoeffizienten ließ erkennen, dass die



Werte mit einer Ausnahme bei 30 % lagen (Tabelle 3-11). Die verschiedenen Studien aus den Vorjahren zeigten ähnliche Variationen. Es kann somit angenommen werden, dass im Weiteren die Ergebnisse bezüglich signifikanter Unterschiede aussagekräftig sind.

Tabelle 3-11: Variationskoeffizienten und Standardabweichung für die Larvenabundanz aus der vorliegenden Mesokosmosstudie und Kontrollen aus älteren Mesokosmosstudien (K = Kontrolle, B = Behandlung)

Behandlung - Jahrgang	relativer Variationskoeffizient [%]	Anzahl Replikate
Einzelnetz K - 2005	34 ± 23	2
Einzelnetz B - 2005	25 ± 18	2
6er-Netz-K - 2005	32 ± 16	3
6er-Netz-B - 2005	34 ± 15	3
offene Teiche B - 2005	27 ± 15	3
K - 2003	16 ± 17	3
K - 2002	28 ± 23	3
K - 2001	35 ± 19	3
K - 1999	27 ± 20	3

Kurz nach der ersten Applikation (Woche null) zeigte sich ein Populationseinbruch in allen Teichsystemen (Abbildung 3-39). Da dies auch in den Kontrollen zu beobachten war, war ein Effekt durch das Insektizid auszuschließen. Allerdings zeigte sich eine Woche nach der Applikation ein Wiederanstieg der Population. Dieser Wiederanstieg war in den Behandlungen weniger ausgeprägt. Die Einzelnetz-Behandlung hatte hier eine signifikant geringere Larvendichte als die Einzelnetz-Kontrolle ($p < 0,01$, Tabelle 7-7). Ein Insektizideffekt in den anderen Behandlungen war hier wahrscheinlich.

Eine Woche nach der zweiten Applikation (Woche drei) gab es einen deutlicheren Populationsrückgang. Die Einzelnetz-Behandlung und die offenen Teiche zeigten einen abundanzreduzierenden Effekt ($p < 0,05$). Die 6er-Netz-Behandlung wies ebenfalls niedrige Abundanzen auf, dies war aber nicht signifikant, weil die 6er-Netz-Kontrolle einen ähnlichen Mittelwert hatte. Mit $0,4 \pm 0,1$ Individuen pro Liter hatten die offenen Teiche sogar die geringste Larven-Abundanz, die während des Experimentes ausgezählt wurde. Insgesamt war die sehr niedrige Abundanz in den offenen Teichen als Effekt zu bewerten. Danach waren bis zur sechsten Woche keinerlei Effekte zu beobachten.

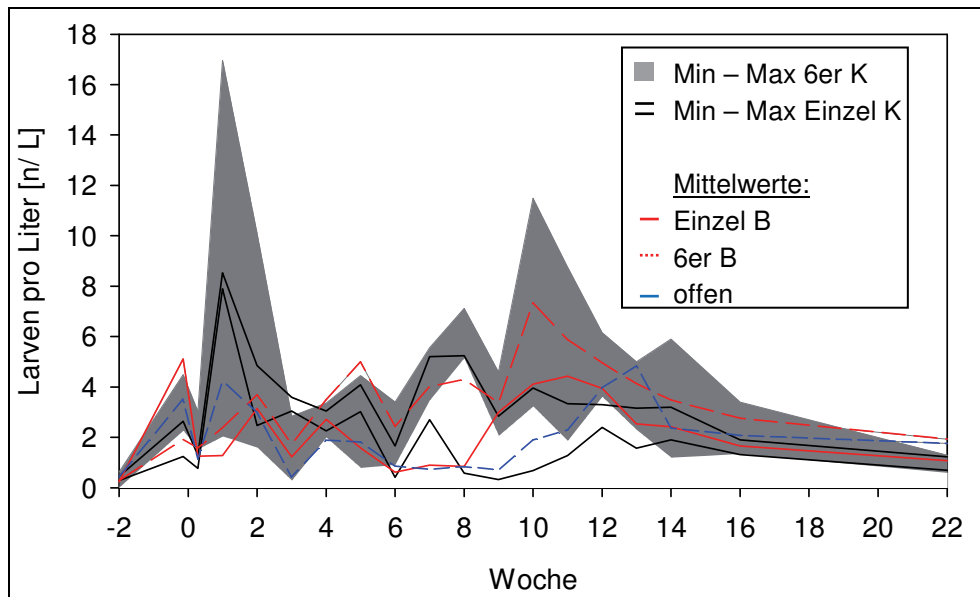


Abbildung 3-39: Mittlere wöchentliche Abundanz aller Larvenstadien in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche sind mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min = Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, offen = offene Teiche)

Zwischen 6er-Netz-Kontrolle und 6er-Netz-Behandlung waren während der gesamten Studie keine signifikanten Unterschiede beobachtet worden. Jedoch war auffällig, dass sich trotz Behandlung insbesondere in Teich 7 (6er-Netz-Behandlung) eine deutlich höhere Populationsdichte entwickeln konnte als in den anderen beiden behandelten Teichen (Anhang 7-14). Dieses Überschießen der Population wurde auch für die Eigelege (Anhang 7-8) und für die daraus schlüpfenden L1-Larven (siehe Seite 87 und Anhang 7-17) beobachtet, jedoch nicht für die Emergenz. Im Weiteren wird im 6er-Netz nicht mehr zwischen Kontrolle und Behandlung differenziert, weil keine signifikanten Unterschiede vorhanden waren. Die Populationsdichten konnten sich hier aufgrund von Zu- und Abwanderung angleichen.

Nach der zweiten Applikation war in der Einzelnetz-Behandlung und den offenen Teichen ein Absinken der Populationsdichte nach der fünften Woche bemerkbar. Signifikant war dies für die offenen Teiche zwischen der 7. und 10. Woche ($p < 0,05$). Ein deutlicher Effekt war bei den Einzelnetzen voraussichtlich wegen der geringen Replikatanzahl nicht berechenbar.

Ein Wiederanstieg in der Populationsdichte in der Einzelnetz-Behandlung war ab der neunten Woche zu beobachten. Auch in den offenen Teichen stellte sich eine Wiedererholung ab der 10. Woche ein und zeigte in der 13. Woche ähnlich hohe Abundanzen wie die 6er-Netz-Kontrolle. Somit war die Regeneration der Popula-



tionsdichte bei den offenen Teichen im Vergleich zu der Einzelnetz-Behandlung um eine Woche verzögert. Dieses Phänomen war dem ähnlich, was bei der Emergenz und bei den Eigelegen beobachtet werden konnte.

Ein allgemeiner Populationsrückgang war in den Mesokosmosteichen zwischen der 11. und 14. Woche zu erkennen. Begründet werden kann dies durch die fortgeschrittene Saison, geringere Eiablage und einen Rückgang der L1- bis L3-Larven mit einer Akkumulation im L4-Larvenstadium, die allmählich in eine Dormanz übergingen. Da die nicht mehr schlüpfenden Larven in den Teichen überwintern, blieb ein kompletter Rückgang der Population aus.

Tabelle 3-12: Abundanz-Mittelwerte sämtlicher *Chaoborus crystallinus*-Larven mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzel-K	Einzel-B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	1,9 ± 1,0 a	5,1 ± 3,5 a	3,2 ± 1,2 a	1,9 ± 0,6 a	3,5 ± 1,2 a
0,3	1,0 ± 0,4 a	1,3 ± 0,8 a	2,3 ± 0,8 a	1,6 ± 0,8 a	1,1 ± 0,5 a
1	8,2 ± 0,4 a	1,3 ± 0,1 b	7,1 ± 8,6 a,b	2,4 ± 2,0 a,b	4,2 ± 1,5 a
2	3,7 ± 1,7 a	3,1 ± 2,0 a	4,9 ± 4,5 a	3,7 ± 1,7 a	3,0 ± 0,7 a
3	3,3 ± 0,4 a	1,2 ± 0,4 b	1,6 ± 1,3 a,b,c	1,7 ± 0,7 a,b	0,4 ± 0,1 c
4	2,6 ± 0,6 a	2,7 ± 1,0 a	2,7 ± 0,7 a	3,5 ± 1,2 a	1,9 ± 0,8 a
5	3,6 ± 0,8 a	1,6 ± 1,1 a	2,8 ± 1,9 a	5,0 ± 5,1 a	1,8 ± 2,2 a
6	1,0 ± 0,9 a	0,6 ± 0,0 a	2,3 ± 1,3 a	2,4 ± 2,8 a	0,9 ± 0,8 a
7	4,0 ± 1,8 a	0,9 ± 0,9 a,b	4,5 ± 1,0 a	4,0 ± 4,0 a,b	0,7 ± 0,3 b
8	2,9 ± 3,3 a,b	0,9 ± 0,2 b,c	6,3 ± 1,0 a	4,3 ± 2,9 a,c	0,8 ± 0,2 b
9	1,6 ± 1,8 a,b	3,0 ± 0,1 a	3,7 ± 1,4 a	3,4 ± 1,5 a	0,7 ± 0,4 b
10	2,3 ± 2,3 a,b	4,1 ± 1,4 a,b	6,0 ± 4,7 a,b	7,3 ± 4,7 a	1,9 ± 0,8 b
11	2,3 ± 1,5 a	4,4 ± 0,8 a	4,6 ± 3,7 a	5,9 ± 3,0 a	2,3 ± 0,9 a
12	2,9 ± 0,6 a	3,9 ± 1,2 a	4,5 ± 1,4 a	5,0 ± 1,6 a	4,0 ± 1,3 a
13	2,4 ± 1,1 a,b	2,5 ± 0,3 a	3,3 ± 1,4 a,b	4,1 ± 1,7 a,b	4,8 ± 1,1 b
14	2,6 ± 0,9 a	2,4 ± 1,3 a	3,5 ± 2,4 a	3,5 ± 2,3 a	2,4 ± 0,7 a
16	1,6 ± 0,4 a	1,7 ± 0,2 a	2,3 ± 1,0 a	2,8 ± 1,0 a	2,1 ± 1,2 a
22	1,0 ± 0,4 a	1,1 ± 0,3 a	0,9 ± 0,4 a	1,9 ± 1,6 a	1,8 ± 0,9 a

L1-Larven

Da die einzelnen Larvenstadien gegenüber dem Insektizid eine unterschiedliche Empfindlichkeit haben könnten, wird hier die wöchentliche Entwicklung der einzelnen Larvenstadien präsentiert.

Zwei Tage nach der ersten Applikation ergibt sich entgegengesetzt zur Emergenz und den Eigelegen ein leichter Einbruch in der Populationsdichte in allen Teichen



(Abbildung 3-40). Da auch die Kontrollen davon betroffen waren, ist zu diesem Zeitpunkt von keinem Insektizideffekt auszugehen.

In der ersten Woche wurden Populationsdichten von circa fünf bis sechs L1-Larven pro Liter in den Kontrollen gefunden worden (Tabelle 3-13). Später wurden nicht annähernd so hohe Abundanzen erreicht. Auch in den offenen Teichen wurden trotz einer Behandlung höhere Abundanzen in der ersten Woche gefunden. Die 6er-Netz-Behandlung und die Einzelnetz-Behandlung wiesen hingegen geringere Larvendichten als die Kontrollen auf, doch nur bei der Einzelnetz-Behandlung war dies signifikant ($p < 0,03$, Tabelle 7-8).

Wie auch schon bei Emergenz und Eigelege beobachtet, geht der hohe Abundanz-Peak im 6er-Netz hauptsächlich auf Teich 9 (Kontrolle) zurück (Anhang 7-16).

Bereits eine Woche später stieg die Abundanz in der Einzelnetz-Behandlung wieder auf Kontrollniveau. Eine Woche nach der zweiten Applikation (Woche drei) zeigten wiederum alle Teiche deutlich niedrigere Larvendichten. Dieser Rückgang war nicht eindeutig auf das Insektizid zurückzuführen, da auch die Kontrollen davon betroffen waren.

Erst in der siebten und achten Woche gab es deutliche Insektizideffekte. Zu diesem Zeitpunkt lagen die L1-Larvendichten von allen Behandlungen unterhalb der Kontrollspannweiten. Bei den offenen Teichen war dies tendenziell in der fünften ($p < 0,08$) und signifikant für die siebte und achte Woche ($p < 0,02$). Die Einzelnetz-Behandlung hatte in der achten Woche eine signifikant geringere Larvendichte als die Kontrolle ($p < 0,02$). Insgesamt waren während des kompletten Experimentes, wie auch bei Emergenz und den Eigelegen keine Unterschiede zwischen der 6er-Netz-Behandlung und -Kontrolle aufgetaucht.

Eine Wiedererholung für die Einzelnetz-Behandlung stellte sich schon ab der neunten Woche ein und erreichte in der 10. Woche höhere Larvendichten als die Kontrolle. Wie schon bei Emergenz und Eigelegen beobachtet, war die Regeneration in den offenen Teichen im Vergleich zu der Einzelnetz-Behandlung etwas langsamer. Hier wurde der letzte Abundanzpeak in der 12. Woche erreicht. Aufgrund beginnender Dormanz bei den L4-Larven und dazu entsprechend parallel rückläufiger Emergenz und Eigelegeanzahlen verringerte sich ab der 12. Woche ebenfalls die L1-Larvendichte.

Auffällig war die Tatsache, dass die drei Behandlungen nach der neunten Woche einen Larvenzuwachs zeigten, während ab der achten Woche in den Kontrollen die



L1-Larvendichte sank. Dies deckte sich auch mit den Ergebnissen in Emergenz und Eigelegen. Des Weiteren war eine Angleichung der Abundanz wie bei der Emergenz und den Eigelegen im 6er-Netz nicht zu erkennen.

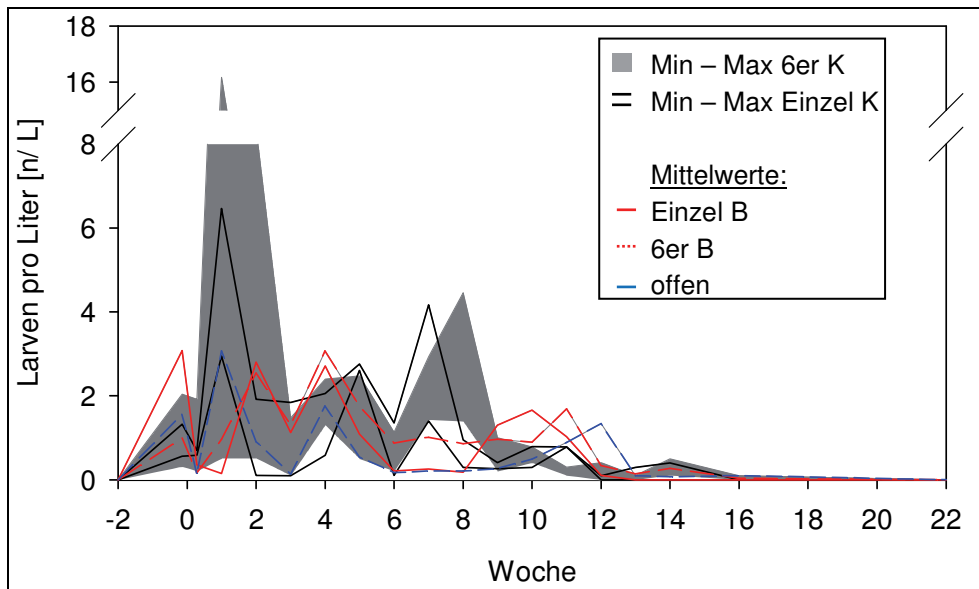


Abbildung 3-40: Mittlere wöchentliche L1-Larvenabundanz in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)

Tabelle 3-13: Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L1-Larven von *Chaoborus crystallinus* mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

	Einzel K	Einzel B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	0,9 ± 0,5 a	3,1 ± 2,7 a	1,2 ± 0,9 a	1,0 ± 0,3 a	1,6 ± 0,6 a
0,3	0,6 ± 0,1 a	0,4 ± 0,4 a	0,9 ± 0,9 a	0,2 ± 0,2 a	0,1 ± 0,2 a
1	4,7 ± 2,5 a	0,1 ± 0,1 b	5,9 ± 8,9 a,b	1,0 ± 1,4 a,b	3,1 ± 1,7 a
2	1,0 ± 1,3 a,b	2,8 ± 2,2 a,b	3,2 ± 4,5 a,b	2,5 ± 1,1 a	0,9 ± 0,1 b
3	1,0 ± 1,2 a,b	1,1 ± 0,4 a	0,7 ± 0,7 a,b	1,3 ± 0,2 a	0,1 ± 0,1 b
4	1,3 ± 1,0 a	2,7 ± 1,0 a	2,0 ± 0,6 a	3,1 ± 0,6 a	1,8 ± 1,0 a
5	2,7 ± 0,1 a	1,1 ± 0,8 a	1,5 ± 1,0 a	1,7 ± 0,9 a	0,5 ± 0,4 a
6	0,7 ± 0,9 a	0,2 ± 0,3 a	0,6 ± 0,5 a	0,9 ± 1,2 a	0,2 ± 0,2 a
7	2,8 ± 2,0 a	0,3 ± 0,4 a,b	2,2 ± 0,8 a	1,0 ± 1,1 a,b	0,2 ± 0,1 b
8	0,6 ± 0,5 a,b	0,2 ± 0,2 b	2,9 ± 1,5 a	0,9 ± 0,8 a,b	0,2 ± 0,1 b
9	0,3 ± 0,1 a	1,3 ± 0,3 b	0,5 ± 0,4 a,b	1,0 ± 0,5 a,b	0,3 ± 0,3 a,b
10	0,5 ± 0,4 a,b	1,7 ± 0,01 a	0,6 ± 0,2 b	0,9 ± 0,6 a,b	0,5 ± 0,1 b
11	0,8 ± 0,0 a	1,0 ± 0,4 a	0,2 ± 0,1 b	1,7 ± 1,7 a,b	0,9 ± 0,3 a
12	0,1 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a	0,3 ± 0,2 a	0,3 ± 0,4 a	1,3 ± 1,1 a
13	0,1 ± 0,2 a	0,0 ± 0,0 a	0,1 ± 0,1 a	0,1 ± 0,2 a	0,1 ± 0,1 a
14	0,2 ± 0,3 a	0,0 ± 0,0 a	0,3 ± 0,2 a	0,3 ± 0,4 a	0,1 ± 0,1 a
16	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,03 ± 0,1 a	0,03 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a
22	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a



L2-Larven

In Abbildung 3-41 fällt auf, dass die Kurven deutlich flacher sind als die in Abbildung 3-40. Ein Grund könnte Mortalität zwischen dem L1- und dem L2-Stadium und eine asynchrone Entwicklung im vorherigen Larvenstadium sein.

Die Variabilitätsspannweiten der Einzelnetz-Kontrolle waren in Woche eins, zwei, sechs bis acht beträchtlich (Abbildung 3-41). Der Variationskoeffizient an diesen Terminen lag zwischen 50 und 100 %.

In der zweiten Woche (zwei Wochen nach der Applikation) waren signifikant weniger L2-Larven in der Einzelnetz-Behandlung vorhanden ($p < 0,04$, Tabelle 3-14 und Tabelle 7-9). Überdies wurden in dem Zeitraum erste bis vierte Woche keine L2-Larven in der Einzelnetz-Behandlung gefunden. Dies war nicht signifikant. Weiterhin zeigte die Einzelnetz-Behandlung zwischen der sechsten und achten Woche eine Larvendichte die unterhalb der Kontrolle lag. Dies war ebenfalls nicht signifikant. Wahrscheinlich wurde das statistische Signifikanzniveau aufgrund der geringen Replikanzahl und der hohen Variabilität bei den Einzelnetzen nicht erreicht. Das gleiche Problem trifft wahrscheinlich auch auf die Emergenz (Abbildung 3-28) und den Quotienten aus Eigelegen und Eianzahl (Abbildung 3-30 und Abbildung 3-31) zu.

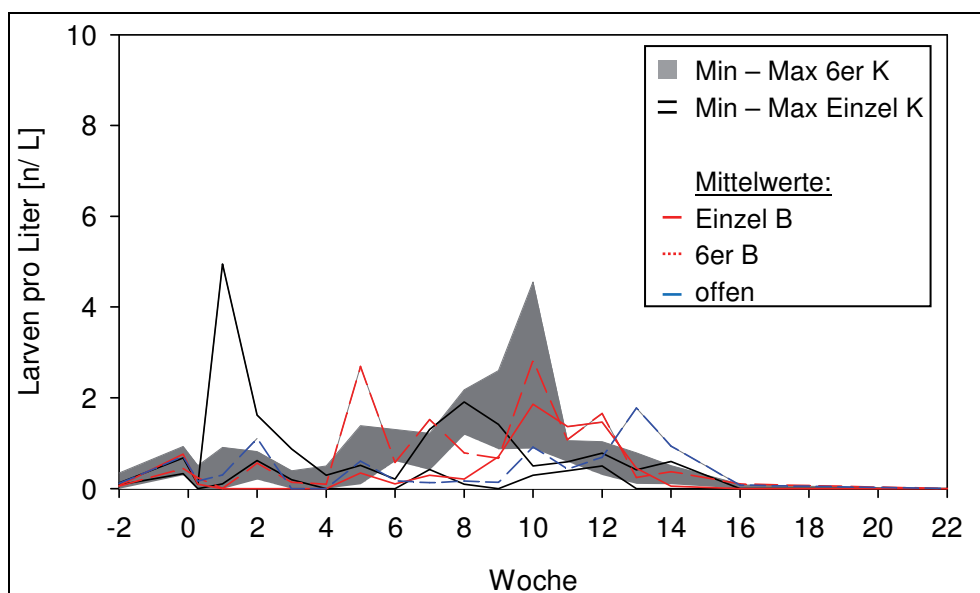


Abbildung 3-41: Mittlere wöchentliche L2-Larvenabundanz in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)

Innerhalb des 6er-Netzes ergaben sich während des gesamten Experimentes keine signifikanten Unterschiede. Auffällig war jedoch, dass nach der ersten Applikation



keine L2-Larven gezählt wurden. Des Weiteren hatte die 6er-Netz-Behandlung in der sechsten, achten und neunten Woche eine geringere Abundanz als die Kontrollspannweite. Die Absenz und die geringere Abundanz der L2-Larven geben einen Hinweis auf einen Effekt. Mit auffällig hoher Abundanz hob der behandelte Teich 7 (6er-Netz-Behandlung) im möglichen Effektzeitraum zwischen der vierten und 10. Woche den Mittelwert stark an. Dieses Phänomen verschleierte eventuell einen deutlicheren Unterschied. In der Kontrolle war ab der 10. Woche wiederum Teich 9 für eine stark abweichende hohe Abundanz verantwortlich. Begründet werden kann dies durch die deutliche Eiablagepräferenz in Teich 9.

Analog zu der Einzelnetz-Behandlung wurden in den offenen Teichen zwischen der dritten und vierten Woche keine L2-Larven gefunden ($p_{3. \text{ Woche}} < 0,04$). Die offenen Teiche hatten zusätzlich mit der sechsten bis neunten Woche am häufigsten signifikant geringere L2-Larvendichten vorzuweisen als die anderen Behandlungen. Wie auch schon in den anderen betrachteten Endpunkten, zeigten die Teiche im 6er-Netze die höchsten Larvendichten. Ein Angleichen der Larvendichten der behandelten und unbehandelten Teiche im 6er-Netz wurde durch parallel verlaufende Kurven und ähnliche Mittelwerte erst ab der 13. Woche erkennbar.

Tabelle 3-14: Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L2-Larven von *Chaoborus crystallinus* mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzel K	Einzel B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	0,5 ± 0,2 a	0,8 ± 0,8 a	0,6 ± 0,3 a	0,4 ± 0,1 a	0,7 ± 0,3 a
0,3	0,05 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a	0,2 ± 0,3 a	0,2 ± 0,3 a	0,2 ± 0,2 a
1	2,5 ± 3,4 a	0,0 ± 0,0 a	0,4 ± 0,5 a	0,0 ± 0,0 a	0,3 ± 0,3 a
2	1,1 ± 0,7 a	0,0 ± 0,0 b	0,5 ± 0,3 a	0,6 ± 0,9 a,b	1,1 ± 1,0 a,b
3	0,5 ± 0,5 a	0,0 ± 0,0 a,b	0,1 ± 0,2 a,b	0,1 ± 0,2 a,b	0,0 ± 0,0 b
4	0,1 ± 0,2 a	0,0 ± 0,0 a	0,3 ± 0,3 a	0,1 ± 0,2 a	0,0 ± 0,0 a
5	0,3 ± 0,4 a	0,3 ± 0,1 a	0,8 ± 0,6 a	2,7 ± 3,5 a	0,6 ± 0,9 a
6	0,1 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a	1,0 ± 0,4 b	0,6 ± 0,7 a,b	0,2 ± 0,2 a
7	0,9 ± 0,6 a,b	0,3 ± 0,3 a,b	0,8 ± 0,4 a	1,5 ± 1,6 a	0,1 ± 0,1 b
8	1,0 ± 1,3 a,b	0,2 ± 0,3 a,b	1,7 ± 0,5 a	0,8 ± 0,6 a,b	0,2 ± 0,1 b
9	0,7 ± 1,0 a	0,7 ± 0,7 a	1,7 ± 0,9 a	0,7 ± 0,5 a	0,1 ± 0,2 b
10	0,4 ± 0,1 a	1,9 ± 1,0 a	2,1 ± 2,1 a	2,8 ± 2,0 a	0,9 ± 0,6 a
11	0,5 ± 0,1 a,b	1,4 ± 0,3 a	0,8 ± 0,2 a,b	1,1 ± 0,4 a	0,4 ± 0,2 b
12	0,6 ± 0,2 a	1,5 ± 0,3 a	0,5 ± 0,4 a	1,7 ± 0,9 a	0,7 ± 0,6 a
13	0,2 ± 0,3 a	0,4 ± 0,1 a	0,4 ± 0,4 a	0,2 ± 0,2 a	1,8 ± 2,1 a
14	0,3 ± 0,4 a,b	0,1 ± 0,1 a	0,2 ± 0,2 a,b	0,4 ± 0,2 a,b	0,9 ± 0,4 b
18	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,03 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a
22	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,0 ± 0,0 a



Ein Angleichen an die Kontrollspannweite war bei der Einzelnetz-Behandlung ab der neunten Woche für die anderen beiden Behandlungen eine Woche später zu beobachten. Die Einzelnetz und 6er-Netz-Behandlung erreichten ein letztes Abundanzmaximum in der zehnten Woche und die offenen Teiche auch hier verzögert erst in der 13. Woche. In der 11. und 14. Woche sanken die L2-Larvendichten in den Mesokosmosteichen deutlich. Ab der 16. Woche waren keine nennenswerten Vorkommen mehr vorhanden, weil durch beginnende Dormanz der L4-Larven und fehlender Eiablage kein Nachwuchs nachgeliefert wurde.

L3-Larven

Im Vergleich zu den L2-Larven fällt auf, dass die Kurve der L3-Larvenabundanz in den ersten vier Wochen deutlich flacher war und ab der neunten Woche stark anstieg (Abbildung 3-42). Der Peak zwischen der ersten und zweiten Woche von der Einzelnetz-Kontrolle war vermutlich aufgrund von Mortalität zwischen dem L2- und L3-Larvenstadium und einer asynchronen Entwicklung im vorherigen Larvenstadium flacher und breiter geworden.

Der signifikante Unterschied zwischen der Einzelnetz-Kontrolle und den offenen Teichen in Woche null war nicht auf das Insektizid zurückzuführen, weil in der Behandlung eine höhere Abundanz ausgezählt wurde als in der Kontrolle. Vielmehr ist dies auf eine natürliche Variabilität zurückzuführen. Nach der ersten Applikation sank in allen Teichen, außer in der Einzelnetz-Kontrolle, die Anzahl der L3-Larven. Die behandelten Teiche zeigten den stärksten Abundanzeinbruch und dieser war in den offenen Teichen signifikant ($p < 0,05$, Tabelle 3-15 und Tabelle 7-10). Anschließend erfuhren die offenen Teiche in der zweiten Woche einen kurzzeitigen Larvenzuwachs, während die anderen beiden Behandlungen in Woche zwei weiterhin niedrige Abundanzen vorzuweisen hatten. Mit $p < 0,08$ wies die Einzelnetz-Behandlung eine tendenziell niedrigere Abundanzen auf. Wiederum in der vierten Woche zeigten die offenen Teiche zusammen mit der Einzelnetz-Behandlung eine signifikant geringere Abundanz ($p < 0,04$). Wie auch bei den L2-Larven wurden in der Einzelnetz-Behandlung und in den offenen Teichen in der dritten und vierten Woche keine L3-Larven gezählt (Tabelle 3-15).

Weiterhin war ein Larvenzuwachs in den Kontrollen und der 6er-Netz-Behandlung ab der fünften Woche vorhanden, in der Einzelnetz-Kontrolle erst ab der siebten Woche.



Ein Gleichlauf im 6er-Netz hatte sich bereits ab der dritten Woche eingestellt. Zwischen der siebten und achten Woche wiesen die offenen Teiche mit $p < 0,09$ tendenziell und in der neunten und 10. Woche ein signifikant niedrigere Larvendichte auf ($p < 0,05$). Wie auch schon bei der Emergenz und den Eigelegen beobachtet, zeigten die 6er-Netze zwischen der neunten und 13. Woche ein deutliches „Überschießen“ der Population. In diesem Zeitraum waren die offenen Teiche und die Einzelnetz-Behandlung in ihrer Larvendichte immer noch niedrig.

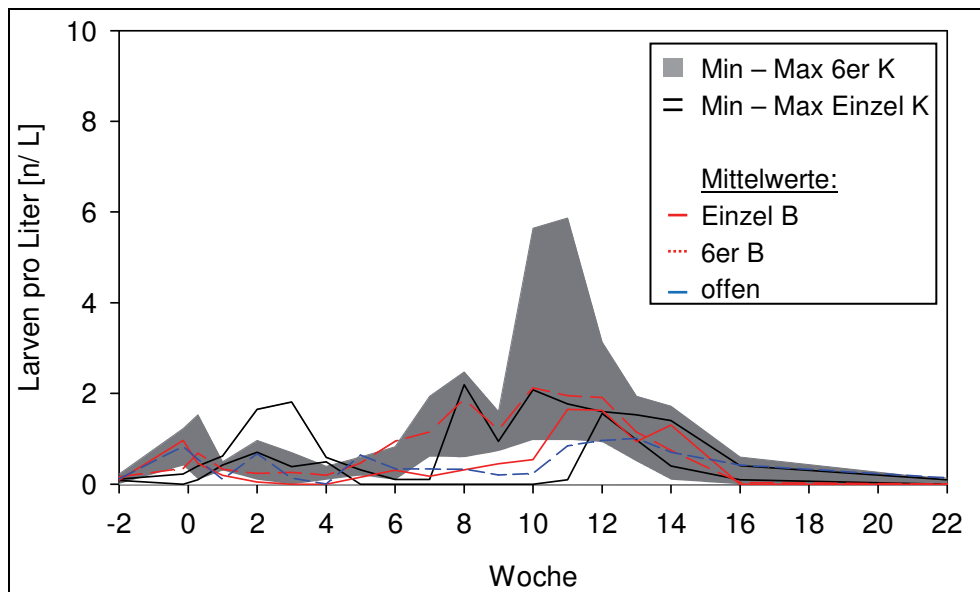


Abbildung 3-42: Mittlere wöchentliche L3-Larvenabundanz in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, Werte der Kontrollteiche mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Erläuterung der Legende siehe Abbildung 3-39)

Insgesamt kann somit ein Insektizideffekt insbesondere bei der Einzelnetz-Behandlung von der zweiten bis zur vierten Woche und bei den offenen Teichen in der ersten, vierten und siebten bis 10. Woche angenommen werden. Ab der 14. Woche waren keine nennenswerten Vorkommen mehr vorhanden, weil durch beginnende Dormanz der L4-Larven und fehlender Eiablage kein Nachwuchs nachgeliefert wurde.



Tabelle 3-15: Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L3-Larven von *Chaoborus crystallinus* mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, es sind Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben und signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzel K	Einzel B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	0,1 ± 0,2 a	1,0 ± 0,1 a,b	0,9 ± 0,4 a,b	0,3 ± 0,3 a,b	0,8 ± 0,3 b
0,3	0,2 ± 0,2 a	0,5 ± 0,2 a	0,8 ± 0,7 a	0,7 ± 0,4 a	0,5 ± 0,1 a
1	0,5 ± 0,1 a,b	0,2 ± 0,1 a,b	0,4 ± 0,1 a	0,3 ± 0,1 a,b	0,1 ± 0,1 b
2	1,2 ± 0,7 a,b	0,1 ± 0,1 a	0,6 ± 0,5 a,b	0,2 ± 0,1 a,b	0,7 ± 0,3 b
3	1,1 ± 1,0 a	0,0 ± 0,0 a	0,3 ± 0,4 a	0,3 ± 0,3 a	0,1 ± 0,1 a
4	0,5 ± 0,1 a	0,0 ± 0,0 b,c	0,2 ± 0,2 a,c	0,2 ± 0,3 a,b	0,0 ± 0,0 b
5	0,2 ± 0,2 a	0,1 ± 0,2 a	0,3 ± 0,2 a	0,5 ± 0,8 a	0,6 ± 0,9 a
6	0,1 ± 0,1 a	0,3 ± 0,1 a	0,3 ± 0,4 a	0,9 ± 1,0 a	0,3 ± 0,5 a
7	0,1 ± 0,1 a	0,2 ± 0,05 a	1,3 ± 0,7 b	1,1 ± 1,1 a,b	0,3 ± 0,3 a,b
8	1,1 ± 1,5 a	0,3 ± 0,04 a	1,4 ± 1,0 a	1,9 ± 1,6 a	0,3 ± 0,2 a
9	0,5 ± 0,7 a,b	0,5 ± 0,4 a,b	1,2 ± 0,4 a	1,2 ± 1,0 a,b	0,2 ± 0,3 b
10	1,0 ± 1,5 a,b	0,5 ± 0,3 a,b	2,5 ± 2,7 a	2,1 ± 1,5 a	0,2 ± 0,1 b
11	0,9 ± 1,2 a	1,6 ± 0,4 a	2,8 ± 2,7 a	1,9 ± 1,1 a	0,8 ± 0,9 a
12	1,6 ± 0,0 a	1,6 ± 1,0 a	1,7 ± 1,2 a	1,9 ± 0,8 a	1,0 ± 0,8 a
13	1,3 ± 0,4 a	0,9 ± 0,3 a	1,1 ± 0,7 a	1,1 ± 1,1 a	1,0 ± 0,8 a
14	0,9 ± 0,7 a	1,3 ± 1,0 a	0,7 ± 0,9 a	0,7 ± 0,6 a	0,7 ± 0,3 a
18	0,3 ± 0,2 a	0,0 ± 0,0 a	0,3 ± 0,3 a	0,03 ± 0,1 a	0,4 ± 0,4 a
22	0,1 ± 0,1 a,b	0,0 ± 0,0 a	0,03 ± 0,1 a,b	0,0 ± 0,0 a	0,1 ± 0,1 b

L4-Larven

Im Vergleich zu den anderen drei Larvenstadien war die Populationsdichte bei den L4-Larven nochmals niedriger (Abbildung 3-43). Wie auch bei den L3-Larven waren die Kurven bei den L4-Larven vermutlich aufgrund von Mortalität zwischen dem L3- und L4-Larvenstadium und einer asynchronen Entwicklung der im vorherigen Larvenstadium etwas flacher.

Nach der ersten Applikation war kein Effekt auf das Insektizid erkennbar, da die Abundanzen in den Behandlungen sogar über den Kontrollmittelwerten lagen. Anschließend sank die Larvendichte nach der zweiten Applikation in den behandelten Teichen zwischen der zweiten und sechsten Woche. Innerhalb des Einzelnetzes war dieser Effekt in der dritten und sechsten Woche statistisch signifikant ($p < 0,05$; Tabelle 3-16 und Tabelle 7-11) und in der dritten Woche innerhalb des 6er-Netzes ($p < 0,03$). In der Einzelnetz-Behandlung wurden sogar zwischen der vierten und sechsten Woche keine L4-Larven gezählt.

Für den Zeitraum danach war innerhalb des 6er-Netzes ein mehr oder weniger ausgeprägter Gleichlauf gegeben. Erwähnenswert ist trotzdem, dass in Teich 7 (Behandlung) und Teich 9 (Kontrolle) im 6er-Netz eine auffällig hohe Larvendichte



vorherrschte. Dies wurde bereits in den anderen Larvenstadien beobachtet und resultierte aus der Eiablagepräferenz.

Obwohl sich, wie schon erwähnt, zwischen der dritten und sechsten Woche eine niedrige Larvendichte in den offenen Teichen abzeichnete, war eine signifikant niedrigere Larvendichte erst in der neunten Woche festzustellen ($p < 0,03$) und eine Tendenz in der 10. Woche ($p < 0,09$).

Ein allmählicher Anstieg in der Larvendichte war durch ehemalige L3-Larven war nach der neunten Woche in allen Teichsystemen zu erkennen. Richtig deutlich zeigte sich dies im 6er-Netz in der 10. und in der Einzelnetz-Kontrolle ab der 12. Woche. Ein Angleichen der behandelten Teiche an die Kontrollspanweiten trat bei der Einzelnetz-Behandlung in der siebten und in den offenen Teichen in der 11. Woche ein.

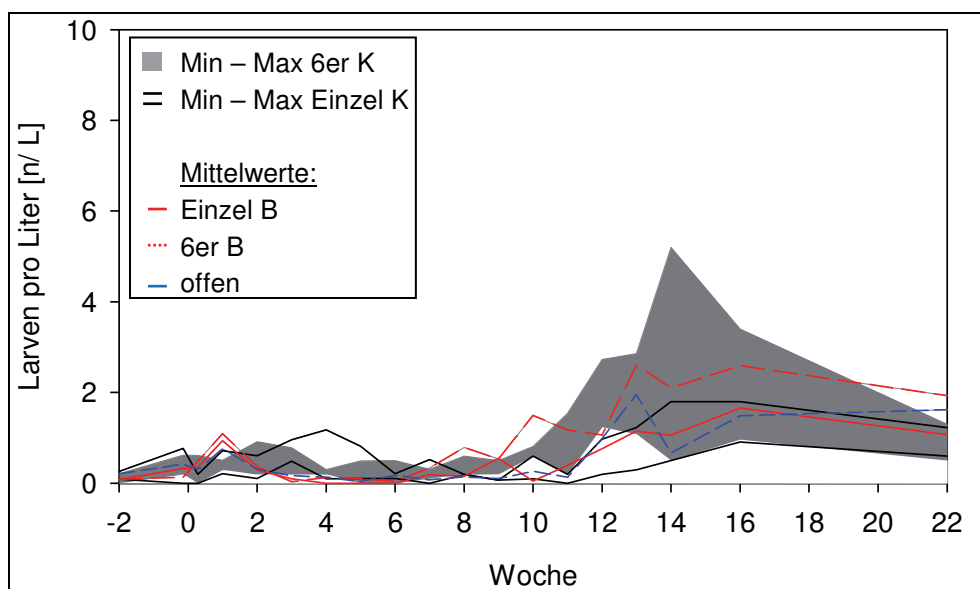


Abbildung 3-43: Abundanz der L4-Larven von *Chaoborus crystallinus* dargestellt auf einer Zeitachse (Einzel = Einzelnetz, K = Kontrolle, B = Behandlung)

Ganz deutlich war eine Anreicherung der L4-Larven ab der 10. Woche zu erkennen. Spitzenwerte wurden bis in die 15. Woche erreicht, danach sanken die Werte langsam. Das entsprach dem Zeitpunkt in der keine nennenswerte Emergenz (Woche 14, Abbildung 3-28) und kaum Eigelege vorhanden waren (Woche 16, Abbildung 3-30). Jüngere Larvenstadien reiften heran und akkumulierten im L4-Stadium, die zum Ende der Saison allmählich in ein Dormanzstadium übergehen. Ein ähnliches Phänomen war schon bei den L3-Larven zu erkennen (Abbildung 3-42). Ab



Woche 16 war auffällig, dass die Abundanzen in der 6er-Netz-Behandlung deutlich langsamer sanken als in der Kontrolle. Hauptursache war vermutlich die hohe Populationsdichte in Teich 7 (Behandlung). Die offenen Teiche hatten hingegen sogar einen leichten Zuwachs.



Tabelle 3-16: Abundanz-Mittelwerte sämtlicher L4-Larven von Chaoborus crystallinus mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, desweiteren auch Indices der t-Test-Ergebnisse angegeben, signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (Tabellenerläuterung siehe Tabelle 3-6)

Woche	Einzel K	Einzel B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	Offen B
0	0,4 ± 0,5 a,b	0,3 ± 0,2 a,b	0,5 ± 0,2 a,b	0,1 ± 0,1 a	0,4 ± 0,2 b
0,3	0,1 ± 0,1 a	0,4 ± 0,4 a	0,4 ± 0,3 a	0,5 ± 0,4 a	0,3 ± 0,3 a
1	0,5 ± 0,4 a,b	0,9 ± 0,2 b	0,4 ± 0,1 a	1,1 ± 0,7 a,b	0,8 ± 0,7 a,b
2	0,4 ± 0,4 a	0,3 ± 0,3 a	0,6 ± 0,4 a	0,4 ± 0,1 a	0,3 ± 0,4 a
3	0,7 ± 0,3 a	0,1 ± 0,001 b,c	0,5 ± 0,3 a,c	0,03 ± 0,1 b	0,2 ± 0,2 a,b,c
4	0,6 ± 0,8 a,b	0,0 ± 0,0 b	0,3 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 a,b	0,1 ± 0,2 a,b
5	0,5 ± 0,5 a	0,0 ± 0,0 a	0,2 ± 0,3 a	0,1 ± 0,2 a	0,03 ± 0,1 a
6	0,2 ± 0,1 a	0,0 ± 0,0 b	0,2 ± 0,3 a,b	0,03 ± 0,1 a,b	0,2 ± 0,3 a,b
7	0,3 ± 0,4 a	0,2 ± 0,2 a	0,2 ± 0,1 a	0,3 ± 0,3 a	0,1 ± 0,1 a
8	0,2 ± 0,003 a	0,2 ± 0,1 a	0,4 ± 0,2 a,b	0,8 ± 0,3 b	0,1 ± 0,2 a
9	0,07 ± 0,001 a	0,6 ± 0,8 a,b,c	0,3 ± 0,2 b	0,5 ± 0,6 a,b,c	0,10 ± 0,001 c
10	0,3 ± 0,4 a,b	0,0 ± 0,1 b	0,7 ± 0,1 a,c	1,5 ± 0,8 a	0,3 ± 0,3 b,c
11	0,1 ± 0,1 a	0,4 ± 0,6 a	0,8 ± 0,7 a	1,2 ± 1,3 a	0,1 ± 0,1 a
12	0,6 ± 0,5 a	0,8 ± 0,4 a	2,0 ± 0,7 a	1,1 ± 0,7 a	1,0 ± 0,7 a
13	0,8 ± 0,7 a	1,1 ± 0,1 a	1,8 ± 0,9 a	2,6 ± 0,9 a	2,0 ± 2,2 a
14	1,2 ± 0,9 a	1,1 ± 0,3 a	2,2 ± 2,6 a	2,1 ± 2,1 a	0,7 ± 0,1 a
18	1,4 ± 0,6 a	1,7 ± 0,2 a	2,0 ± 1,3 a	2,6 ± 1,1 a	1,5 ± 0,8 a
22	0,9 ± 0,4 a	1,1 ± 0,3 a	0,8 ± 0,4 a	1,9 ± 1,6 a	1,6 ± 0,9 a



Puppen

Hinsichtlich des Insektizids ließen sich keine signifikanten Effekte bei den Puppen von *Chaoborus crystallinus* nachweisen. Die Schwankungen waren in den Kurvenverläufen zum Teil beträchtlich (Abbildung 3-44) und in 75 % der Proben wurden gar keine Puppen gefunden. Eine hohe beobachtete Störempfindlichkeit der Puppen bei Beschattung und Berührung der Wasseroberfläche und eine darauffolgende schnelle Fluchtbewegung während der Probenahme könnte das Ergebnis beeinflusst haben. Trotzdem lässt sich eine Tendenz hinsichtlich eines Insektizid-effektes erkennen. Zwischen Woche null und vier wurden in den offenen Teichen und in der Einzelnetz-Behandlung deutlich weniger Puppen gefunden als in den Kontrollen. In der fünften Woche waren nur in Teich 13 Puppen beobachtet worden. In der sechsten Woche waren in Teich 13 keine Puppen gezählt worden. Dieser Zeitraum ist deckungsgleich mit dem Effektzeitraum der Emergenz, Eigelege und Larven. Die 6er-Netz-Behandlung hatte ähnliche Abundanzen wie die 6er-Netz-Kontrolle. In der siebten und achten Woche hatte hingegen nur die Einzel-Netz-Behandlung eine geringere Puppendichte als die Kontrolle.

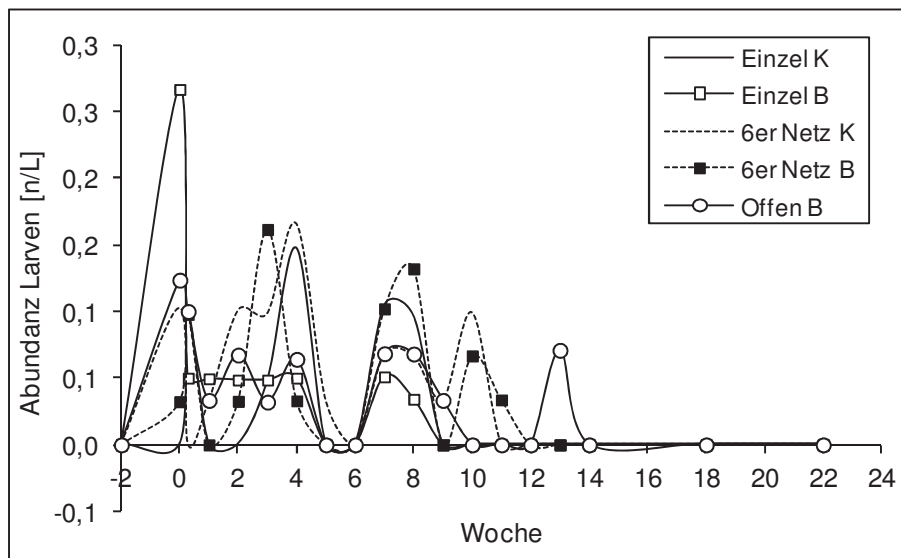


Abbildung 3-44: Abundanz der Puppen von *Chaoborus crystallinus* dargestellt auf einer Zeitachse (Einzel = Einzelnetz, K = Kontrolle, B = Behandlung)



Zusammenfassung Larven

Zusammenfassend waren bei den Larven schon früher Effekte detektiert worden als bei der Emergenz, den Eigelegen und der Eianzahl. Insbesondere fielen hierbei die signifikant niedrigen Abundanzen bei den L1-Larven in der ersten Woche auf. Je älter die Larven waren, desto zeitverzögerter trat der Insektizid-Effekt hervor. So hatten die L2- bis L4-Larven erst in der zweiten bis vierten Woche eine geringere Larvendichte vorzuweisen. Im Gegensatz zu den Eigelegen und der Eianzahl zeigten die Larven im 6er-Netz einen weniger deutlichen Gleichlauf. Einzig die L4-Larven waren in der dritten Woche signifikant erniedrigt. Eine Wiedererholung erfolgte um die 10. Woche. Innerhalb der Teiche ohne Austausch mit einer Kontrolle, erholte sich die Einzelnetz-Behandlung schneller als die offenen Teiche.

3.3.8.8 Berechnete Lebensparameter von *Chaoborus crystallinus*

In den folgenden Abschnitten erfolgte die Berechnung der Entwicklungsdauer und der Mortalität von *Chaoborus crystallinus*. Die Mortalität wurde zur Analyse der Effektstärke herangezogen. Um die Zeitspanne zwischen Insektizidapplikation, Effekt und Wiedererholung angemessen zu abzuschätzen, wurde geprüft, ob ein Zusammenhang mit der Entwicklungsdauer von *Chaoborus crystallinus* bestand.

Entwicklungsdauer

Betrachtet man die Abbildung 3-45 so lässt sich abschätzen, dass von Früh- bis Hochsommer (Woche null bis sechs, 15.06. - 27.07.2005) die Entwicklungszeit circa 40 Tage betragen haben könnte. Danach machen die Berechnungen wahrscheinlich, dass sich die Entwicklung bei gleichzeitiger Temperatursenkung auf 60 Tage bis Woche acht verlängert haben könnte. Danach stieg die Temperatur wieder bis zur 12. Woche. Ab Woche 12 dürfte die Entwicklungsdauer sprunghaft angestiegen sein. Hier schien eine kritische Tageslichtlänge und Temperatur unterschritten worden zu sein und mit diesem Zeitpunkt begann vermutlich die Dormanzinduktion. Dies korrelierte mit sinkenden Emergenzen, weniger Eigelege und einer geringen Larvendichte von *C. crystallinus* zwischen der 10. und 14. Woche.

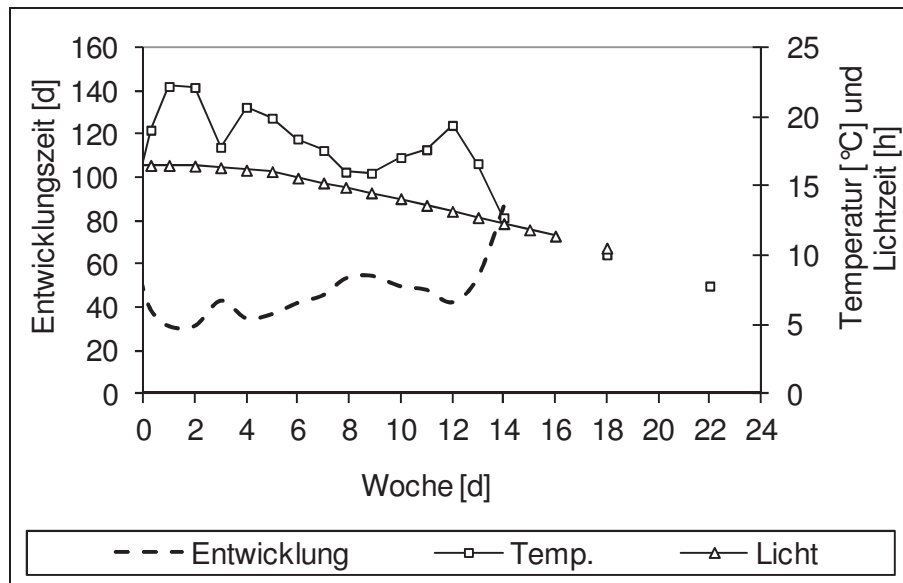


Abbildung 3-45: Grafische Darstellung der Entwicklungsdauer (Entwicklung) von *Chaoborus crystallinus* in Abhängigkeit der Lichtzeit (Licht) und Temperatur (Temp.)

Mortalität und dichteabhängige Mortalität

Aus den Werten Eianzahl, Larvenzuwachs und Emergenz wurde die relative Mortalität berechnet und auf einer Zeitachse graphisch dargestellt.

Die Sterblichkeit in der dritten Woche war in sämtlichen Behandlungsszenarien hoch und lag zwischen 70 und 80 % (Abbildung 3-46). Die offenen Teiche hatten in dieser Woche mit 83 ± 2 % die höchste Mortalität ($p < 0,01$), welches möglicherweise durch das Insektizid verursacht worden sein könnte. In der neunten Woche zeigte die Einzelnetz-Behandlung mit nur 23 ± 7 % eine signifikant niedrigere Mortalität ($p < 0,04$, Tabelle 3-17 und Tabelle 7-16). Zur gleichen Zeit waren in der Einzelnetz-Behandlung eine deutlich niedrigere Emergenzrate und Eiablage zu verzeichnen während die Larvendichte einen Zuwachs zeigte (siehe Abbildung 3-28, Abbildung 3-30, Abbildung 3-31).

und Abbildung 3-39). Dies lässt eine dichteabhängige Mortalität vermuten. Bei den offenen Teichen wurde eine niedrige Mortalität für die 13. Woche berechnet. Sie zeigte sich damit wie bei der Wiedererholung der Emergenz, Eielegen und Larvendichte etwas verzögert im Vergleich zur Einzelnetz-Behandlung. Durch die hohe Standardabweichung war dies jedoch nicht signifikant (Tabelle 3-17). Danach stieg die Mortalität erneut an.



Im Allgemeinen herrschte in allen Mesokosmosteichen eine hohe Sterblichkeit zwischen der dritten und zehnten Woche vor. Das war der Zeitraum in dem hohe Abundanzen bei den Eigelegen vorhanden waren (siehe oben). Mit sinkenden Abundanzen und weniger Eigelegen in der 12. Woche sank in allen Teichen die Mortalität. Nur in den offenen Teichen nahm die Mortalität nach der Wiedererholung (13. Woche) wieder zu.

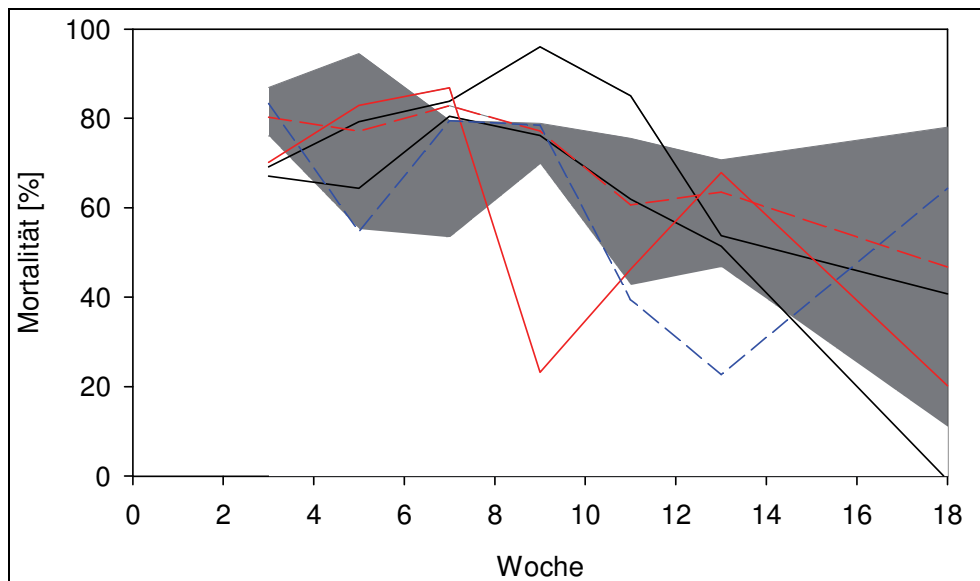


Abbildung 3-46: relative Mortalität [%] von *C. crystallinus* für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Mittelwerte), Kontrollen mit Variabilitätsspannweiten dargestellt (Min= Minimum, Max = Maximum, K = Kontrolle, B = Behandlung)

Tabelle 3-17: Relative Mortalität [%] von *C. crystallinus* mit Standardabweichung der fünf verschiedenen Behandlungsszenarien, zusätzlich mit Indices der t-Test-Ergebnisse, signifikante Ergebnisse farblich hervorgehoben (ungleiche/ gleicher Index-Buchstabe = signifikante/ keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teichsystemen, dick umrandeter Kasten = signifikant weniger Mortalität, schwarzer Kasten = signifikant mehr Mortalität)

Woche	Einzelnetz-K	Einzelnetz-B	6er-Netz-K	6er-Netz-B	offen
3	68 ± 1 a	70 ± 2 a	81 ± 6 a,b	80 ± 3 b	83 ± 2 b
5	72 ± 11 a	83 ± 5 a	73 ± 20 a	77 ± 12 a	55 ± 23 a
7	82 ± 2 a	87 ± 6 a	68 ± 13 a	83 ± 4 a	79 ± 11 a
9	86 ± 14 a	23 ± 7 b	73 ± 5 a	77 ± 11 a	78 ± 8 a
11	74 ± 16 a	46 ± 11 a	63 ± 18 a	61 ± 8 a	39 ± 28 a
13	53 ± 2 a	68 ± 1 b	61 ± 13 a,b	64 ± 9 a,b	23 ± 21 a,b
15	20 ± 29 a	20 ± 44 a	34 ± 38 a	47 ± 23 a	64 ± 8 a

Um die Sterblichkeit zwischen den Larvenstadien abzuschätzen, wurden die Gesamtanzahl und die Gesamtanzahl der Larven für jedes Behandlungsszenario grafisch



dargestellt. In Abbildung 3-47 lässt sich erkennen, dass die höchste Mortalität vermutlich nach dem Eischlupf stattfand. Die Eianzahlen waren in der Einzelnetz-Kontrolle und im 6er-Netz ungefähr doppelt so hoch wie die Anzahl L1-Larven. Auch zwischen dem L1- und L2-Larven-Stadium war die Mortalität gegenüber den älteren Larven erhöht. Bei den älteren Larvenstadien kann keine Abschätzung getroffen werden, weil die Balken im Diagramm zwischen Zuwachs und Mortalität schwanken. Diese Schwankungen sind vermutlich auf Ungenauigkeit in der Probenahme oder der Berechnung zurückzuführen.

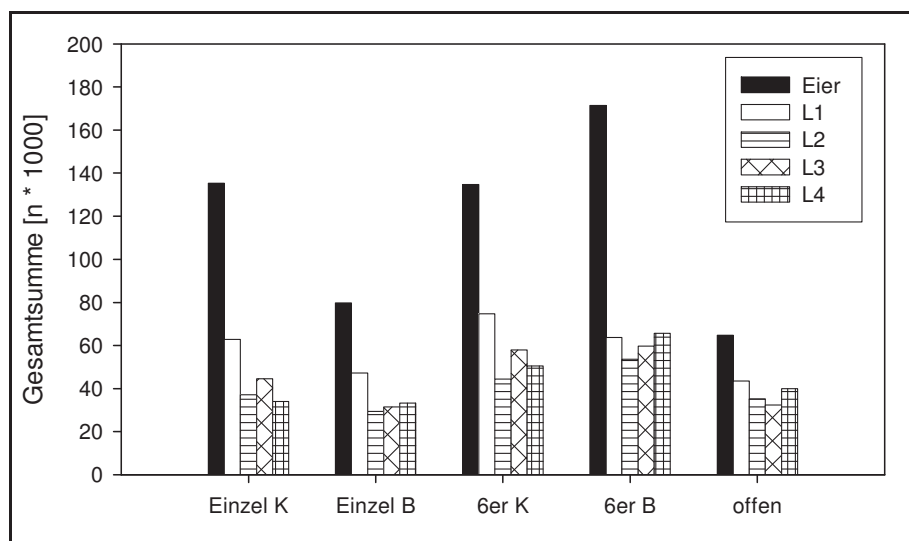


Abbildung 3-47: Gesamt-Eianzahl und Gesamtindividuenanzahl der verschiedenen Larvenstadien von *Chaoborus crystallinus* (L1 bis L4) in den fünf verschiedenen Behandlungsszenarien (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung)

Im Folgenden wird berechnet, ob auch dichteabhängige Faktoren die Wiedererholung in den Teichen beeinflusste. Dabei wurden die einzelnen Probenwerte wie zum Beispiel Gesamt-Larvenabundanz zwischen der dritten und 13. Woche mit der relativen Mortalität über eine exponentielle Funktion korreliert.

Vergleicht man die Abbildung 3-48 bis Abbildung 3-54 zeigte sich bei der Eianzahl ($r^2 = 0,78$) und Eigelege ($r^2 = 0,76$) ein signifikanter Zusammenhang mit der Mortalität ($p = 0,001$). Obwohl das Bestimmtheitsmaß der Korrelation zwischen Gesamt-Larvenabundanz und Mortalität mit $r^2 = 0,29$ nicht eindeutig einen Zusammenhang erkennen ließ, war dies statistisch signifikant mit $p = 0,05$ (Abbildung 3-50). Innerhalb der einzelnen Larvenstadien zeigten nur die L1-Larven mit $p = 0,001$ und $r^2 = 0,57$ eine signifikant gesteigerte Mortalität bei höherer Dichte (Abbildung 3-51). Je mehr Eigelege gelegt wurden und je höher die resultierende L1-Larvendichte war, desto höher



war die Mortalität. Somit könnte, nachdem die Larvendichte durch das Insektizid teils dezimiert wurde, dieser Mechanismus die Wiedererholung positiv beeinflusst haben.

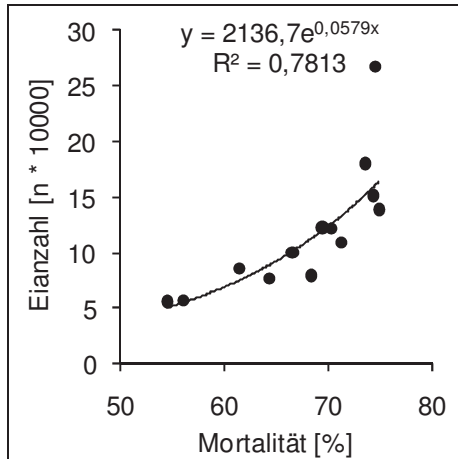


Abbildung 3-48: Korrelation zwischen aufsummierter Eianzahl und relativer Mortalität

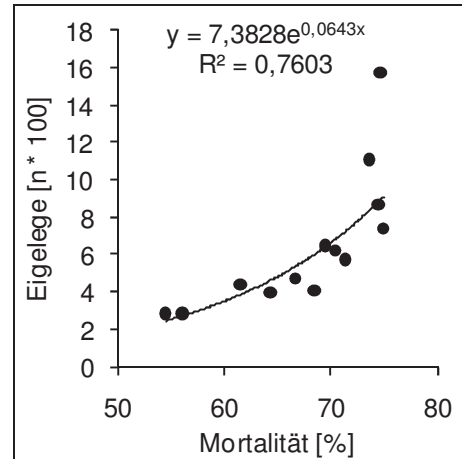


Abbildung 3-49: Korrelation zwischen aufsummierter Eigelegeanzahl und relativer Mortalität

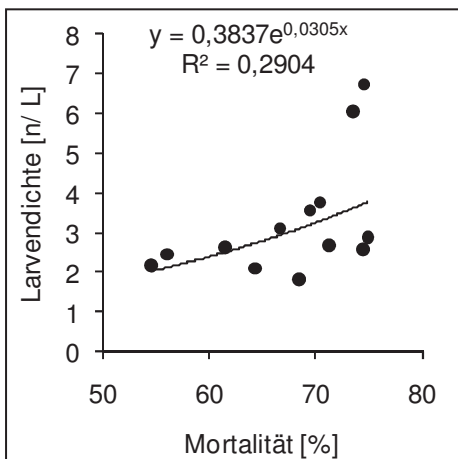


Abbildung 3-50: Korrelation der Gesamt-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität

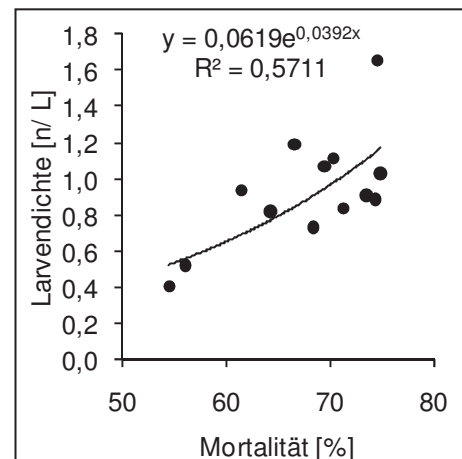


Abbildung 3-51: Korrelation der L1-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität

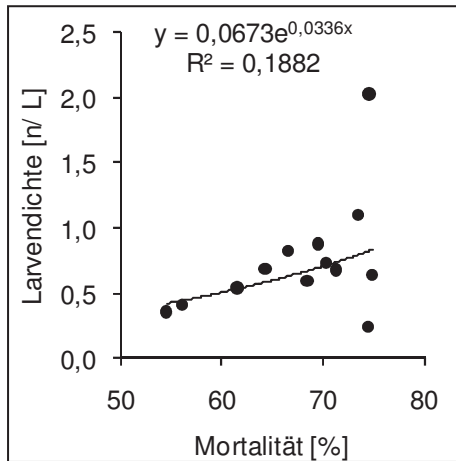


Abbildung 3-52: Korrelation der L2-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität

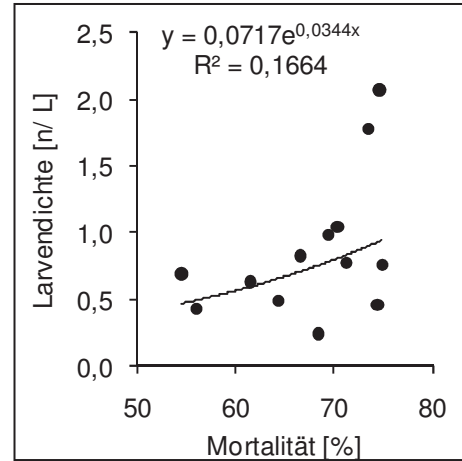


Abbildung 3-53: Korrelation der L3-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität

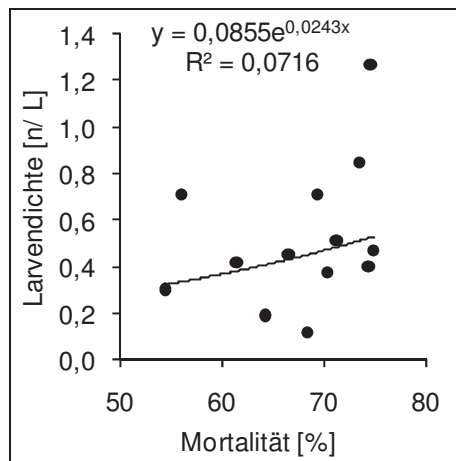


Abbildung 3-54: Korrelation der L4-Larvenabundanz (Mittelwert) und relativer Mortalität



3.3.8.9 Genetische Untersuchungen

Mit Hilfe von AFLPs wurde untersucht, ob das Insektizid und die Isolation durch die Netze einen Einfluss auf den Gendrift oder der genetischen Diversität von *Chaoborus crystallinus* hatten. Um mögliche Migrationsdistanzen und genetische Verwandtschaftsbeziehungen zu analysieren, wurden die populationsgenetischen Parameter von nah und weit entfernt gelegenen Teichen miteinander verglichen.

Für die Analyse der Proben wurden sieben Populationen ausgewählt (Tabelle 3-2). Aus der Mesokosmosanlage vom Institut waren jeweils eine Kontrolle und eine Behandlung aus zwei verschiedenen Netzinstallationen vertreten. Teiche mit ein bis drei Kilometer Entfernung zu dem Experiment geben im Folgenden Auskunft, ob ein genetischer Austausch innerhalb der Flugdistanzen von *C. crystallinus* stattgefunden haben könnte. Größere Strecken wiederum wie hier zum Beispiel die 25 km entfernte Venn-Population sollten klären, ob nach dem Metapopulationskonzept ein genetischer Austausch über mehrere Generationen stattgefunden haben könnte. Zusätzlich wurde untersucht, ob ein möglicher Zusammenhang zwischen der genetischen Diversität von *C. crystallinus* und einer regelmäßigen Neubefüllung der Teiche mit Wasser besteht, welches einer Extinktion der Population gleich kommen würde.

Mit einem vorläufig erstellten Agarose-Gel wurde überprüft, ob für jedes Tier eine ausreichende Menge an DNA-Material isoliert werden konnte. Dieses Gel erzeugte gut sichtbare Banden und stellte somit die Qualität der folgenden Analyse sicher.

Bei der Auswertung der Gele wurden nur DNA-Fragmente als Banden ausgewertet, die mehrfach das heißt bei den anderen Individuen ebenfalls vorkamen. Somit konnte die An- und Abwesenheit von 40 Banden betrachtet werden. Für die Primer-Kombination AAG-AGG waren null bis 18 Banden zu finden und diese hatten eine mittlere Bandenzahl von 11 Banden. Die Basenpaaranzahl lag zwischen 59 und 597 Basenpaaren. Für die Primer-Kombination CAT-CGA war die Anzahl der Banden etwas niedriger und lag zwischen null bis neun Banden und hatte eine mittlere Bandenzahl von 3 bis 4 Banden. Die detektierten Restriktionsfragmente waren hier etwas kürzer und waren nur 60 bis 165 Basenpaare lang. Aus den detektierten Banden wurde eine binär haploide 01-Matrix erstellt (Tabelle 7-19 bis Tabelle 7-25) zu finden.

Mit dem Programm SplitsTree wurde ein Neighbor Net generiert. Mit Hilfe dieses Netzwerkes lassen sich in der Abbildung 3-55 zwei Cluster erkennen. Individuen von



C. crystallinus aus den Proben Palsen/Venn und Mesokosmosanlage Melaten verteilten sich über beide Cluster. Individuen, die nur im oberen Cluster vorkamen, stammten (mit einer Ausnahme) aus den Einzelnetzen und den 6er-Netzen der Mesokosmosanlage am Institut. Die Venn-Population war in beiden Clustern vertreten und zeigte eine genetische Ähnlichkeit gegenüber den Mesokosmosteichen am Institut und in Melaten, trotz der räumlich großen Entfernung. Tiere von der Golfplatz-Population waren nur im unteren Cluster zu finden. Somit waren Individuen vom Golfplatz und von der Mesokosmosanlage am Institut genetisch verschieden. Geografisch als auch genetisch dazwischen lag die Mesokosmosanlage Melaten.

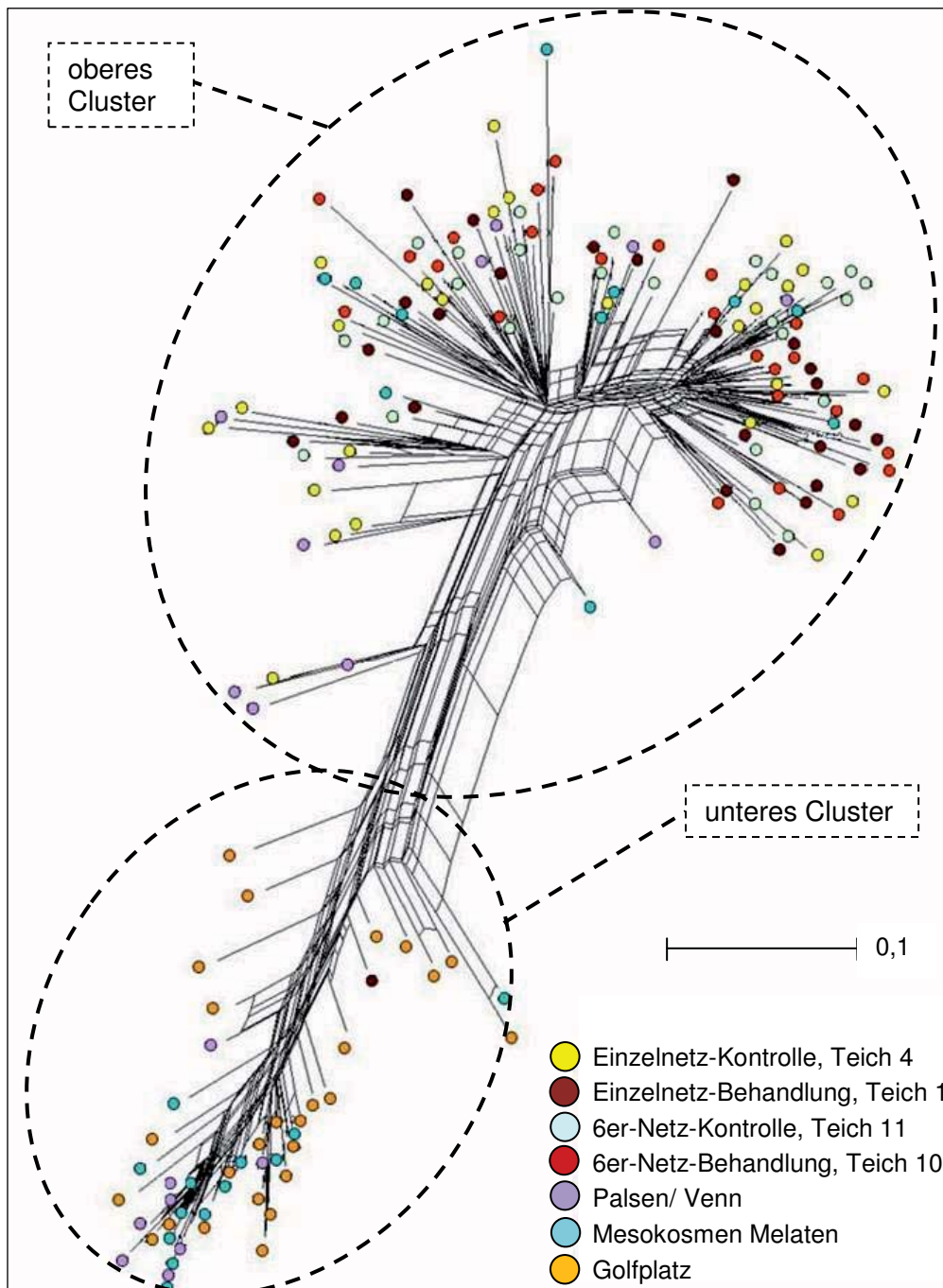


Abbildung 3-55: Neighbor Net der verschiedenen *C. crystallinus*-Populationen, erstellt im SplitsTree4 nach der Equal Angle Methode, Maßstab stellt die unkorrigierte p-Distanz dar

Aus der binär haploiden 01-Matrix wurden die Allelfrequenzen und die Diversität mit dem Programm *GenAlEx V6.1* errechnet (Tabelle 3-18). Da die 01-Abfolge in der Matrix einem Allel entsprach, war N auch gleich der Anzahl der Allele. Da einige Daten fehlten, waren die Werte zum Teil geringfügig kleiner.

Alle Werte in der Tabelle sind als Relativwerte zu verstehen. Die Einzelnetz-Kontrolle und der Palsen im Venn wiesen als Populationen mit der geringste Anzahl unterschiedlicher Allele (N_a) auch den geringsten Grad an Heterozygotie und Diversität



auf ($p < 0,001$). Mit Ausnahme der Einzelnetz-Kontrolle haben die Mesokosmos-teiche am Institut eine ähnliche Anzahl unterschiedlicher Allele und damit auch einen ähnlichen Grad an Diversität. Eine Abnahme an Diversität konnte somit durch die Insektizidbehandlung nicht nachgewiesen werden. Auf der einen Seite belegt die geringe Anzahl verschiedener Allele in der Venn-Population, dass in natürlichen offenen Populationen ein vergleichbar geringer Grad an Heterozygotie wie bei der netzisierten Einzelnetz-Kontrolle am Institut vorkommen kann. Auf der anderen Seite stellte die Venn-Population eine Besonderheit dar, weil der Palsen ein Moorgewässer ist. Mögliche Konsequenzen werden in Kapitel 4 diskutiert.

Die Anzahl der Banden gibt Auskunft über den Grad der Polymorphie insbesondere über den Anteil seltener eigener Banden. Allerdings können Primer eine unterschiedliche Ausbeute an Banden hervorrufen (DAS ET AL. 2009). Zur besseren Übersicht wurden die Banden in verschiedene Kategorien eingeteilt: Gesamtanzahl Banden, Bandenhäufigkeit größer gleich fünf Prozent, Anzahl eigener sowie lokal auftretender gleicher Bande (kleiner gleich 25 und 50 %) (Tabelle 3-18). Die Gesamtanzahl der Banden lag bei 40, durch fehlende Daten lag die tatsächliche Anzahl aber zwischen 33 und 40 Banden.

Der relative Anteil der Polymorphie lag zwischen 70 und 100 %, somit durchschnittlich bei 88 % (Tabelle 3-18). In der Einzelnetz-Kontrolle und im Palsen war der Anteil am geringsten (70 bis 73 %), das heißt es lagen hier weniger Genvarianten vor, die für ein Protein codieren.



Tabelle 3-18: Populationsgenetische Parameter: Anzahl Allele (N), Anzahl unterschiedlicher Allele (Na), Anzahl effektiver Allele (Ne), Shannon Index (I), erwartete Heterozygotität (He), beobachtete Heterozygotität (UHe), relativer Anteil polymorpher Loci und Anzahl Banden und Anzahl eigener Banden im Polyacrylamidgel (aus Dorow 2009), dick umrahmte Werte = niedrigere Werte im Vergleich zu den anderen Populationen

Populationsgenetische Kenngrößen	Population							Golflatz
	Einzelnetz-K - Teich 4	Einzelnetz-B - Teich 1	Ger-Netz-K - Teich 11	Ger-Netz-B - Teich 10	Palsen/Venn	Mesokosmen Melaten		
N	25,98 ± 0,02	26 ± 0	26 ± 0,00	24,58 ± 0,47	17,6 ± 0,66	23,7 ± 0,87	24 ± 0,88	
Na	1,55 ± 0,12	1,95 ± 0,05	2,00 ± 0,00	1,85 ± 0,08	1,53 ± 0,12	1,8 ± 0,10	1,88 ± 0,07	
Ne	1,37 ± 0,06	1,46 ± 0,05	1,45 ± 0,05	1,45 ± 0,05	1,35 ± 0,06	1,46 ± 0,06	1,42 ± 0,05	
I	0,35 ± 0,04	0,44 ± 0,03	0,44 ± 0,03	0,43 ± 0,03	0,31 ± 0,04	0,42 ± 0,04	0,41 ± 0,03	
He	0,23 ± 0,03	0,28 ± 0,02	0,28 ± 0,02	0,28 ± 0,02	0,21 ± 0,03	0,27 ± 0,03	0,26 ± 0,03	
UHe	0,23 ± 0,03	0,29 ± 0,02	0,29 ± 0,02	0,29 ± 0,03	0,21 ± 0,03	0,28 ± 0,03	0,27 ± 0,03	
Anteil polymorpher Loci [%]	72,5	97,5	100	92,5	70	90	92,5	
Gesamtanzahl Bande	33	39	40	37	33	36	38	
Bandenfrequenz >= 5 %	31	36	37	34	33	34	37	
eigene Bande	0	0	0	0	0	0	0	
eigene Bande (<=25 %)	0	0	0	0	0	0	0	
eigene Bande (<=50 %)	3	3	3	2	2	1	2	



Mit der paarweisen Distanz wird die Unähnlichkeit der genetischen Sequenz oder wie hier die der Allele gemessen. Es konnte damit überprüft werden, ob in dieser Population eine sogenannte Subpopulation existierte. Es wurden Populationen paarweise miteinander verglichen und der Anteil an Heterozygoten bestimmt. Je höher der Anteil an Heterozygoten, desto wahrscheinlicher war die genetische räumliche Trennung. Die erstellte Matrix mit den Mittelwerten für den paarweisen Vergleich ist in Tabelle 7-17 dargestellt.

Innerhalb ihrer eigenen Population zeigten die Venn- und die Melaten-Population eine größere genetische Distanz als die netzisierten Teiche und der Golfplatz ($p \leq 0,05$; Tabelle 3-19).

Zwischen den verschiedenen Populationen zeigte der Golfplatz-Teich die größte genetische Distanz ($p \leq 0,05$). Die netzisierten Mesokosmosteiche wiesen die geringste genetische Distanz auf. Dieses Ergebnis lässt sich vermutlich auf die Verteilung im oberen und unteren Cluster zurückzuführen.

Tabelle 3-19: Mittelwerte der paarweise Distanz erstellt mit Arlequin V3 (hohe Werte grau hervorgehoben)

Population	paarweise Distanz	
	innerhalb der Population	zwischen den Populationen
Einzelnetz-K - Teich 4	9,6 ± 4,6	13,1 ± 5,1
Einzelnetz-B - Teich 1	7,8 ± 3,8	12,7 ± 5,4
6er-Netz-K - Teich 11	7,0 ± 3,1	12,4 ± 5,4
6er-Netz-B - Teich 10	7,8 ± 3,7	12,5 ± 5,2
Palsen/Venn	13,7 ± 6,4	16,8 ± 2,0
Mesokosmen Melaten	14,4 ± 6,7	15,3 ± 2,1
Golfplatz	7,0 ± 3,4	17,4 ± 4,1

Eine vereinfachte Zusammenfassung der genetischen Ergebnisse ist in Tabelle 3-20 dargestellt. Die Probenorte wurden, nach Clusterzugehörigkeit sortiert und auf Ähnlichkeiten überprüft. Die Bewertungen geringfügig mehr oder weniger sind innerhalb einer Tabellenspalte zu verstehen.

Es fällt auf, dass sich innerhalb einer Clustergruppe („unten“, „oben“ oder „beide“) die Merkmale (Allele, genetische Distanz, Isolation) ähneln. Hierbei scheint es so, dass Teiche ohne Netz eine größere genetische Distanz zu anderen Populationen zu haben als Teiche mit Netz. Individuen in Teichen, die entweder gar keiner oder nur einer teilweisen Neubefüllung mit Wasser unterlagen, scheinen auch untereinander



eine größere genetische Distanz zueinander zu haben als Teiche die regelmäßig neubefüllt wurden. Ein direkter Zusammenhang zwischen der geringen Diversität und einer Isolation oder einer jährlichen Neubefüllung mit Wasser konnte im Fall der Einzelnetz-Kontrolle und der Venn-Population nicht festgestellt werden.

Tabelle 3-20: Einteilung der Probenteiche zu ihrem zugehörigen Cluster nach der SplitsTree4-Analyse und Übersicht über die ermittelten genetischen Parameter und ökologischen Randbedingungen (+ = mehr, - = weniger, * = die Hälfte der Mesokosmos-teiche wurde jährlich neubefüllt, die andere Hälfte nicht), mit einem schwarzen Kasten sind Population hervorgehoben, die eine erhöhte Diversität oder eine höhere genetische Distanz aufwiesen

	Cluster Zugehörigkeit (siehe Abbildung 3-55)	Diversität	genetische Distanz		isoliert	jährliche Neubefüllung der Teiche mit Wasser
			innerhalb der Population	zu anderen Populationen		
Einzel K	oben	-	-	-	ja	ja
Einzel B	oben	+	-	-	ja	ja
6er K	oben	+	-	-	ja	ja
6er B	oben	+	-	-	ja	ja
Melaten	beide	+	+	+	nein	teilweise*
Venn	beide	-	+	+	nein	nein
Golfplatz	unten	+	-	+	nein	ja



4. Diskussion

4.1 Methodik

Aufgrund des experimentellen Designs und der fest vorgegebenen Anzahl Mesokosmosteiche ($n = 13$) war eine geringe Replikanzahl gegeben und es fehlten offene unbehandelte Teiche. Über den Vergleich der Varianzkoeffizienten konnte jedoch festgestellt werden, dass die Varianzen der vorliegenden Mesokosmosstudie und Kontrollteichen aus älteren Mesokosmosstudien vergleichbar waren. Somit waren die Ergebnisse des Insektizideffektes während des Experimentes aussagekräftig.

Zum Zeitpunkt der Wiedererholung nahm die grafische Kurven-Synchronität der Gelegegröße wie in fast allen gemessenen Endpunkten ab. In den behandelten Teichen wurden erst etwas verzögert größere Eigelege gelegt. MØHLENBERG ET AL. (2001) stellten fest, dass auch beim Schlupf gestörter Populationen Asynchronität zwischen Kontrolle und Behandlung auftauchen kann. Dies erschwert die Beprobung und die Interpretation der Ergebnisse. Die Peaks bei Emergenz, Eigelegeanzahl und Larvenabundanz hingegen waren hauptsächlich synchron und somit traten die Asynchronitäten hauptsächlich bei der Eigelegegröße auf. Abweichung von der Synchronität können auch als Effekt gewertet werden.

In den ersten vier bzw. sechs Wochen des Versuchs waren die Eigelegeanzahl und die Emergenz der Einzelnetz-Kontrolle für eine Kontrolle unerwartet niedrig. Eventuell war die Fitness der Tiere beeinträchtigt. Die Anwesenheit einiger Prädatoren wie beispielsweise der Wasserläufer *Gerris* sp. und einer Spinne in der Emergenzfalle hatten möglicherweise einen Einfluss auf die Emergenzrate. Es wurden aber keine quantitativen Daten zur potentiellen Prädatorendichte erhoben und deshalb beruhen diese Beobachtungen allein auf Vermutungen.

Daten von Eigelege und Eianzahl können nur für Berechnungen der Mortalität verwendet werden, wenn der Anteil unbefruchteter Eier gering ist. MOORE (1986) berichtete, dass unbefruchtete Eier von *Chaoborus punctipennis* undurchsichtig weißlich erscheinen. Während dieser Untersuchung wurden unbefruchtete Eier/Eigelege nicht beobachtet.

In experimentellen Zuchten konnte beobachtet werden, dass bei allen Weibchen eine Oviposition stattfand, jedoch mindestens die Hälfte der Gelege steril waren (MALUEG



1966, STRICKMANN 1980, MOORE 1986, NIEWERSCH 2005). Je mehr flugfähige Adulte in einem Käfig waren, desto höher war die Produktion befruchteter Eier. Trotzdem war die Anzahl unbefruchteter Eigelege immer höher als die Anzahl befruchteter Eigelege (MOORE 1986). MALUEG (1966) vermutete, dass bei der hohen Anzahl unbefruchteter Eigelege ein Laborartefakt zugrunde liegen könnte. Hingegen erzielte BERENDONK (1999) in seiner Laborzucht bei verschiedenen *Chaoborus*-Arten einen Anteil befruchteter Eier von 87 bis 94 %.

4.2 Akuter Biotest

Mit Hilfe des akuten Biotests im Labor wurde mit *Chaoborus crystallinus* und dem Insektizid FASTAC® SC 100 (Alpha-Cypermethrin a. i.) eine Dosis-Wirkungsbeziehung erstellt und ein EC₉₀-Wert von 0,02 µg/L ermittelt. Die ermittelte Konzentration wurde anschließend in der Freiland-Mesokosmosstudie eingesetzt, um die Wiedererholung von *C. crystallinus* zu prüfen. Labortests allein zeigen hauptsächlich Initialeffekte auf und es kann keine Aussage über die Wiedererholung getroffen werden (SCHROER et al. 2004). Eine Kontrollmortalität von 30 % in der vorliegenden Arbeit wurde als zulässig eingestuft. Diese geringe Kontrollmortalität ist wichtig, um Effekte als solche detektieren zu können (NIEWERSCH 2005).

Bei den gemessenen Parametern Immobilität, Mortalität, Verpuppung und Emergenz erzielte die niedrigste Konzentration (0,002 µg/L) einen leicht stärkeren Effekt als die nächsthöhere Konzentration (0,008 µg/L). Möglicherweise kann dies durch eine natürliche biologische Variabilität und einer unterschiedlichen Adsorption von Alpha-Cypermethrin an die Testgefäße innerhalb der Replikate begründet werden.

Die Larven reagierten bei der Verpuppung unempfindlicher auf das Insektizid als bei den Endpunkten Immobilität, Mortalität der Larven und Emergenz. 55 % der Individuen verstarben vor der Verpuppung. Im Verlauf der Emergenz stieg die Mortalität auf 74 %. Somit trat die höchste Mortalität zwischen Verpuppung und Emergenz auf. Auch ohne Chemikalieneinwirkung beobachteten PARMA (1971) und NIEWERSCH (2005) im Laborexperiment eine erhöhte Sterblichkeit während der Verpuppung von *Chaoborus*-Individuen. Nach BÜNS (1990) ist der Übergang zwischen dem L4-Stadium und der Metamorphose zur Puppe hierbei besonders anfällig. Im Freiland wurde eine deutlich geringere Puppensterblichkeit von circa fünf Prozent beobachtet (BERENDONK & BONSALL 2002). Möglicherweise war die Puppen-



sterblichkeit somit im Labor erhöht. Eine Übertragbarkeit der Puppensterblichkeit von Labor auf das Freiland war hier nicht gegeben.

Die Emergenz war der empfindlichste gemessene Endpunkt. Dies konnte in anderen Untersuchungen mit *C. crystallinus* und mit Chironomiden bestätigt werden (BERGEMA & ROMBOUT 1994, WELTJE & BRUNS 2009). BERGEMA & ROMBOUT (1994) schlussfolgerten, dass die Emergenz ein besserer Endpunkt sei, um Nebeneffekte zu untersuchen.

Die höhere Empfindlichkeit der Emergenz resultierte vermutlich aus einem frühzeitig beeinträchtigten Metabolismus insbesondere während der Metamorphose. Über die Dauer des L4-Stadiums konnte keine Aussage getroffen werden, da das wahre Alter der Larven nicht bekannt war. Unabhängig der Insektizidbelastung zeigte das Puppenstadium keine nachweisbare Entwicklungsverzögerung auf. Es gibt aber Hinweise, dass sich chemische Stressoren auf die Entwicklungszeit und Häutung auswirken können (CRANE ET AL. 2002, CANTELMO ET AL. 19981, DROBNE & STRUS 1996). Die Entwicklungszeit ist allerdings auch von der Futtermenge abhängig. BÜNS (1990) beobachtete im Rahmen einer limitierten Futtermenge eine verzögerte Entwicklung bei *C. crystallinus* im Laborexperiment. Bei einer Fütterung von 14 - 18 Daphnien pro Tag und Larve war das L4-Larvenstadium kürzer als mit nur 10 Daphnien pro Tag (wie in dem vorliegenden Experiment).

Wie erwartet, zeigte sich *C. crystallinus* gegenüber Alpha-Cypermethrin empfindlicher als der potentielle Futterorganismus *Daphnia magna*. Dies bestätigen auch andere Studien (Tabelle 4-1). Die aufgelisteten Werte in der Tabelle sind sehr heterogen. Aus der vorliegenden Studie ist der EC₅₀-Wert nach 48 Stunden für Immobilisation von *C. crystallinus* vergleichbar mit den Werten von LAURIDSEN ET AL. (2003) und FUNK (2004). Die heterogenen Werte aus den Literaturdaten kamen vermutlich durch die unterschiedlichen Versuchsbedingungen und die unterschiedlichen eingesetzten Larvenstadien zustande. Möglicherweise könnte auch ein unterschiedliches Adsorptionsverhalten von Cypermethrin und Alpha-Cypermethrin eine Rolle gespielt haben, da Pyrethroide schnell an Glasoberflächen adsorbieren können (HELMUTH ET AL. 1983, DAY & KAUSHIK 1987). Eine Adsorption an organisches Material und Sediment ist ebenfalls bekannt und kann die Toxizität herabsetzen (SOLOMON ET AL. 1985, MAUND ET AL. 1999, HANSON ET AL. 2007, GEBAUER 2007). Des Weiteren können Zusatzstoffe in der chemischen Formulierung der Pestizide die Halbwertszeit erhöhen (SCHETTGEN 2000). Ein weiterer zu berücksichtigender Aspekt ist, dass in



netzabgedeckten Mesokosmosteichen eine unterschiedliche Photolyse des Insektizids stattfinden kann (HANSON ET AL. 2007). Letzteres konnte jedoch nicht überprüft werden, weil keine Rückstandsanalytik durchgeführt wurde.

Bei der Auswertung der Ergebnisse für die vorliegende Mesokosmosstudie muss also neben der Halbwertszeit auch das Absorptionsverhalten von FASTAC® berücksichtigt werden.

Ein wichtiges Kriterium bei der Insektizid-Applikation war, dass durch die Netzkonstruktionen über den Mesokosmosteichen jegliche Migration mit der Umgebung unterbunden wurde. Deshalb wurde zur Vermeidung einer Extinktion der *Chaoborus*-Population zunächst nur die halbe Dosis vom EC₉₀ Emergenz-Wert (0,04 µg/L) appliziert (Tabelle 2-1).



Tabelle 4-1: Letale Konzentrationen und Effektkonzentrationen von *Chaoborus*-Larven und Cladoceren im Vergleich mit Literaturdaten (k. A. = keine Angabe, T. = Tage, Imm. = Immobilität, A. m. E. = Adulte mit Eier, Biom. = Biomonitoring, Std. = Stunden)

Art	Entwicklungsstadium	Durchgeführt im	pyrethroides Insektizid	Konzentration [µg/L] (mit Angabe des gemessenen Endpunktes)	Zeitpunkt der Messung	Autor	
Chaoboridae	<i>Chaoborus crystallinus</i>	Labor	Alpha-Cypermethrin	LC ₅₀ ca. 11 ¹⁵ 0,002 EC ₅₀ (Imm.) 0,025	48 Std. nach 14 T. 48 Std.	vorliegende Studie	
		Labor	Cypermethrin	EC ₅₀ (Imm.) 0,09 EC ₅₀ (Imm.) / LC ₅₀ 0,03 / 0,2	2 Std. 24 Std.	STEPHENSON 1982	
		Mesokosmosteich	Cypermethrin	LC ₅₀ 0,003	48 Std.	SHERRATT et al. 1999	
	<i>C. flavicans</i>	L3/L4	Mesokosmosteich	Cypermethrin	EC ₅₀ (Imm.) 0,21 / 0,02	24 / 48 Std.	LAURIDSEN et al. 2003
		L3 / L4 ? (0,5 – 1 cm)	Labor/ Biom. ¹⁸	Alpha-Cypermethrin	LC ₅₀ 0,013	24 Std.	GRÜN WALD 2003
	<i>C. crystallinus</i>	k. A.	Labor	Cypermethrin	EC ₅₀ (k. A.) 0,025	48 Std.	FUNK 2004
		L1 – L4	Enclosure/ Mesokosmosteich	Alpha-Cypermethrin	NOEC 0,006 LOEC 0,015	ca. 1 Jahr	DAWO 2005
	<i>C. crystallinus</i>	L1 bis zur Imago	Labor	Alpha-Cypermethrin	LC ₅₀ 0,25 0,066 / 0,046 0,014 / 0,0046	24 Std. 48 / 96 Std. nach 15 / 28 T.	NIEWERSCH 2005 (korrigierte Werte)
		<i>Daphnia magna</i>	Neonate bis A. m. E.	Labor	Alpha-Cypermethrin	LC ₅₀ ca. 220 ¹⁵ LC ₅₀ 0,017 EC ₅₀ (Imm.) ca. 3 ¹⁵	48 Std. nach 10 T. 48 Std.
	24 Std.		Labor	Cypermethrin	EC ₅₀ (Imm.) ≥5	2 Std.	STEPHENSON 1982
	24 Std. A. m. E.		Labor	Cypermethrin	EC ₅₀ (Imm.) / LC ₅₀ 2 / 2 EC ₅₀ (Imm.) 2,76 / 0,34 EC ₅₀ (Imm.) 21,19 / 0,65	24 / 48 Std. -- ¹⁷ -- -- ¹⁷ --	LAURIDSEN et al. 2003
	Cladocera	<i>Simocephalus vetulus</i>	Labor/ Biom. ¹⁸	Alpha-Cypermethrin	EC ₅₀ 0,75 LC ₅₀ 0,14 / 0,02	24 Std. 24 / 70 Std.	GRÜN WALD 2003
			Labor/ Biom. ¹⁸	Alpha-Cypermethrin	LC ₅₀ 0,72	70 Std.	GRÜN WALD 2003
		<i>Daphnia pulex</i> <i>Simocephalus vetulus</i> <i>Daphnia longispina</i> <i>Daphnia magna</i>	Labor	Cypermethrin	LC ₅₀ 0,75 EC ₅₀ (k. A.) 0,6 EC ₅₀ (k. A.) 0,3	48 Std. -- ¹⁷ -- -- ¹⁷ --	FUNK 2004

¹⁵ Werte wurden nicht berechnet, sondern nur anhand der Grafik abgelesen; Werte sind größer als die höchste eingesetzte Konzentration

¹⁶ Bei der Effektbewertung wird nicht zwischen den Arten unterschieden

¹⁷ Verwendet wurden vermutlich ältere Larvenstadien, weil Probenahme mit einem Zooplanktonnetz (Maschenweite = 1 mm) stattfand

¹⁸ Verwendet wurde cypermethrinhaltiges Wasser aus den Mesokosmosteichen 6 Stunden nach der Applikation



4.3 Mesokosmosstudie

In der Mesokosmosstudie wurde untersucht, wie die allochthone und autochthone Wiedererholung von *Chaoborus crystallinus* zu bewerten ist. Dazu wurden die Migrationsmöglichkeiten mit verschiedenen Netzsystemen über den Mesokosmosteichen und die Population von *C. crystallinus* mit einem Insektizid manipuliert.

4.3.1 Auswirkungen von abiotischen und biotischen Begleitfaktoren in der Mesokosmosstudie auf die Populationsentwicklung von *Chaoborus crystallinus*

Das Insektizid zeigte keine Wirkung auf die Chlorophyllkonzentration, weil die gewählte Insektizidkonzentration zu gering war. In hohen Konzentrationen können jedoch Wachstums- und Stoffwechelhemmungen auftreten (LI ET AL. 2005). Die Lichtreduktion durch die Netze hatte keinen messbaren Effekt auf die Chlorophyllkonzentration, weil sich die 6er-Netze und die offenen Teiche ähnlich entwickelten. HANSON et al. (2007) entdeckte bei netzabgedeckten Teichen hauptsächlich Photosynthese-Effekte und kaum Reaktionen auf die Chlorophyllproduktion während ENSZ ET AL. (2003) schon bei einer 20 prozentigen Lichtreduktion eine Änderung der Struktur und Funktion des Phytoplanktons in Mesokosmosteichen detektierte.

Auffällig waren die hohen Chlorophyllkonzentrationen im 6er-Netz und in den offenen Teichen. Die hohen Chlorophyll-Werte waren vermutlich auf Fadenalgen, Volvox und auf Goldalgen zurückzuführen. Die Ursache für die vergleichsweise niedrigen Chlorophyllkonzentrationen in den Einzelnetzen konnte nicht geklärt werden. Vielleicht könnte eine Verschiebung der Zooplankton-Zusammensetzung dafür verantwortlich sein. Aus Untersuchungen ist bekannt, dass es nach einer Insektizidbelastung zu einer Änderung in der Zooplankton-Zusammensetzung hin zu mehr Rotatorien mit einer anschließenden Algenblüte kommen kann (FARMER ET AL. 1995, KAUSHIK ET AL. 1985, MØHLENBERG 2001, FUNK 2004). In der achten Woche wurden zwar mehr Rotatorien als in der dritten Woche festgestellt, aber aufgrund der geringen Zooplankton-Proben konnte dies letztendlich nicht geklärt werden.

Eine ausreichende Nährstoffversorgung, gemessen am Gesamt-Stickstoff und -phosphorgehalt könnte die erhöhte Chlorophyll-Konzentration begünstigt haben, insbesondere der leichte Anstieg des Gesamt-Phosphor- und des Ortho-Phosphat-



gehalten im Wasser. Phosphor ist ein stärker limitierender Faktor in Gewässern als Stickstoffverbindungen (SCHWOERBEL 1993, LAMPERT & SOMMER 1993). Eine Mobilisation von Phosphor aus dem Sediment könnte das Algenwachstum unterstützt haben. Unter sauerstoffzehrenden Bedingungen kann Phosphor, der in höheren Konzentrationen im Sediment vorliegt, vermehrt freigesetzt werden (LAMPERT & SOMMER 1993). Ein anderes mögliches Szenario wäre, dass eine höhere Abbaurate und Nährstofffreisetzung im Rahmen der höheren Phytoplanktonproduktion das Algenwachstum unterstützt haben könnte.

Die Nährstoffsituation war in allen Mesokosmosteichen, auch in den chlorophyllärmeren, als mesotroph bis hypertroph zu bewerten (vgl. OECD 1982 in DODDS ET AL. 1998, und LAMPERT & SOMMER 1993). Wahrscheinlich lag in der vorliegenden Studie keine Nährstofflimitation vor und die Nahrungsgrundlage (zum Beispiel Phytoplankton) der herbivoren Beuteorganismen von *Chaoborus crystallinus* könnte gesichert sein.

Eutrophe Gewässer können einen starken Einfluss auf die Wiedererholung von Insekten haben, weil toxische Effekte durch Nährstoffe maskiert werden können. Die Wiedererholung der Insekten würde davon profitieren (TRAAS ET AL. 2004). Möglicherweise waren, aufgrund des eutrophen Charakters in den Mesokosmosteichen die toxischen Effekte in dieser Mesokosmosstudie nicht so stark ausgeprägt und eine Wiedererholung war ein bis zwei Wochen nach der Verringerung der Emergenz, Eigelege und Larvenabundanz möglich.

Ähnlich wie bei den Stickstoff-Nährstoffen ging die Leitfähigkeit parallel zum Nährstoffverbrauch in allen Mesokosmen leicht zurück. Ein Verbrauch durch Phytoplankton war vermutlich dafür mitverantwortlich. Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die Menge leitender Ionen und Nährsalze und für gewöhnlich unterliegt die Leitfähigkeit in natürlichen Gewässern saisonalen Schwankungen. Sind die Gewässer geschlossene künstliche Systeme wie die Mesokosmen, sinkt die Leitfähigkeit durch den fehlenden Nährstoffeintrag, beispielsweise durch Zuflüsse und während der Schneeschmelze (FUNK 2004).

Stellenweise kam es im Verlauf dieser Studie vor, dass dichte Schichten filamentöser Algen an der Wasseroberfläche die Mesokosmosteiche beschatteten. Eine solche Beschattung kann die Photosynthese und den Sauerstoffgehalt im Wasser erniedrigen (CROSSLAND 1982). In der neunten Woche wurden zwar in der Einzelnetz-Kontrolle und in der 6er-Netz-Behandlung niedrige Sauerstoffwerte



gemessen, diese schienen jedoch keinen Einfluss auf die Larvenabundanz von *C. crystallinus* gehabt zu haben.

Der über die Wasserhärte gemessene Kohlensäure-Karbonat-Gehalt war relativ stabil und hat den pH-Wert scheinbar nicht beeinflusst. Verglichen mit der Sauerstoffkonzentration zeigte der kohlensäureabhängige pH-Wert ähnliche Kurvenverläufe. In dieser vorliegenden Studie lag der pH-Wert zu 80 % im neutralen Bereich und hat die *Chaoborus*-Larven wahrscheinlich kaum beeinträchtigt. Es lag ein stabiles Puffersystem des Kohlensäure-Karbonat-Haushaltes vor. Laut MAUCK ET AL. (1976) gibt es Hinweise, dass Pyrethroide bei einem niedrigen pH-Wert toxischer sind. Bei pH-Werten zwischen 6,5 und 9,5 (wie in der vorliegenden Studie) ist jedoch kein direkter Einfluss auf Organismen bekannt.

Hinsichtlich der potentiellen Futterorganismen waren in der vorliegenden Mesokosmosstudie Crustaceen wie Chydoriden und Nauplien und auch Rotatorien häufig vertreten. Dies wurde auch in anderen Mesokosmosstudien gefunden (BROCK ET AL. 1992, FARMER ET AL. 1995, GRÜN WALD 2003, ROMO 2004, DAWO 2005). In der dritten Woche waren insbesondere Crustaceen dominant (50 - 70 %) und in der achten Woche waren Rotatorien und Crustaceen ungefähr zu gleichen Anteilen vorhanden. Crustaceen machen einen Großteil der Beute von älteren *Chaoborus sp.*-Larven aus (vgl. HANAZATO 1990 b, CROTEAU ET AL. 2003). Bei den relativ großen Daphnien kommen nur kleine junge Individuen als Beute für *Chaoborus sp.* in Frage. Diese wurden in den Zooplanktonproben selten gefunden. Möglicherweise war für die geringe Abundanz der hohe Fraßdruck von *Chaoborus*-Larven verantwortlich.

Zusätzlich kann die Beschaffenheit, das heißt die Textur der äußeren Hülle und die Beutegröße im Vergleich zur Mundöffnung, die Handhabbarkeit der Futterorganismen maßgeblich beeinflussen. So werden zum Beispiel größere und härtere *Daphnia magna* weniger von Büschelmücken-Larven bevorzugt (SWIFT 1992).

Rotatorien zählen ebenfalls zur Beute von *Chaoborus sp.* (z. B. SWIFT 1992, CROTEAU ET AL. 2003). Allerdings fand CROTEAU ET AL. (2003) nur wenige Rädertiere im Kropf von *Chaoborus americanus*, obwohl die Rotatorien von ihrer Dichte her potenziell eine ideale Beute für *C. americanus* gewesen wären. Hauptsächlich fraß *C. americanus* die weniger abundanten Chironomiden und Crustaceen. Hier spielte die Größe und die Nahrhaftigkeit der Beute vermutlich eine Rolle.

Der Anteil der potentiellen zooplanktischen Beute von *C. crystallinus* war um das 50 bis 100fache größer als der durchschnittliche Anteil *Chaoborus*-Larven, die in den



Mesokosmosteichen überlebt hatten. Es ist somit wahrscheinlich, dass die Ernährung der Larven gesichert war.

4.3.2 Unterschiede in der Effektstärke und in der Wiedererholung zwischen den verschiedenen Behandlungsszenarien

Larven

Den Hauptanteil der Individuen von *Chaoborus crystallinus* innerhalb der gesamten Mesokosmosanlage machten die L1-Larven aus (circa 30 %). Jüngere *Chaoborus*-Larven reagieren normalerweise sensitiver auf toxischen Stress (NIEWERSCH 2005 siehe auch Tabelle 4-1).

Mit insgesamt zwei Applikationen wurde die Larvenabundanz in der Einzelnetz-Behandlung und den offenen Teichen deutlich reduziert. Im 6er-Netz war ein Abundanzrückgang kaum zu erkennen, weil ab der sechsten Woche frühzeitig ein Angleichen der Larven-Populationen zwischen Kontrolle und Behandlung durch Migration stattfand. Die jüngeren Larven zeigten im Vergleich zu den älteren Larvenstadien schon frühzeitig in den ersten Wochen Effekte. Ein Grund könnte die höhere Sensitivität sein. Allerdings waren nur wenige Effekte bei den L1-Larven in den ersten sechs Wochen sichtbar, weil sowohl eine kontinuierliche Eiablage als auch ein kontinuierlicher Schlupf aus dem Ei stattfand. Daraus folgten hohe Abundanzen in den Proben und Unterschiede wurde nicht so häufig erkennbar. Bei den L2-Larven waren die Ergebnisse deutlicher. Durch die geringere Empfindlichkeit der älteren Larven wiederum war ein Nachwuchs von L1-Larven anfänglich gesichert.

Dass das Insektizid hauptsächlich einen Effekt auf die jüngeren Larven ausübte, war vier bis sechs Wochen später, nach der zweiten Applikation, anhand einer signifikant geringeren Abundanz zu beobachten. Dies kann als eine Art Nachwuchslücke gedeutet werden, weil durch den Effekt auf die L1-Larven am Anfang der Nachwuchs einer Kohorte fehlte. Der angesprochene Zeitraum entspricht ungefähr einer *Chaoborus*-Generation. Diese Generationszeit korrespondiert auch mit der geschätzten Entwicklungszeit nach RATTE (unveröffentlicht, siehe Kapitel 3.1.7.1): Abhängig von Photoperiode und Temperatur betrug die Entwicklungsdauer von *C. crystallinus* circa 40 bis 50 Tage. Diese Zeitspanne ist auch bei PARMA (1971) für die Schwesterart *Chaoborus flavicans* zu finden. Daneben ist die Entwicklungsdauer



abhängig von der Futtermenge und kann zwischen 15 bis 38 Tagen betragen (HANAZATO & YASUNO 1989, BÜNS 1990, MEYER 2007 a, NIEWERSCH 2005).

Durch den verzögerten Abundanzeinbruch wird deutlich, dass Effekte nach einer chemischen Exposition noch für einige Zeit nachwirken können, obwohl die Chemikalie nicht mehr nachweisbar war. SHERRATT ET AL. (1999) stellte ebenfalls fest, dass nach einer Cypermethrin-Exposition Effekte über eine verspätete Mortalität oder über Veränderungen in der Reproduktionsrate beobachtet werden können.

Laut der hier erhaltenen Ergebnisse ließ auch ein Abschätzen der Mortalität zwischen den Larvenstadien vermuten, dass die Mortalität mit ungefähr 50 % zwischen Ei und L1-Larven-Stadium sehr hoch war. Neben den toxischen Effekten ist auch eine natürliche Larvensterblichkeit, insbesondere bei den L1-Larven, zu berücksichtigen (vgl. Ratte 1977, Meyer 2007 a). MEYER (2007 a) entdeckte in einem nicht futterlimitierten Freilandexperiment ohne Pestizide, dass die Mortalität nach dem Schlupf aus dem Ei von *C. crystallinus* 27 % betrug.

In dem vorliegenden Experiment kann die höhere Mortalität einerseits der Toxizität des Insektizids und andererseits einer dichteabhängige Mortalität zugerechnet werden. Eine Zunahme von Eianzahl, Eigelegen und L1-Larven zusammen mit einer gesteigerten Mortalität ließ einen deutlichen Zusammenhang erkennen. Zu Zeitpunkten mit verringerter Abundanz und im Zeitraum der Wiedererholung war insbesondere in der Einzelnetz-Behandlung und den offenen Teichen eine niedrige Mortalität aufgetreten. Das bedeutet, wenn die Larvenabundanz durch ein Insektizid deutlich verringert wurde, sinkt voraussichtlich auch die innerartliche Konkurrenz. Aufgrund dessen verringert sich ebenfalls die Mortalität und eine schnellere Wiedererholung ist möglich.

Eine hohe Dichte kann auch Kannibalismus bei *C. crystallinus* hervorrufen (STRAUSS, persönliche Mitteilung). Kannibalismus kann zwischen L1- und L2-Larven stattfinden, aber auch zwischen L4-Larven und jüngeren Larven. Bei hoher Dichte (z. B. neun L1/ L2-Larven- und Eiern pro Tag und Liter) kann die wöchentliche Mortalität 32 % betragen. Insofern ist es denkbar, dass beide Mechanismen - Insektizideffekt und eine dichteabhängige Mortalität - bei der Populationsdynamik der Larven eine Rolle gespielt haben könnten.

Sieben Wochen nach der zweiten Applikation kam es in der Einzelnetz-Behandlung und in den offenen Teichen zu einer Wiedererholung. Sie erfolgte über einen



erneuten Nachwuchs von Larven. Den Hauptanteil der sich wiedererholenden Larven machten die ersten drei Larvenstadien aus.

Eine Wiedererholung ist möglich, wenn das Insektizid unter die Schädigungsgrenze (in Anlehnung an die NOEC) gesunken ist. Der Begriff Schädigungsgrenze wird verwendet, weil allein aus der NOEC keine genauen Effektkonzentrationen abzuleiten sind. Sie hängt von der Anzahl und dem Abstand der gewählten Konzentrationsstufen und Varianz der beobachteten Messgrößen ab (FOMIN et al. 2007).

Für eine ganze Mesokosmos-Lebensgemeinschaft wurde eine mit dieser Studie vergleichbare Cypermethrin-Konzentration (0,015 µg/ L) von GRÜNWALD (2003) als NOEC und von DAWO (2005) als LOEC (Low-Observed-Effect-Concentration) eingestuft. Bei GRÜNWALD (2003) war die NOEC identisch mit der NOEC des empfindlichsten Organismus im System: *C. crystallinus*. Nach einer Mehrfachbelastung, ähnlich wie in diesem Fall, sank die NOEC (DAWO 2005). Die in der vorliegenden Mesokosmosstudie eingesetzte etwas höhere Konzentration von 0,02 µg/ L dürfte im Bereich der LOEC liegen. Unter Berücksichtigung der Halbwertszeit von FASTAC, die bei 2,4 Tagen lag (STRAUSS, persönliche Mitteilung), war die Konzentration in der vorliegenden Studie nach einer halben Woche bereits unterhalb der NOEC von GRÜNWALD (2003) (Abbildung 4-1).

Die schnelle Abbaurate bestätigt, neben der erwähnten dichteabhängigen Mortalität, den Kurzzeiteffekt in den Ergebnissen und die schnelle Wiedererholung in der Einzelnetz Behandlung und in den offenen Teichen. In der 6er-Netz-Behandlung war die Wiedererholung aufgrund des internen Austausches sogar noch schneller. Laborversuche mit einem kompletten Lebenszyklus von *C. crystallinus* ergaben sogar eine noch niedrigere NOEC von 0,0108 µg/ L. Weil die Emergenz und der Häutungserfolg unterschiedliche NOEC-Werte hervorbrachten, ist die Auswahl der Endpunkte für die Analyse wichtig (NIEWERSCH 2005).

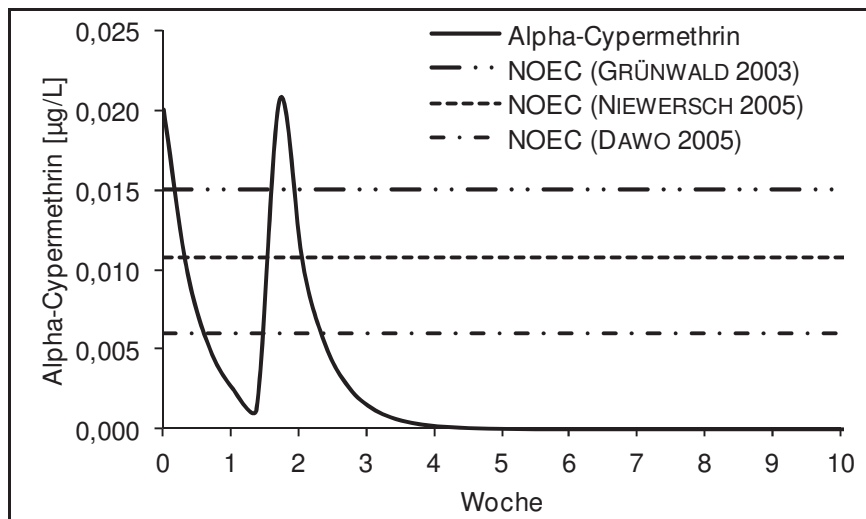


Abbildung 4-1: Theoretische Abbaukinetik von Alpha-Cypermethrin in dieser Studie und Angabe der NOEC aus der Literatur

Nach den Ergebnissen des akuten Biotests im Labor war ein stärkerer Effekt zu erwarten gewesen. Die Regenerationsfähigkeit einer Population hängt allerdings auch von der eingesetzten Menge des Insektizids ab. In diesem Zusammenhang konnte die Wiedererholung hier schnell erfolgen, weil die eingesetzte Insektizidkonzentration gering war (vgl. LAGADIC & CAQUET 1998). Versuche mit Konzentrationen über 0,75 µg/ L Alpha-Cypermethrin und 5 µg/ L Permethrin führten zu einer Wiedererholung erst im Folgejahr (KAUSHIK ET AL. 1985, GRÜNWARD 2003). Hinsichtlich der hier ermittelten Effektkonzentration im Labor wird klar, dass eine Übertragbarkeit von Labor- auf Freilandversuch nicht immer möglich ist. Ein Unterschied zwischen Labor- und Freilandversuch ergibt sich beispielsweise durch die Anwesenheit von organischem Material im Wasser. Manche Insektizide, so auch FASTAC, binden an organischem Material oder werden vom Sediment absorbiert, was in einer Reduzierung der Expositionskonzentration im Wasser (CROSSLAND 1982) und einem abgeschwächten Effekt auf Individuen resultiert (BROCK ET AL. 2000, MEEMS ET AL. 2004). Aber auch eine Anreicherung von anorganischen Nährstoffen kann toxischen Stress maskieren, weil beispielsweise abweidende Insekten von der Nährstoffzufuhr profitieren (TRAAS ET AL. 2004). Dennoch war ein Insektizideffekt zwischen der sechsten und achten Woche sichtbar. Die zweite Applikation verstärkte den Effekt auf die Zooplankton-Lebensgemeinschaft. DAWO (2005) zeigte, dass eine zweite Applikation nach drei Wochen mit 0,015 µg/ L Alpha-Cypermethrin einen stärkeren Effekt hervorrief als eine Einfachapplikation.



Die Wiedererholung in der vorliegenden Studie wurde im Vergleich zu GRÜNWALD (2003) und DAWO (2005) drei bis acht Wochen früher erreicht. Hier wirkte sich wahrscheinlich die fehlende Abwanderung und damit einhergehende Anreicherung der Individuen durch die Netzisolation günstig auf die Verpaarung und die Wiedererholung aus. Die Individuen in der Einzelnetz-Behandlung zeigten einen schnelleren Abundanzanstieg als die offenen Teiche.

Die fehlende Abwanderung wirkte sich insbesondere auf die 6er-Netze aus. Eine Abundanzsteigerung von rund 30 % im Vergleich zu den Einzelnetzen und den offenen Teichen konnte hier als eine Art Überschießen der Population gewertet werden. GRÜNWALD (2003) deutete die höheren Abundanzen damit, dass in den Behandlungen eine Überkompensation aufgrund von reduzierter Mortalität stattgefunden hat und dies Individuenverluste ausgeglichen hatte.

Der Umstand, dass das Insektizid in der Mitte der Fortpflanzungsperiode von *C. crystallinus* appliziert wurde, wirkte sich vermutlich günstig auf dessen Wiedererholung und somit auch auf die Fortpflanzung aus. FUNK (2004) konnte nach einer zweiten höheren Cypermethrin-Applikation (1 µg/ L) am Ende der Fortpflanzungsperiode keine Wiedererholung bei *C. crystallinus* mehr feststellen. Deshalb erfordert es bei der Applikation den Zeitpunkt der Fortpflanzungsperiode mit zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang ist somit die Anzahl der Generationen bei der Wiedererholung ebenfalls entscheidend. Beispielsweise ist nach einer Behandlung die Wiedererholung schneller, wenn eine Besiedlung von multivoltinen Organismen, wie zum Beispiel Dipteren und Coleopteren, stattfindet. Bei univoltinen Organismen wäre die Wiedererholung langsamer (VAN DEN BRINK ET AL. 1996, CAQUET ET AL. 2007).

In der vorliegenden Studie konnte der multivoltine Lebenszyklus von *C. crystallinus* gut anhand der drei bis vier Emergenz- und Eigelegepeaks in den unbehandelten Teichen beobachtet werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Ausbildung von mehreren Generationen der Wiedererholung von *C. crystallinus* zugutekam. Auch RATTE (1986) erwähnte drei *C. crystallinus* Generationen zwischen Juni und Ende August. Somit sind Lebensparameter, wie Anzahl von Generationen pro Jahr, Länge des Lebenszyklus und Reproduktionshäufigkeit neben der Empfindlichkeit der Taxa gegenüber Pestiziden entscheidend (SHERRATT ET AL. 1999, CAQUET ET AL. 2007, HANSON ET AL. 2007).



Bei den Puppen ließ sich kein deutlicher Effekt hinsichtlich des Insektizids erkennen. Die Einzelnetz-Behandlung und die offenen Teiche lagen in ihren Abundanzen etwas niedriger als die beiden Kontrollen. Vielleicht war aufgrund der geringen Puppenabundanz (1 % der Larven) keine eindeutige Auswertung möglich. WOOD (1956) beobachtete in der Schlupfperiode einen Puppenanteil von circa 3 bis 10 % und innerhalb eines Schlupfpeaks sogar 21 %. Möglicherweise stellte die Probenahme eine Störung für die auf taktile Reize sehr empfindlichen Puppen dar. Bei Berührung der Wasseroberfläche waren die schnellen Fluchtbewegung der Puppen während der Probenahme in der vorliegenden Studie und auch im Vorexperiment auffällig. Eine hohe Störempfindlichkeit von *Chaoborus*- und *Culex*-Puppen ist auch in der Literatur zu finden (NACHTIGALL 1962, HANSON et al. 2007).

Emergenz

Das Insektizid hatte in den ersten fünf Wochen nach der zweiten Applikation keine Auswirkungen auf die Emergenz. Vergleichbar mit der Larvenabundanz sank die Emergenzrate in den behandelten Teichen ohne Austausch mit Kontrollteichen signifikant in der siebten Woche. Der Abstand zwischen zweiter Applikation und Effekt entsprach geschätzt einer Generation (siehe vorheriges Kapitel). Dass ein Effekt bei der Emergenz im Vergleich zu den jüngeren Larven später auftrat, ist mit der geringeren Empfindlichkeit der Imagines zu erklären. Der Effekt war nur von kurzer Dauer und eine Wiedererholung fand sehr bald statt. Die 6er-Netz-Behandlung erholte sich deutlich schneller als die anderen Behandlungen, da hier ein ungehinderter Austausch mit den Kontrollteichen stattgefunden hatte.

Eine Wiedererholung bleibt aus, wenn Vermehrungseinheiten innerhalb dezimierter Populationen fehlen (BROCK ET AL. 1992). Des Weiteren sind benachbarte unbehandelte Gewässer maßgeblich an der Regeneration beteiligt und tragen zur Rekolonisation der gestörten und behandelten Gewässer bei (HANSON ET AL. 2007). Auf landschaftlicher Ebene ist das Vorhandensein ungestörter Gewässer für die ökotoxikologische Risikobewertung essentiell (LIESS & VON DER OHE 2005).

Bisweilen kann das Ausbleiben einer Wiedererholung auch mit dem Aufstellungsort, das heißt mit der geografischen Lage der (Experimental)-Teiche zusammenhängen, weil diese oftmals eine isolierte Lage aufweisen (TRAAS ET AL. 2004). Trotz ihrer Isolation, fand die Wiedererholung in den behandelten Einzelnetzen früher statt als in



den offenen Teichen. Neben der fehlenden Abwanderung durch die Netze hatte wahrscheinlich eine verringerte Larvendichte zusammen mit einer verringerten Mortalität im Effektzeitraum die Wiedererholung begünstigt (siehe vorheriges Kapitel). Bei anderen Dipteren wie *Chironomus imicola* wurde ebenfalls ein dichteabhängiger Effekt in ephemeralen Teichen festgestellt. Bei hoher Populationsdichte in kurz vor der Austrocknung stehenden Pfützen zeigten die Zuckmücken eine kürzere Entwicklungszeit bis zur Emergenz, die Imagines waren größer und flogen weiter weg (MCLACHLAN 1983).

Das Männchen-Weibchen-Verhältnis war hier in allen Teichen größtenteils zugunsten der Männchen leicht verschoben. Das Geschlechterverhältnis war zwar nicht signifikant verschieden, aber ein stärkerer Männchenüberschuss im Wiedererholungszeitraum deutete sich an. Da die Kontrollen auch davon betroffen waren scheint dieses Phänomen nicht mit einem Insektizideffekt zusammenzuhängen.

Repräsentative Ergebnisse über geschlechtsspezifische toxikologische Laborstudien mit *Chaoborus* sp. lagen nicht vor. Bei *Chironomus riparius* konnte gezeigt werden, dass Männchen im Bereich subletaler Konzentrationen von 0,8 µg/ L Cypermethrin mit einer verlangsamten Entwicklungsrate gegenüber Weibchen reagierten (GOEDKOOPT ET AL. 2010). Möglicherweise sind Weibchen sogar gegenüber toxischen Kontaminationen aufgrund ihres höheren Fettgehaltes und einer Eliminationsfähigkeit während der Eiproduktion im Vorteil (MCMANUS ET AL. 1983, MEDINA ET AL. 2002, GOEDKOOPT ET AL. 2010). Weitere Studien deuteten unterschiedliche Effekte bei Männchen und Weibchen von aquatischen Organismen im chronischen sowie im subletalen Konzentrationsbereich an, doch die Ergebnisse waren nicht signifikant und zum Teil gegensätzlich (vgl. SCHULZ & LIESS 1995, LIESS & SCHULZ 1996, LI ET AL. 2002, MEDINA ET AL. 2002, AGRA & SOARES 2009). Wie auch bei allgemein toxikologischen Effekten, kann das Vorhandensein von organischem Material auch geschlechtsspezifische Reaktionen maskieren (GOEDKOOPT ET AL. 2010).

Ab der neunten Woche tendierte das Geschlechter-Verhältnis in vier Behandlungsszenarien (außer in der 6er-Netz-Behandlung) zu mehr Weibchen. Hier könnte sich eine verzögerte Entwicklung der Weibchen angedeutet haben, weil ein paar Weibchen noch bis zur 22. Woche schlüpfen, die Männchen hingegen nur bis zur 16. Woche.

Bei *C. crystallinus*, *C. flavicans* und *C. obscuripes* ist bekannt, dass die Männchen ihren Emergenzpeak eher erreichen als die Weibchen (PARMA 1971, LEARNER &



POTTER 1974, BERENDONK 1999). Des Weiteren wurde unter natürlichen Bedingungen ein unregelmäßiges Geschlechterverhältnis bei *Chaoborus flavicans* und bei *C. crystallinus* beobachtet. Ein geringerer Anteil der Männchen am Ende der Verpuppungssaison wurde mit unterschiedlichen Entwicklungszeiten bei Männchen und Weibchen in Verbindung gebracht, welches zu Verschiebungen im Geschlechterverhältnis bei *Chaoborus sp.* führen kann (PARMA 1971). Eine längere Entwicklungsdauer bei Weibchen wurde durch BÜNS (1990) bestätigt.

Eine Auswirkung durch die Verschiebung im Geschlechterverhältnis auf die Wiedererholung in der vorliegenden Studie konnte nicht festgestellt werden, weil eine Wiedererholung bereits stattgefunden hat als vermehrt Weibchen geschlüpft waren. Vermutlich hatte dies auch keine Auswirkungen auf die Verpaarung, weil die Eigelegeanzahlen zu diesem Zeitpunkt relativ konstant waren.

4.3.3 Fekundität der *Chaoborus*-Weibchen und ihr Einfluss auf die Wiedererholung

*Unterschiede in der Wiederbesiedlung durch Tiere aus den benachbarten unbelasteten Kontrollteichen und Immigration von *Chaoborus crystallinus* aus dem Umland*

Eine Auskunft über die Fekundität gibt die Eianzahl pro Weibchen. Die Verteilung der Eigelege auf der Wasseroberfläche im 6er-Netz gibt wiederum Rückschlüsse auf Migrationsereignisse nach der Emergenzperiode und während der Eiablage. Beide Fragestellungen in der Überschrift werden im folgenden Kapitel zusammen diskutiert, weil beide über die Eianzahl und Eigelege bestimmt werden sich somit schwer voneinander trennen lassen.

Mit der Mortalität der *Chaoborus*-Larven, ausgelöst vom Insektizid, gingen eine Emergenz- und eine Eigelegereduzierung einher. Einbrüche in der Eigelegeproduktion waren insbesondere in der Einzelnetz-Behandlung und in den offenen Teichen vorhanden. Es gab mit 12 bis 14 signifikanten Unterschieden bei den Eigelegen und der Eianzahl deutlich mehr Effekte im Vergleich zur Larvenabundanz oder der Emergenz mit fünf bis sieben signifikanten Unterschieden. Ebenfalls war der Effekt bei den Eigelegen und der Eianzahl über einen längeren Zeitraum zusehen. Die Eigelegeproduktion war somit ein besonders sensibler Parameter zur Detektion



eines Effektes, während die emergenten Imagines weniger Effekte zeigten und somit etwas erfolgreicher war.

Besonders früh deutete sich in den ersten drei Wochen ein Tendenz bei der Eianzahl pro Gelege an, weil alle behandelten Teiche und die 6er-Netz-Kontrolle, die im Austausch mit der Behandlung stand, eine geringe Eianzahl pro Gelege vorzuweisen hatte. Demzufolge könnte sich das Insektizid frühzeitig auf die Fekundität der Individuen ausgewirkt haben, während es bei den Parametern Emergenz, Eigelege und Larvenabundanz erst später offensichtlich wurde. Nach der vierten Woche, als die Insektizidkonzentration weit unter der Schädigungsgrenze war, wurden in allen Behandlungsszenarien ähnliche Eianzahlen pro Gelege gezählt. In der siebten Wochen waren in der Einzelnetz-Behandlung sogar überdurchschnittlich große Eigelege mit durchschnittlich 278 Eiern pro Gelege zu finden. Die anderen Teichsysteme wiesen Eigelege mit einer Größe von kleiner als 215 Eiern pro Gelege auf. Möglicherweise könnte das für die Einzelnetz-Behandlung bedeuten, dass nach der Insektizidbelastung besonders fruchtbare Weibchen selektiert wurden. Bekannt ist, dass größere Weibchen auch größere Eigelege produzieren. Das höhere Gewicht kann erreicht werden wenn die Weibchen eine hohe Fressrate vorweisen (BÜNS 1990). Denkbar wäre bei größeren Weibchen eine höhere Eliminationsfähigkeit des Insektizids über einen höheren Fettgehalt (siehe vorheriges Kapitel). Möglicherweise konnten die größeren Eigelege neben einer reduzierten Mortalität und einer fehlenden Abwanderung zur schnelleren Wiedererholung beitragen.

Auch in den offenen Teichen wurde über den gesamt Zeitraum betrachtet vermehrt größere Eigelege entdeckt. In der Einzelnetz-Kontrolle und im 6er-Netz war das Verhältnis zwischen großen und kleinen Eigelegen 2: 1. In der Einzelnetz-Behandlung und in den offenen Teichen war das Verhältnis 3: 1. Somit wurden in den letzten beiden Teichen deutlich mehr größere Eigelege gelegt. Für die Einzelnetz-Behandlung wurde bereits eine mögliche Selektion angesprochen (vorheriger Absatz), die auch für die offenen Teiche in Frage kommen würde. Weil in den offenen Teichen eine Abwanderung stattgefunden hat, ist es vielleicht ebenfalls denkbar, dass Weibchen mit kleineren Eigelegen häufiger abgewandert waren. HOCKING (1952) fand einen Zusammenhang zwischen Abwanderung und Eigelegegröße. Er stellte fest, dass in der Nähe vom Schlupfteich verbleibende Arten wie *Aedes communis* (Culicidae) und *Mochlonyx culiciformis* (Chaoboridae) eine schwach ausgebildete Flugmuskulatur haben und größere Eigelege ablegten. Nach



seiner Meinung würde eine Autolyse¹⁹ der Flugmuskulatur zugunsten der Eiproduktion stattfinden (HOCKING 1952, 1954). Dieses Phänomen wurde auch bei anderen Insekten beobachtet (Review von HARRISON 1980, TANAKA 1991, Review von ZERA & DENNO 1997, TANAKA 2001).

Wie hoch der Anteil abwandernder Individuen war, kann anhand der Eigelege pro Weibchen abgeschätzt werden. Wegen der fehlenden Abwanderung in den Teichen mit Netz, konnten potentielle Kopulationspartner nicht abwandern. Trotzdem kam nicht jedes Weibchen zur Eiablage. In der Einzelnetz-Kontrolle waren nur 0,33 Eigelege pro Weibchen zu verzeichnen und in der Einzelnetz-Behandlung wurde die Eiablage um weitere 50 % reduziert. Währenddessen muss in den offenen Teichen zusätzlich die Emigration berücksichtigt werden. Vermutlich wanderten hier im Vergleich zur Einzelnetz-Kontrolle ein Drittel der Individuen nach der Insektizidkontamination ab. Eine Einwanderung von Individuen aus der näheren Umgebung schien vernachlässigbar, weil in der Nachbarschaft (circa 100 m Luftlinie) nur ein Teich mit *Chaoborus*-Larven gefunden wurde.

In der 6er-Netz-Behandlung wurden im Vergleich zur Emergenz deutlich mehr Eigelege gefunden, das heißt es gab mehr Eigelege als Weibchen. Dies resultiert überwiegend aus der Immigration der Kontrollindividuen in die belasteten Teiche. Durch den Austausch innerhalb des großen 6er-Netzes und das Vorhandensein der Kontrollen wirkte sich das Insektizid mit nur 15 prozentiger Reduktion auf die Eigelegeanzahl pro Weibchen aus.

Trotz einer durchschnittlich niedrigen Eiablage verbesserte sich der Eiablageerfolg kurzfristig während der Emergenzpeaks. Insbesondere in der Einzelnetz-Kontrolle wurden in der vierten und sechsten Woche zum Teil zwischen 1,2 bis 1,4 Eigelege pro Weibchen gezählt. Die höhere Individuendichte hatte vermutlich zu einem verbesserten Verpaarungserfolg geführt. Werte über eins in der Einzelnetz-Kontrolle gehen aber auch darauf zurück, dass viel kleine Eigelege auftauchten. Kleine Eigelege sind zu beobachten, wenn *Chaoborus* bei der Eiablage gestört wird. Dann wird die Eiablage an anderer Stelle fortgesetzt (vgl. PARMA 1971, SÆTHER 2002). Denkbar wären hier beispielsweise Störungen von Wasserläufern. Damit die Ergebnisse durch viele kleine Eigelege nicht verfälscht werden, wurde ebenfalls die Eianzahl pro Weibchen analysiert. Diese zeigten ähnliche Kurvenverläufe wie die

¹⁹ Autolyse: Abbau von Organeiweiß durch Enzyme, Selbstverdauung, Autodigestion



Eigelegeanzahl pro Weibchen. Somit kann davon ausgegangen werden, dass beide Kurven aussagekräftig sind.

Die Eigelegeanzahl pro Weibchen war für alle Teiche gering, weil nicht jedes Weibchen die Möglichkeit zur Eiablage bekam. Unter natürlichen Bedingungen scheint der Eiablageerfolg nie 100 % zu betragen. HAVERTZ (1988) fand in derselben Anlage mit isolierten Mesokosmen ein Eigelege/ Weibchen-Verhältnis von 0,61. Ein höherer Eiablageerfolg wurde dort wahrscheinlich durch den höheren Weibchenanteil verursacht. Weiterhin sank die Eigelegeproduktion, wenn die Temperatur in den Mesokosmosteichen 4°C kälter oder 4°C wärmer war als die saisonale Wassertemperatur.

Ein zu dieser Studie vergleichbar niedriges Eigelege-Weibchen-Verhältnis wurde ebenfalls von MEYER (2007 b) ermittelt. Auf der nahegelegenen Mesokosmosanlage Melaten fand er ein Verhältnis von 0,35. Auch er vermutete eine Temperaturabhängigkeit und machte die hohen Außentemperaturen (> 30°C) dafür verantwortlich. Niedrigere Temperaturen wirken sich nach HAVERTZ (1988) jedoch stärker aus. Die in der vorliegenden Studie erreichte mittlere Wassertemperatur von 18,6 °C ab der zweiten Woche entsprach dem 4°C kühleren Ansatz von HAVERTZ (1988). Hier ermittelte HAVERTZ (1988) ein Eigelege-Weibchen-Verhältnis von 0,34. Ein Temperatureinfluss auf die Weibchen ist also denkbar. Das könnte den Kopulations- und Eiablageerfolg in dieser Studie maßgeblich beeinflusst haben.

Rein theoretisch war in den offenen Teichen die Wahrscheinlichkeit für Weibchen, einen Kopulationspartner zu finden, höher als in der Einzelnetz-Behandlung. In den offenen Teichen schlüpfen 14 % mehr Männchen als in der Einzelnetz-Behandlung. Da der Eiablageerfolg trotzdem niedriger war, spricht dies für die bereits erwähnte Abwanderung aus den offenen Teichen.

CAUDILL (2003) untersuchte eine Metapopulation von Eintagsfliegen und spricht beim Vergleich von Emergenzrate zur Larvenabundanz von Habitaten, die als Quelle und Senke fungieren. Quellen sind Habitate mit Netto-Export von Weibchen, wohingegen Senken Netto-Importeure sind. Die Kontrollen im 6er-Netz und die offenen Teiche dienten demzufolge als Quelle und die 6er-Netz-Behandlung als Senke.

Auffällig war die starke durchgängige Eiablage-Präferenz für zwei Teiche (Nummer 7 und 9) im großen 6er-Netz. Der Wind kam im Untersuchungszeitraum hauptsächlich aus Süden und könnte die Mücken zu den beiden nördlich gelegeneren Netzen verdriftet haben. Da die Windgeschwindigkeiten aber sehr gering waren und die



Netze Schutz boten, kann die Windverteilung nur einen sehr geringen Einfluss gehabt haben. In einem Experiment zur Ermittlung der Flugdistanzen, konnte für *Chaoborus crystallinus* kein eindeutiger Zusammenhang mit der Windverteilung festgestellt werden (MEYER 2007 b). BERENDONK & BONSALL (2002) und PARMA (1971) beobachten, dass *Chaoborus* bei aufkommendem Wind nicht flogen. Für andere Insekten ist Verbreitung durch Wind bereits beobachtet worden (JOHNSON 1969, CÁCERES & SOLUK 2002).

Weiterhin verfügte Teich 7 über den höchsten Bedeckungsgrad von *Lemna sp.*- und langfädige Grünalgen (Abbildung 4-2). PARMA (1971) vermutete, dass Pflanzenbewuchs eine begünstigende Rolle auf die Oviposition von *Chaoborus flavicans* hatte. Insgesamt hat die Eiablagepräferenz insbesondere die Wiedererholung in Teich 7 (6er-Netz-Behandlung) deutlich beeinflusst, weil auch die Larvendichte in Teich 7 hoch war. Möglicherweise wurde die Wiedererholung damit beschleunigt.

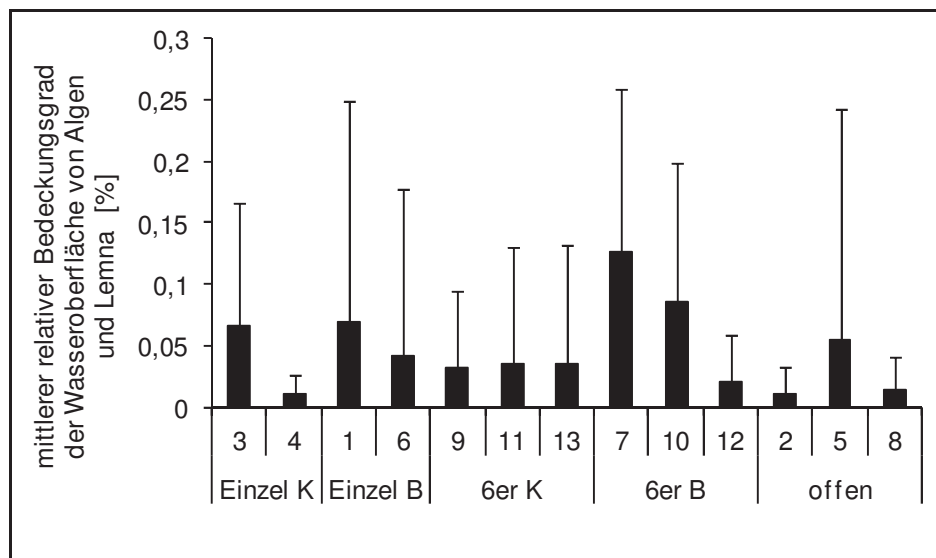


Abbildung 4-2: Geschätzter oberflächiger Bedeckungsgrad von makroskopisch sichtbaren Pflanzen (*Lemna sp.* und Fadenalgen) an der Wasseroberfläche der Mesokosmen (Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen 1 – 13 = Teichnummerierung)



4.3.4 Genetische Unterschiede und Verwandtschaftsverhältnisse von Büschelmücken aus der Mesokosmosanlage und aus Kleingewässern im Aachener Westen und der Eifel mit einer Interpretation der potentiellen Flugdistanzen

Innerhalb der Mesokosmosanlage am Institut wurde untersucht, ob der toxische Stress die genetische Vielfalt beeinflusste. Die Hypothese war, dass sich nach der Insektizidbehandlung und einer zusätzlichen Netzisolation eine genetische Verarmung einstellt. NOWAK ET AL. (2007) konnte eine genetische Verarmung von *Chironomus riparius* in Laborkulturen gegenüber Freilandpopulationen beobachten. Auch eine Wiederauffrischung der Laborkultur mit neuen Individuen konnte die genetische Vielfalt nicht wiederherstellen. Sie merkten an, dass eine geringe genetische Vielfalt die Effekte in Toxizitätstest beeinflussen könnte.

Innerhalb der Netzsysteme konnte keine genetische Verarmung der behandelten Teiche beobachtet werden. Eine Auswirkung durch das Insektizid konnte nicht ermittelt werden, weil Anzahl effektiver Allele (Allele die effektiv zur Vermehrung beitragen), Diversität, Heterozygotität und Polymorphie signifikant nicht verschieden war. Einzig die Individuen der Einzelnetz-Kontrolle zeigten eine etwas geringere Anzahl unterschiedlicher Allele und waren etwas unähnlicher zueinander als die anderen Mesokosmosteiche mit Netz. Nach KIMURA & CROW (1964) ist eine geringe Anzahl Allele gleichzusetzen mit einer geringen Anzahl Heterozygoten. Insgesamt betrachtet könnte es möglich sein, dass der Insektizideffekt und die Auswirkung auf die Heterozygotie nicht ausreichend hoch war. Zudem waren NOWAKS Laborkulturen ($n < 500$) deutlich kleiner und die genetische Verarmung war vermutlich schneller sichtbar.

Laut Hypothese wären für eine Kontrolle höhere populationsgenetische Werte, wie beispielsweise eine höhere Diversität gegenüber den Behandlungen, zu erwarten. Aber auch in den ökologischen Parametern wie Eigelege, Emergenz und Larvenabundanz zeigte die Einzelnetz-Kontrolle im Vergleich zur 6er-Netz-Kontrolle niedrigere Werte. Eine geringere Anzahl unterschiedlicher Allele, geringere Diversität und Polymorphie könnte ein Indiz für eine reduzierte Fitness sein, letztendlich bleibt die Ursache für die geringe Abundanz und die geringere Diversität jedoch unklar.

Interessant ist, dass die *Chaoborus*-Populationen in Melaten und am Golfplatz, die einen Austausch mit Nachbarsschaftsteichen im Freiland hatten, eine größere genetische Distanz als die Mesokosmosteiche am Institut aufwiesen. Die Allele waren auch innerhalb der Population unähnlicher. Zu beachten ist, dass die



Individuen aus der Mesokosmosanlage am Institut und Individuen aus der Mesokosmosanlage Melaten durch zum Teil jährliches wechselseitiges Animpfen aus derselben Population stammen. Trotz dieser Tatsache könnte es denkbar sein, dass nicht durch das Insektizid, sondern durch die Netzisolation von Juni bis zur Probenahme im Oktober ein genetischer Unterschied hervorgerufen worden war. In der vorliegenden Mesokosmosstudie waren die Populationen am Institut bedeutend kleiner (1 oder 6 Teiche pro Netz) als beispielsweise die Melaten-Population (mindestens 15 Teiche unmittelbar nebeneinander). Das Abschöpfen der Individuen in Melaten und die Netzisolation könnten einen Gründereffekt hervorgerufen haben, weil somit die Population verkleinert wurde und eine Veränderung des Genpools zur Folge hatte. Ein Gründereffekt ist die Etablierung einer neuen Population durch wenige Individuen, welches in einer kleineren effektiven Populationsgröße resultiert. Die Auswirkungen auf den Genpool können schon nach wenigen Generationen sichtbar sein (vgl. HAMILTON 2009). Für weitere Überlegungen fehlen jedoch vergleichende genetische Analysen von den offenen Teichen der Mesokosmosteiche am Institut.

STATON ET AL. (2001) schreibt zu isolierten Populationen Folgendes: Eine mögliche aber deutliche Erscheinungsform der genetischen Divergenz ist der Zufallsverlust von Allelen. Dies ist Bestandteil der zufälligen genetischen Drift. Kopien von Allelen liegen innerhalb kleiner Populationen begrenzt in wenigen Individuen vor. So haben zufällig individuelle Ereignisse wie z. B. frühzeitiger Tod im unfruchtbaren Stadium, nicht erfolgreiche Verpaarung, Sterilität usw. einen relativ großen Einfluss auf die genetischen Komponenten innerhalb einer kleinen isolierten Population (zum Beispiel weniger als 100 Individuen). Ohne Immigration sind Subpopulationen gegenseitig isoliert von ihren nächsten Nachbarn. Deshalb sind sie beschränkt auf eine geringe Mutationsrate innerhalb der Subpopulation, um die genetische Variabilität zu steigern.

Die Freiland-Population aus dem moorwasserhaltigen Palsen im Mützenicher Venn (Eifel) wies eine ähnlich geringe genetische Diversität auf wie jene aus der Einzelnetz-Kontrolle. Eine räumliche Isolation des Palsens konnte nicht überprüft werden. Es schien jedoch, dass die Individuendichte sehr gering war, weil viele Zooplanktonproben nötig waren, um 20 - 30 Individuen zu fangen. YAN ET AL. (1991) entdeckte in Moorgewässern eine geringe Individuendichte und eine geringe genetische Diversität. Eventuell traf dies ebenfalls für den Mützenicher Palsen zu.



Die Ähnlichkeit der Allele untereinander spiegelt sich auch in der Neighbor-Net-Analyse wieder. Die Neighbor-Net-Analyse brachte zwei Cluster hervor, die sich genetisch voneinander differenzieren. Demnach sind die Populationen von der Mesokosmosanlage am Institut und die vom Golfplatz genetisch verschieden. Eine Entfernung von drei Kilometern zwischen diesen Populationen hemmte offenbar den Genfluss. Über ein Freilandexperiment konnte gezeigt werden, dass die Eiablage-wahrscheinlichkeit für *C. crystallinus* über ein Kilometer vom Quellgewässer entfernt kleiner 10,3 % und für *C. flavicans* kleiner 1,5 % war (BERENDONK & BOSALL 2002). Die Verbreitungsdistanzen sind demnach für *Chaoborus*-Individuen begrenzt. In diesem Zusammenhang wurde beispielsweise bei *C. flavicans* „short distance dispersal“ erwähnt. Des Weiteren konnte ein positiver Zusammenhang zwischen geografischen und genetischen Abstand bei *C. flavicans* nachgewiesen worden (WENDE ET AL. 2006).

Die Populationen aus dem Venn und aus Melaten verteilten sich über beide Cluster. Somit war eine genetische Verwandtschaft zu den Golfplatzteichen und den Mesokosmosteichen am Institut vorhanden. Begründet werden kann dies durch die geografische Lage der Melaten-Population, weil die Melaten-Population zwischen diesen beiden Populationen lag. Ein Genfluss zwischen Mesokosmosanlage Melaten und Golfplatz könnte somit stattgefunden haben. Durch den Abstand von 1,35 km zwischen der Mesokosmosanlage Melaten und der Mesokosmosanlage am Institut ist es ebenfalls denkbar, dass neben einer Abstammung aus derselben Population ein geringfügiger Genfluss zwischen den beiden Anlagen stattgefunden hatte.

BERENDONK & SPITZE (2006) stellten fest, dass der Genfluss zwischen unmittelbar benachbarten Seen größer ist als zu weiter entfernt liegenden Teichen aus der Region. So hat *Chaoborus flavicans* seine höchste Verbreitung zwischen benachbarten Seen (z.B. Plöner Seenplatte). Trotz allem ist der Genfluss über mehrere Generationen innerhalb der Region mit Teichen in einer Entfernung von bis zu 30 km möglich und innerhalb dieser Distanz können sich genetische Differenzierungen bemerkbar machen. Das spiegelt sich auch im Cluster wieder: Genetische Verwandtschaften zwischen der Venn-Population und den anderen Populationen waren vorhanden und theoretisch auch möglich. Die netzisierten Mesokosmen hatten hingegen die geringste genetische Distanz untereinander. Innerhalb der Netze hat somit ein intensiver Austausch stattgefunden.



4.4 Fazit und Ausblick

Eine Übertragbarkeit des akuten Biotest im Labor auf den Mesokosmosversuch war nur bedingt möglich, da unmittelbar nach den Insektizid-Applikationen hauptsächlich die jüngeren Larvenstadien durch das Insektizid beeinträchtigt worden sind. Dies zeigte sich auch in einem verzögerten Effekt eine Generation später in allen Entwicklungsstadien von *Chaoborus crystallinus*. Sind Kontrollen und Behandlung miteinander im Austausch so werden Insektizid-Effekte durch die Migration der Individuen schnell verwischt. Die Eigelege- und Eianzahl waren die geeignetsten und sensitivsten Parameter zur Detektion eines Effektes, weil hier die Effekte am deutlichsten hervortraten.

Eine Wiedererholung war in isolierten insektizidbelasteten Teichsystemen möglich, auch wenn die Population kurzzeitig reduziert wurde. Ein Austausch mit unbelasteten Teichsystemen hatte für eine schnelle Wiedererholung einen hohen Stellenwert. Bei der hier gewählten Konzentration zeigten sich deutliche Effekte nur in einzeln isolierten Teichsystemen und den offenen Teichen, die nicht im Austausch mit Kontrollen standen. Übertragen auf komplett offene Mesokosmosstudien könnten Effekte durch niedrig gewählte Konzentrationen nicht deutlich sichtbar gemacht werden. Im Falle eines „Worst-case-scenarios“ könnten Effekte bei natürlich isolierten Teichen deutlich stärker ausfallen als sie durch Experimente vorhergesagt werden können, weil Immigration aus benachbarten Teichsystemen fehlen. Weitere Faktoren, die eine Wiedererholung begünstigen können, sind eine geringere Larvendichte nach der Insektizidbelastung zusammen mit einer geringeren innerartlichen Konkurrenz und reduzierten Mortalität der Larven. Eine Abwanderung kann hingegen die Wiedererholung verlangsamen.

Um die Analyse der Populationsdynamik von *C. crystallinus* fortzusetzen, sind weiterführende Untersuchungen nötig. Hilfreich wären hier gezielte Eigelege-Experimente, die eine belastbare Auskunft über den natürlichen Kopulationserfolg und den Anteil fruchtbarer Eigelege geben könnte. Hierbei wären ebenfalls gezielte toxikologische Laborversuche in Hinblick auf das Geschlechterverhältnis nötig. Interessant wäre auch die Untersuchung verbleibender und abwandernder Büschelmücken, um Unterschiede in der Fekundität zu bestimmen. Um den Einfluss des Wasserläufers *Gerris sp.* auf die Beute *C. crystallinus* zu verifizieren, wären Räuber Beute-Versuche erforderlich.



5. Zusammenfassung

Experimentelle Mesokosmosteiche im Raum Aachen wurden mit einem künstlichen Pyrethroid, dem Insektizid FASTAC® SC 100 (Alpha-Cypermethrin a. i.), zweimal in einem Abstand von zwei Wochen behandelt. Die Konzentration lag jeweils bei 0,02µg/L. Bei der Untersuchung wurde die interne und externe Wiedererholung der Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* untersucht. Das Besondere am Versuchsdessin waren zeltartige Netzsysteme über einem Teil der Teiche, um Migration zu unterbinden. Es gab behandelte und unbehandelte einzelne Teiche, ein Verbundnetz mit behandelten und unbehandelten Teichen und behandelte Teiche ohne Netz. In einem vorangegangenen Toxizitätstest im Labor wurde die einzusetzende Insektizidkonzentration ermittelt. Im Labortest wurde sowohl die Empfindlichkeit von *C. crystallinus* als auch dem potentiellen Beuteorganismus *Daphnia magna* untersucht.

Anhand von AFLPs wurde die Heterozygotität berechnet, um den Einfluss der Netzinstallationen und des Insektizids auf populationsgenetische Parameter zu detektieren. Weiterhin wurde die genetische Distanz berechnet, um die Verwandtschaftsbeziehung von *C. crystallinus* in den Mesokosmosteichen und im Vergleich zu anderen Teichen in der Umgebung zu analysieren. Daraus wurden auch mögliche Migrationsdistanzen abgeleitet.

Kurz nach den Applikationen reagierten hauptsächlich die jüngeren Larven auf die Kontamination. Deshalb war vier Wochen nach der zweiten Applikation ein Abundanzrückgang aufgrund fehlenden Nachwuchses der ersten Generation zu erkennen. Obwohl *C. crystallinus* nach der ersten und zweiten Insektizidapplikation nur bei den jüngeren Larvenstadien Populationseinbrüche vorzuweisen hatte, machte sich fünf bis sechs Wochen nach der zweiten Applikation ein deutlicher Abundanzrückgang in Emergenz, Eigelegen, Eianzahl und der Larven bemerkbar. Aufgrund weniger Replikate war das Ergebnis nicht immer signifikant, ein Trend war jedoch stets gegeben.

Die Wiedererholung fand relativ schnell statt und stellte sich je nach betrachtetem Endpunkt bereits sechs bis sieben Wochen nach der zweiten Applikation ein. Eine Netzisolation unterstützte die Rekolonisation wegen fehlender Abwanderung. Die Wiedererholung von behandelten Teichen erfolgte schneller, wenn Kontrollteiche



zugänglich waren und Mücken aus den Kontrollen in die behandelten Teiche emigrieren konnten.

In den offenen behandelten Teichen war die Wiedererholung etwas langsamer. Eine Abwanderung zusätzlich zum Insektizideffekt wurde hier angenommen. Insgesamt betrachtet besitzt *C. crystallinus* somit ein Wiedererholungspotenzial in isolierten Habitaten, welches aber umso höher ist, wenn unbehandelte Teiche vorhanden sind. Nach der Dezimierung der Population hatte eine verringerte Individuendichte zu einer geringeren Sterblichkeit geführt und vermutlich zu einer schnellerem Wiedererholung beigetragen. Eine positive Korrelation zwischen Eigelegedichte und Mortalität deutete dies an.

Die Bedeutsamkeit der Migrationsereignisse in der Mesokosmosstudie wurde anhand der Eigelege pro Weibchen deutlich. Grundsätzlich war der natürliche Eiablageerfolg in den isolierten Kontrollen mit 0,33 Gelegen pro Weibchen gering. Ein möglicher Temperatureinfluss und der Männchenüberschuss in dieser Studie wurden diskutiert. Aufgrund der toxischen Belastung hatten isoliert behandelte Teiche mit einem Wert von 0,15 rund 50 % weniger Eigelege pro Weibchen zu verzeichnen als isolierte Kontrollen. Der Eiablageerfolg im 6er-Netz war mit durchschnittlich 0,28 Eigelegen pro Weibchen nur etwas niedriger als die Einzelnetz-Kontrolle. Begünstigt hatte dies geschlüpfte Kontrollindividuen, die nach der Kontamination zur Eiablage in die behandelten Teiche immigrierten. Im gesamten 6er-Netz wurde die Eigelegeanzahl pro Weibchen durch das Insektizid also nur um 15 % reduziert. Im Vergleich zu der Einzelnetz-Behandlung führten in den offenen Teichen gleich zwei Ereignisse zu einer Reduktion der Population: die Insektizidkontamination und die Abwanderung. Geschätzt betrug die Abnahme durch die Migration ein Drittel.

Auffällig war, dass in den offenen Teichen und in den behandelten Einzelteichen der Anteil großer Eigelege etwas erhöht war. Möglicherweise überlebten mehr fruchtbarere Weibchen in beiden Teichen und legten größere Eigelege. So konnten über größere Eigelege und eine schnellere Wiedererholung vorherige Populationsverluste kompensiert werden. Für die offenen Teiche könnte dies ein weiteres Indiz für Abwanderung sein. Des Weiteren wird ein Zusammenhang zwischen Abwanderung und kleineren Eigelegen angenommen, weil vermehrt größere Eigelege gelegt wurden und die Eiablage geringer war als bei netzisierten behandelten Teichen. Die am Teich verbleibenden Weibchen hatten möglicherweise vermehrt größere Eigelege gelegt.



Insgesamt betrachtet begünstigten die fehlende Abwanderung durch die Netze, die Ausbildung mehrerer Generationen, die schnelle Abbaukinetik des Insektizids und vermutlich die Adsorption des Insektizides an organischem Material, eine schnelle Wiedererholung.

Ein Insektizid-Effekt auf die genetische Populationsstruktur von *C. crystallinus* konnte nicht nachgewiesen werden, jedoch waren sich die Allele der netzisierten Individuen am Institut ähnlicher als bei durchgängig offenen Populationen. Die Netzinstallationen hatten möglicherweise einen genetischen Austausch verhindert und einen Gründereffekt hervorgerufen. Ein phylogenetischer Stammbaum - das sogenannte Neighbor-Net - berechnete, dass Individuen in den netzisierten Mesokosmosteichen mit 1,4 Kilometer entfernten Teichen näher verwandt waren als 2,7 und 3,0 Kilometer entfernt liegende Teiche. In der Regel sind aus der Literatur Flugdistanzen von *C. crystallinus* von weniger als zwei Kilometer bekannt und konnten hiermit bestätigt werden. Allerdings konnte auch eine Verwandtschaftsbeziehung zu einem 25 km entfernten Palsen in der Eifel hergestellt werden. Mit einer Verbreitung über mehrere Generationen könnte eine Verwandtschaftsbeziehung möglicherweise auch zu 25 Kilometer entfernt liegenden Teichen wie dem Palsen möglich sein.

Summary

Experimental mesocosm ponds in the Aachen area have, with a two-week interval, been subjected to treatment twice with an artificial pyrethroid, the insecticide FASTAC® SC 100 (alpha-cypermethrin a. i.). The concentration has, in each case, been 0.02 µg/ L. The tests had the purpose of examining internal and external recovery of the phantom midge *Chaoborus crystallinus*. The special characteristic of the experimental design were the net systems in a tent-like fashion which covered some of the ponds in order to prevent migration. There were treated and untreated single ponds, a network with treated and untreated ponds and treated ponds without netting. In a preceding toxicity test in the laboratory, the insecticide concentration which was to be applied has been determined. In the laboratory test, the sensitivity of



C. crystallinus and also of the potential prey organism *Daphnia magna* has been examined.

By means of AFLPs, the heterozygosity has been calculated in order to detect the influence of the net installations and of the insecticide on population genetic parameters. Moreover, the genetic distance has been calculated in order to analyse the hereditary relationship of *C. crystallinus* in the mesocosm ponds and also in comparison with other ponds in the neighbourhood. From there, also possible migration distances have been derived.

Shortly after the applications had taken place, mainly the younger larvae reacted to the contamination. This was the reason why, four weeks after the second application, a reduction in abundance due to missing procreation of the first generation was observed. Although, after the first and the second insecticide application, *C. crystallinus*' decrease in population were only observed in the case of the younger instars, five to six weeks after the second application a clear abundance reduction in emergence, egg clutch, number of eggs and larvae was observed. Due to only a small number of replica the result has not always been significant, a trend was, however, always given.

Recovery has occurred relatively fast and started, depending on the observed end point, already six to seven weeks after the second application. Isolation of the net has supported recolonization since migration did not take place. The recovery of treated ponds occurred faster when control ponds had been accessible and when midges had the possibility to emigrate from the control ponds into the treated ponds. Recovery in the open, treated ponds occurred somewhat slower. Migration, in addition to the insecticide effect, was assumed. All in all, *C. crystallinus* possesses thus a recovery potential in isolated habitats which, however, is all the higher if there are untreated ponds available.

After the decimation of the population, the reduced individual density has resulted in lower mortality and, possibly, faster recovery. A positive correlation between egg clutch density and mortality pointed to this assumption.

The egg clutches per female clarified the significance of the migration incidences during the mesocosm study. In principle, the natural oviposition success in the isolated controls with 0.33 clutches per female was low. A possible influence of temperature and the surplus of males in this study have been discussed. Due to the toxic load, isolated and treated ponds with a value of 0.15 showed a number of egg



clutches per female which was about 50 % less than that of isolated controls. The oviposition success in the compound of six nets was with approximately 0.28 egg clutches per female only slightly lower than in the single-net control group. This had been favoured by hatched control individuals which, after the contamination, immigrated into the treated ponds for oviposition. In the entire compound of six nets, the egg clutch number per female was reduced only by 15 % through the insecticide. Compared with the single-net treatment, it was obvious, that two incidents in the open ponds resulted in the reduction of the population: the insecticide contamination and the migration. The reduction through migration was roughly one third.

It has been noticeable that, in the open ponds and in the treated single ponds, the number of large egg clutches was increased to some degree. It is possible that a higher number of fertile females in both ponds have survived and have laid larger egg clutches. Thus, via larger egg clutches and faster recovery, prior population losses were compensated. As far as the open ponds are concerned this may be a further indication for migration. Moreover, a connection between migration and smaller egg clutches is assumed because larger egg clutches have been deposited more frequently and the egg oviposition was lower than in the net-isolated, treated ponds. It is possible that the females which had remained in the pond had deposited larger egg clutches more frequently.

On the whole, the lack of migration (nets), the development of several generations, the fast degradation kinetics of the insecticide and probably the adsorption of the insecticide on organic material promoted the fast recovery.

An insecticide effect on the genetic population structure of *C. crystallinus* has not been established, the alleles of the net-isolated individuals in the institute were, however, more similar than those in permanently open populations. It is possible that the net installations have prevented a genetic exchange and have evoked a “founder-effect”. A phylogenetic genealogical tree – the so-called neighbour net – calculated that individuals in the net-isolated mesocosm ponds were related more closely with the individuals in the ponds which were located at a distance of 1.4 kilometres than with those in the ponds which were located at a distance of 2.7 and 3.0 kilometres. From literature we know that the flight distances of *C. crystallinus* are less than two kilometres, which has herewith been confirmed again. However, a relationship with a palsa in the Eifel which is located at a distance of more than 25 km has also been established. With a distribution over several generations, the hereditary relationship



to ponds which are located at a distance of 25 km, such as the palsa, may be possible.



6. Literatur

- BASF (2004): Sicherheitsdatenblatt FASTAC® SC
- BERENDONK, T.U. (1999): Influence of fish kairomones on the ovipositing of *Chaoborus imagines*, *Limnology and Oceanography* 44(2): 454-458
- BERENDONK, T. U., BONSALL, M. B. (2002): The phantom midge and a comparison of metapopulation structures, *Ecology* 83 (1): 116-128
- BERENDONK, T. U., SPITZE, K. (2006): Linking lakes? The population genetic structure of *Chaoborus flavicans*, *Journal of Plankton Research* 28 (11): 1015-1025
- BERGEMA, W.F., ROMBOUT, H. (1994): A field bioassay for side-effects of insecticides with larvae of *Chaoborus crystallinus* (De Geer) (Diptera: Chaoboridae), *Mededelingen Faculteit landbouww Universitet Gent*, 59/ 2a: 357-367
- BRYANT, D., MOULTON, V. (2004): Neighbor-Net: an agglomerative method for the construction of phylogenetic networks, *Molecular Biology and Evolution*, 21(2): 255 - 265
- BROCK, T.C.M., WIJNGAARDEN, R. P. A., VAN GEEST, G. J. (2000): Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems; Part 2: insecticides, Wageningen, Netherlands, Alterra Report 089: 142 Seiten
- BÜNS, M. (1990): Experimentelle Prüfung von Hypothesen zur Determination von Körpergewicht und Gelegegröße bei *Chaoborus crystallinus* De Geer (Diptera: Chaoboridae), Diplomarbeit Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 82 Seiten
- BÜNS, M. RATTE, H. T. (1991): The combined effects of temperature and food consumption on body weight, egg production and developmental time in *Chaoborus crystallinus* De Geer (Diptera: Chaoboridae) - Some new evidence for the adaptive value of vertical migration, *Oecologia* 88: 470 - 476
- BURKE, J., JENKINS, W.R., BARRETT, K.L. (2005): Nymphal skins as indicators of dose response and recovery in aquatic mesocosm studies, SETAC Europe 15th Annual Meeting 22-26 Mai 2005, Lille (Frankreich), Poster
- CÁCERES, C. E., SOLUK, D. A. (2002): Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates, *Oecologia* 131: 402-408



- CAMPBELL, P.J., ARNOLD, D.J. S., BROCK, T.C.M., GRANDY, N.J., HEGER, W., HEIMBACH, F., MAUND, S. J., STRELOKE, M. (1999): Guidance Document on Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP), SETAC-Europe Publication Brüssel, SETAC-Europe/ OECD/ EC Workshop (Lacanau Océan, France) 19.-22. April 1998.
- CANTELMO, C.A., LAZELL, R.J., MANTEL, L.H. (1981): The effects of benzene on molting and limb regeneration in juvenile *Callinectes sapidus* Rathbun. *Marine Biology Letters* 2: 333-343
- CAQUET, T., HANSON, M. L., ROUCAUTE, M., GRAHAM, D. W., LAGADIC, L. (2007): Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from application of an insecticide. II. Benthic macroinvertebrate responses, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (6): 1280-1290
- CRANE, M., SILDANCHANDRA, W., KHEIR, R., CALLAGHAN, A. (2002): Relationship between biomarker activity and developmental endpoints in *Chironomus riparius* Meigen exposed to an organophosphate insecticide, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53: 361-369
- CROSSLAND, N.O. (1982): Aquatic toxicology of cypermethrin II Fate and biological effects in pond experiments, *Aquatic Toxicology* 2: 205-222
- CROTEAU, M.-L., HARE, L., MARCOUX, P. (2003): Feeding patterns of migratory and non-migratory fourth instar larvae of two coexisting *Chaoborus* species in an acidic and metal contaminated lake: Importance of prey ingestion rate in predicting metal bioaccumulation, *Archiv für Hydrobiologie* 158(1): 57-74
- CZIHAK, G, LANGER, H., ZIEGLER, H. (Hrsg.) (1992): *Biologie – Ein Lehrbuch*, 5. Aufl. Springer Verlag, 995 S.
- DAS, S., MISRA, R.C., ROUT, G.R., PATTANAIK, M.C., APARAJITA, S. (2009): Relationship of status of polymorphic rapd bands with genotypic adaption in early finger millet genotypes, *African Crop Science Journal*, 17 (2): 61 – 69
- DAWO, U. (2005): Die ökotoxikologische Bewertung multipler Pestizideinträge in aquatische Ökosysteme: Der Vergleich einer einmaligen mit einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung, Dissertation Technischen Universität München, 233 Seiten
- DODDS, W.K., JONES, J.R., WELCH, E.B. (1998): Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus, *Water Research* 32 (5): 1455 - 1462



- DODSON, S. I. (1972): Mortality in a population of *Daphnia rosea*, Ecology 53: 1011-1023
- DOROW, J. (2009): Genetische Diversität im Süßwasser: Regenerationspotential der Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* und genetische Variabilität im Plankton in versauerten Tagebauseen, Diplomarbeit, Universität Leipzig, 127 Seiten
- DROBNE, D., STRUS, J. (1996): Moulting frequency of the isopod *Porcellio scaber*, as a measure of zinc-contaminated food, Environmental, Toxicology and Chemistry 15: 126-130
- ENSZ, A.P., KNAPP, C.W., GRAHAM, D.W. (2003): Influence of autochthonous dissolved organic carbon and nutrient limitation on alachlor biotransformation in aerobic aquatic systems, Environmental science & technology 37(18): 4157-4162
- EXCOFFIER, L., LAVAL, G., SCHNEIDER, S. (2005): Arlequin ver 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. Evolutionary Bioinformatics Online 1: 47-50
- FARMER, D., HILL, I.R., MAUND, S.J. (1995): A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms, Ecotoxicology 4: 219-244
- FENT, K. (2003): Ökotoxikologie, 2. Auflage, Georg-Thieme-Verlag, 332 Seiten
- FOMIN, A., OEHLMANN, J., MARKERT, B. (2007): Praktikum zur Ökotoxikologie, Grundlagen und Anwendungen biologischer Testverfahren, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 192 Seiten
- FRANKHAM, R., BALLOU, J. D., BRISCOE, D. A. (2010): Introduction to Conservation Genetics, 2. Aufl. Cambridge University Press, 642 S.
- GEBAUER, S. (2007): Effekte eines Pyrethroids auf verschiedene aquatische Ökosysteme – Ökotoxikologische und genetische Untersuchungen, Dissertation Technische Universität München, 118 Seiten
- GOEDKOOP, W., SPANN, N., ÅKERBLUM, N. (2010): Sublethal and sex-specific cypermethrin effects in toxicity tests with the midge *Chironomus riparius* Meigen, Ecotoxicology 19: 1201–1208
- GRÜNWARD, H. M. (2003): Effects of a Pesticide Mixture on Plankton in Freshwater Mesocosms – from single substance studies to combination impacts, Dissertation Technischen Universität München, 231 Seiten



- HANAZATO, T., YASUNO, M. (1989): Effect of temperature in laboratory studies on growth of *Chaoborus flavicans* (Diptera: Chaoboridae), Archiv für Hydrobiologie. 114 (4): 497-504
- HANAZATO, T., YASUNO, M. (1990 a): Influence of persistence period of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds, Environmental Pollution (67): 109-122
- HANAZATO, T. (1990 b): A comparison between predation effects on zooplankton communities by *Neomysis* and *Chaoborus*, Hydrobiologia 198: 33-40
- HANAZATO, T. (1998): Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities, Environmental Pollution 101: 361-373
- HANSKI, I. (1999): Metapopulation ecology, Oxford University Press, 328 Seiten
- HANSON, M. L., GRAHAM, D. W., BABIN, E., AZAM, D., COUTELLEC, M.-A., KNAPP, C. W., LAGADIC, L., CAQUET, T. (2007): Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. I. Study design and planktonic community responses, Environmental Toxicology and Chemistry 26 (6): 1265-1279
- HARRISON, R.G. (1980): Dispersal polymorphism in insects, Annual Review of Ecology and Systematics 11: 95-118
- HAVERTZ, U. (1988): Einfluss der Temperatur auf die Populationsdynamik von *Chaoborus crystallinus* in Freiland – Modellökosystem, Hausarbeit für 1.Staatsprüfung Lehramt Sek I/II, 62 Seiten
- HELMUTH, D.W., GHASUDDIN, S.M., SODERLUND, D.M. (1983): Poly(ethylene glycol) Pretreatment Reduces Pyrethroid Adsorption to Glass Surfaces, Journal of Agricultural and Food Chemistry 31: 1127-1129
- HENNING, W., Hrsg. (1995): Genetik, Springer-Verlag, 776 Seiten
- HOCKING, B. (1952): Autolysis of a flight muscles in a mosquito, Nature 169: 1101
- HOCKING, B. (1954): Flight muscle autolysis in *Aedes communis* (DeGeer): Mosquito News 14: 121-123
- HÖLL, K. (1986): Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie, 7. Auflage, Walter de Gruyter Verlag, 592 Seiten



- HUSON, D. (1998): SplitsTree: a program for analyzing and visualizing evolutionary data. *Bioinformatics*, 14: 68-73
- HUSON, D.H, BRYANT, D. (2006): Application of Phylogenetic Networks in Evolutionary Studies, *Molecular Biology Evolution*, 23(2): 254-267
- IRGANG, K. (2001): Vergleich von Inzucht- und Homozygotieentwicklung anhand molekulargenetischer Marker in einer geschlossenen New Hampshire Linie, Dissertation, Freie Universität Berlin, 154 Seiten
- JOHNSON, C.G. (1969): Migratory and dispersal of Insects by flight, Methuen & Co. Ltd.: 763 Seiten
- KAUSHIK, N.K, STEPHENSON, G.L., SOLOMON, K.R., DAY, K.E. (1985): Impact of Permethrin on Zooplankton Communities in Limnocorrals, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 77-85
- KIMURA, M., CROW, J.F. (1964): The number of alleles that can be maintained in a finite population, *Genetics* 49: 725-738
- KLÜTTGEN, B., DÜLMER, U., ENGELS, M. RATTE, H.T. (1994): ADaM, an artificial freshwater for the culture of zooplankton, *Water Research*, 28 (3): 743-746
- LAGADIC, L., CAQUET, T. (1998): Invertebrates in testing of environmental chemicals: Are they alternatives? *Environmental Health Perspectives Supplements* 106 (2): 593-611
- LAMPERT, W., SOMMER, U. (1993): *Limnoökologie*, Thieme Verlag, 440 Seiten
- LAURIDSEN, T.L., FRIBERG-JENSEN, U., CHRISTOFFERSEN, K. (2003): Effekter af cypermethrin, azoxystrobin og bentazon på limniske invertebrater - Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 76, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen - København, Danmark, 97 Seiten
- LEARNER, M. A., POTTER, D.W.B. (1974): The Seasonal Periodicity of Emergence of Insects from two Ponds in Hertfordshire, England, with Special Reference to the Chironomidae (Diptera: Nematocera), *Hydrobiologia* 44 (4): 495-510
- LI, X., MA, L., SUN, L., ZHU, C. (2002): Biotic characteristics in the deltamethrin-susceptible and resistant strains of *Culex pipiens pallens* (Diptera: Culicidae) in China, *Applied Entomology and Zoology* 37 (2): 305–308
- LI, X., PING, X., XIUMEI, S., ZHENBIN, W., LIQIANG, X. (2005): Toxicity of Cypermethrin on growth, pigments, and superoxide dismutase of *Scenedesmus obliquus*, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 188-192



- LIESS, M., SCHULZ, R. (1996): Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*, *Hydrobiologia* 324: 99-106
- LIESS, M., VON DER OHE, C. P. (2005): Analyzing effects of pesticides on Invertebrate communities in streams, *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4): 954-965
- LUECKE, C. (1986): A change in the pattern of vertical migration of *Chaoborus flavicans* after the introduction of trout, *Journal of Plankton Research* 8 (4): 649-657
- LYNCH, M., MILLIGAN, B.G. (1994): Analysis of population genetic structure with RAPD markers, *Molecular Evolution* 3: 91-99
- MAIER, R. M., PEPPER, I. L., GERBA, C. P. (2009): *Environmental Microbiology*, 2. Ausgabe, Academic Press, 632 Seiten
- MALUEG, K.W. (1966): An ecological study of *Chaoborus*, Dissertation University of Wisconsin, USA: 255 Seiten
- MAUCK, W.L., OLSEN, L.E., MARKING, L.L. (1976): Toxicity of natural pyrethrins and five pyrethroids to fish, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 4(1): 19-29
- MAUND, S.J, HAMER, M. J., LANE, M. C. G., FARRELLY, E., RAPLEY, J.H., GOGGIN, U.M., GENTLE, W.E. (1999): Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments, *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 (1): 9-15
- MCLACHLAN, A. (1983): Life history tactics of rain-pool dwellers, *Journal of Animal Ecology* 52: 545-561
- MCMANUS, G., WYMAN, K., PETERSON, W., WURSTER, C. (1983): Factors affecting the elimination of PCBs in the marine copepod *Acartia tonsa*, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17: 421–430
- MEDINA, M., BARATA, C., TELFER, T., BAIRD, D.J. (2002): Age- and Sex-Related Variation in Sensitivity to the Pyrethroid Cypermethrin in the Marine Copepod *Acartia tonsa* Dana, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42: 17–22



- MEYER, S. (2007 a): Untersuchungen zur natürlichen Mortalität von Larven der Büschelmücke (*Chaoborus crystallinus*) unter Berücksichtigung der Nahrungsbedingungen, Forschungspraktikum Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 44 Seiten
- MEYER, S. (2007 b): Untersuchungen zur Migrationsdistanz von *Chaoborus crystallinus*, Forschungspraktikum Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 16 Seiten
- MOORE, M.V. (1986): Method for Culturing the Phantom Midge *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae), in the Laboratory, *Aquaculture* 56: 307-316
- MØHLENBERG, F., PETERSEN, S., GUSTAVSSON, K., LAURIDSEN, T., FRIBERG, N. (2001): Mesocosm experiments in the approval procedure for pesticides, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen - København, Danmark, *Pesticides Research* 56: 110 Seiten
- NACHTIGALL, W. (1962): Zur Lokomotionsmechanik schwimmender Dipterenpuppen, *Zeitschrift für vergleichende Physiologie*, 45: 463-474
- NEI, M. (1972): Genetic distance between populations, *The American Naturalist*, 106 (949): 283-292
- NEI, M. (1987): *Molecular Evolutionary Genetics*, Columbia University Press, 512 Seiten
- NIEWERSCH, C. (2005): Entwicklung eines ökotoxikologischen Tests mit der Büschelmücke *Chaoborus crystallinus* (Diptera: Chaoboridae), Diplomarbeit Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 121 Seiten
- NOWAK, C., VOGT, C., DIOGO, J.O., SCHWENK, K. (2007): Genetic impoverishment in laboratory cultures of the test organism *Chironomus riparius*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(5): 1018–1022
- OECD (1982): *Eutrophication of Waters - Monitoring assessment and control*, Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD, Paris, 154 Seiten
- OECD (2004): *Guidelines for the Testing of Chemicals Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test*
- PARMA, S. (1971): *Chaoborus flavicans* (Meigen) (Diptera, Chaoboridae): An autecological study, Dissertation Rijkuniversiteit te Groningen, Netherlands: 128 Seiten



- PEAKALL, R., SMOUSE, P.E., 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research, *Molecular Ecology Notes*, 6: 288-295
- RATTE, H.T. (1977): Wachstum, Häutung und Dormanz bei dem Vertikalwanderer *Chaoborus* in Abhängigkeit von tagesperiodisch wechselnden Temperaturen und Photoperioden, Dissertation Universität Köln, 111 Seiten
- RATTE, H.T. (1986): Vertical migration and population dynamics of *Chaoborus crystallinus* (Diptera, Chaoboridae) in thermally stratified waters, *Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology*: 125-128
- ROMO, S., MIRACLE, M.R., VILLENA, M.-J., RUEDA, J., FERRIOL, C., VICENTE, E. (2004): Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate, *Freshwater Biology* 49: 1593-1607
- SACHS, L. (2002): *Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden*, 10. Auflage, Springer Verlag, 889 S.
- SÆTHER, O. (1996): VI. Chaoboridae in Schwoerbel, J (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa: Seite 257-279
- SÆTHER, O. (2002): Chaoboridae und Thaumelidae, in SCHWOERBEL, J., ZWICK, P. (Hrsg.), begr. v. BAUER, A.: Süßwasserfauna von Mitteleuropa: Insecta: Diptera, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, 21/10: 1 - 38
- SAITOU, N., NEI, M. (1987): The Neighbour-Joining method: a new method for reconstruction of phylogenetic trees, *Molecular Biology and Evolution* 4: 406-425
- SANDMANN, E. (2000): Microhabitat field-studies in a natural lake littoral zone and different mesocosm systems for an ecotoxicological test with cypermethrin, Dissertation, Technische Universität München, 183 Seiten
- SCHETTGEN, C. (2000). Bioakkumulation von Triclosan bei verschiedenen pH-Werten des Wassers und der Pyrethroide Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin und Permethrin. Dissertation, Universität Oldenburg, 127 Seiten
- SCHINNER, F., KANDELER, E., ÖHLINGER, R., MARGESIN, R. (HRSG.) (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. 2. Aufl., Springer, Ammonium-N: S. 367-368, Nitrat-N: S. 369-371
- SCHMELLER, D., VEITH, M., SEITZ, A. (1996): Genflußschätzungen und deren Aussagekraft, dargestellt am Beispiel der Westlichen Beißschrecke *Platycleis albopunctata* (GOEZE, 1778), *Articulata* 11(1):1-10



- SCHROER, A. F. W., BELGERS, J. D. M., BROCK, T. C. M., MATSER, A. M., MAUND, S. J., VAN DEN BRINK, P. J. (2004): Comparison of laboratory single species and field population-level effects of the pyrethroid insecticide λ -Cyhalothrin on freshwater invertebrates, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 324-335
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie, Gustav Fischer Verlag, 387 Seiten
- SHERRATT, T.N., ROBERTS, G., WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J. (1999): A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals, *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 (11): 2512-2518
- SLATKIN, M., VOELM, L. (1991): F_{ST} in a Hierarchical Island Model, *Genetics* (127): 627-629
- SOLOMON, K.R., YOO, J.Y., LEAN, D., KAUSHIK, N.K., DAY, K.E., STEPHENSON, G.L. (1985): Dissipation of Permethrin in Limnocorrals, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 70-76
- SREČEC, S., ZECHNER-KRPAN, V., PETRAVIĆ-TOMINAC, V., ČERENAK, A., LIBER, Z., ŠATOVIĆ, Z. (2010): Phenotypic and alpha-acid content diversity of wild hop populations in Croatia, in: *Plant, Soil and Environment, Česká Akademie Zemedelských Ved*, 56 (1): 37–42
- STATON, J. L., SCHIZAS, N. V., CHANDLER, G. T., COULL, B. C., QUATTRO, J. M. (2001): Ecotoxicology and Population Genetics: The Emergence of “Phylogeographic and Evolutionary Ecotoxicology” *Ecotoxicology* 10: 217–222
- STEPHENSON, R.R. (1982): Aquatic toxicology of cypermethrin. I. Acute toxicity to some freshwater fish and invertebrates in laboratory tests, *Aquatic Toxicology* 2 (3): 175-185
- STRAUSS, T., SEVIM, S., RATTE, H.T. (2007): Individual-based modelling of the recovery of *Chaoborus crystallinus* in aquatic mesocosm pond studies. Poster presentation, 17th SETAC- Europe Annual Meeting 20-24 May 2007, Porto, Portugal
- STRICKMAN, D. (1980): Observations on adults and eggs of *Chaoborus flavicans* (Diptera: Chaoboridae), *Hydrobiologia* 74: 195-197
- SWIFT, M. C. (1992): Prey capture by the four larval instars of *Chaoborus crystallinus*, *Limnology and Oceanography* 37(1): 14-24



- TANAKA, S. (1991): De-alation and its influence on egg production and flight muscle histolysis in a cricket (*Velarifictorus parvus*) that undergoes inter-reproductive migration, *Journal of Insect Physiology* 37(7): 517-523
- TANAKA, S. (2001): Effects of suppressed oviposition activity and flight muscle histolysis on food consumption and ovarian development in a wing-dimorphic cricket: an explanation for sporadic conclusions related to physiological trade-offs, *Journal of Insect Physiology* 47: 83-94
- TRAAS, T. P., JANSE, J. H., VAN DEN BRINK, P. J., BROCK, T. C. M., ALDENBERG, T. (2004): A freshwater food web model for the combined effects of nutrients and insecticide stress and subsequent recovery, *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (2): 521-529
- VAN DEN BRINK, P.J., VAN WIJNGAARDEN, R.P.A., LUCASSEN, W.G.H., BROCK, T.C.M., LEEUWANGH, P. (1996): Effects of the insecticides DURSBAN 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community responses and recovery, *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 (7): 1143-1153
- VAN DEN BRINK, P.J., VAN DONK, E., GYLSTRA, R., CRUM, S.J.H., BROCK, T.C.M. (1995): Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms, *Chemosphere*, 31 (5): 3181-3200
- VOS, P., HOGERS, R., BLEEKER, M., VAN DE LEE, T., HORNES, M., FRIJTERS, A., POT, J., PELEMAN, J., KIUPER, M., ZABEAU, M. (1995): AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research*, 23 (21): 4407-4414
- WELTJE, L., BRUNS, E. (2009): The chironomid full life-cycle test: Validation report - First draft, OECD, <http://www.oecd.org/dataoecd/54/3/44082677.pdf>, 20 Seiten
- WENDE, F., LUCAS, L. K., GRAVES, A. M., SWIFT, M. C., BERENDONK, T. U. (2006): Steps between lakes? Some initial genetic data on the holoarctic planktonic predator *Chaoborus flavicans*, *Archiv für Hydrobiologie* 167 (1-4): 169-182
- WHO (World Health Organization), WHO Specifications and Evaluations for Public Health Pesticides: Alpha-Cypermethrin, 50. S.
- WIERTZ, S. (1984): Funktionelle Reaktion bei den Larven der Mücke *Chaoborus crystallinus* (Diptera, Chaoboridae) unter Berücksichtigung der Temperatur- und Photoperiodeabhängigkeit, Diplomarbeit, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 66 S.



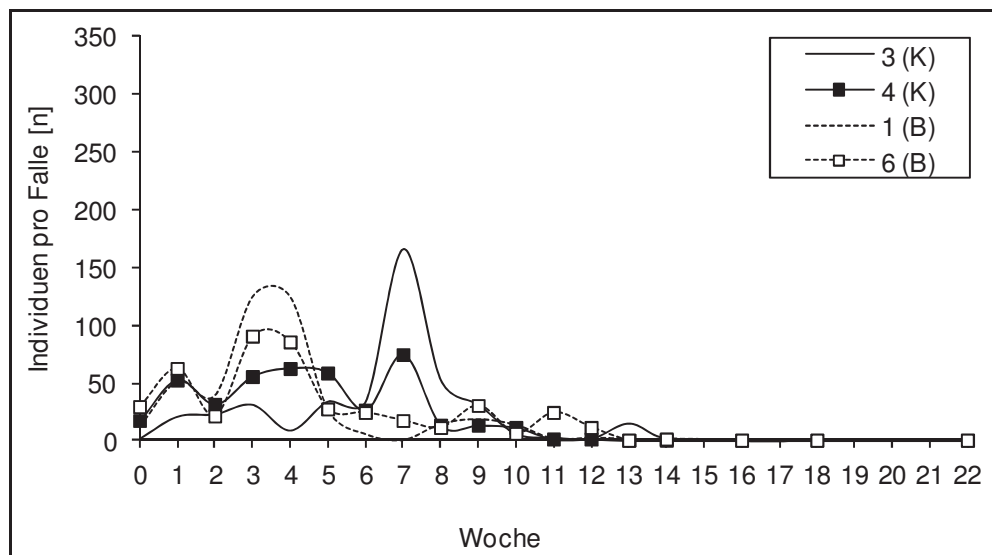
- WOOD, K. G., (1956): Ecology of *Chaoborus* (Diptera: Culicidae) in an Ontario Lake, Ecology, 37 (4): 639-643
- WRIGHT, S. (1951): The genetical structure of populations, Annals of Eugenics 15: 323-354
- YAN, N.D., KELLER, W., MACISAAC, H.J., MCEACHERN, L.J. (1991): Regulation of zooplankton community structure of an acidified lake by *Chaoborus*, Ecological Applications 1(1): 52-65
- ZERA, A.J., DENNO, R.F. (1997): Polymorphism in Insects, Annual Review of Entomology 42: 207-230



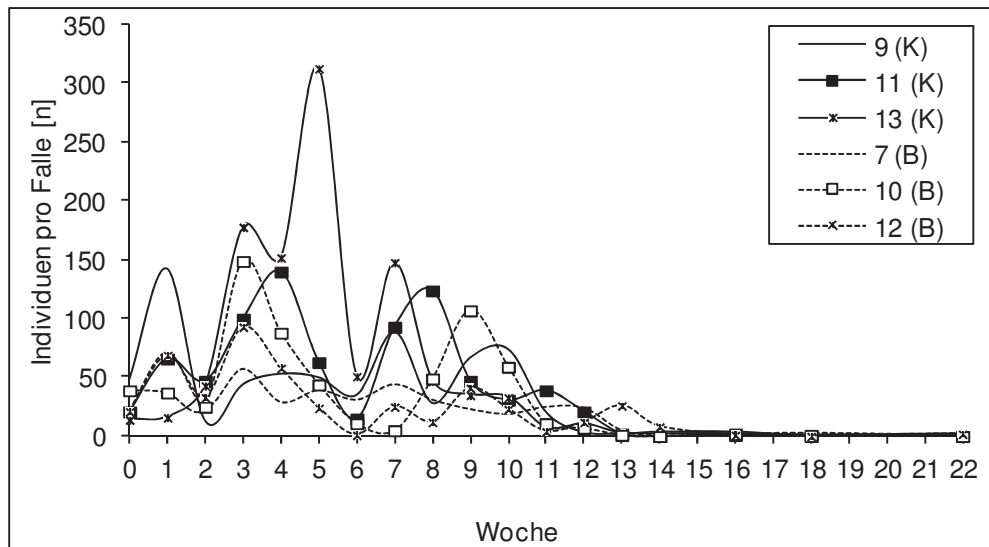
7. Anhang

Tabelle 7-1: Rohdaten Emergenz (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)

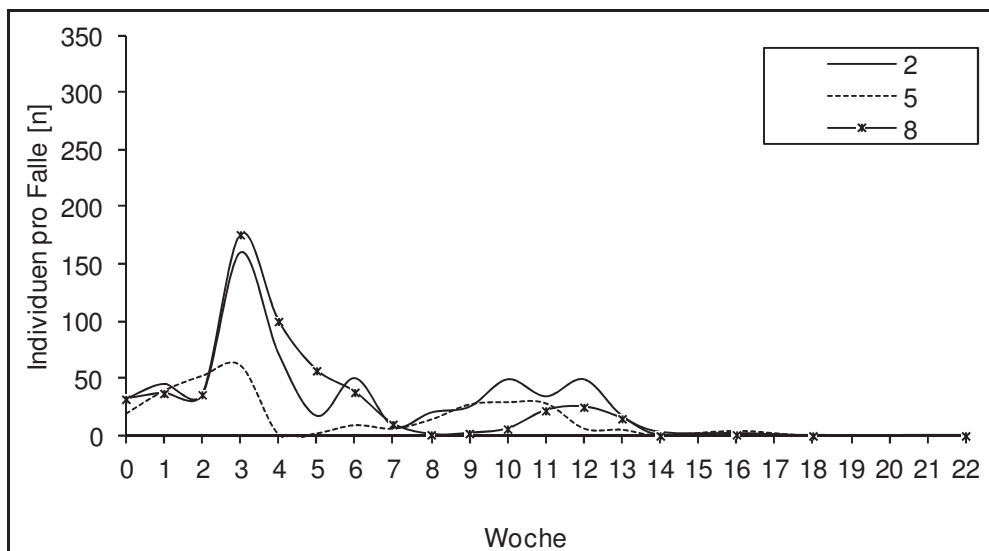
Teich Nr. =>	Teich Einzelnetz-K		Einzelnetz-B		6er-Netz-K			6er-Netz-B			offen B		
	3	4	1	6	9	11	13	7	10	12	2	5	8
Woche													
0	2	17	12	29	47	21	14	21	39	21	32	19	32
1	21	52	51	62	142	66	16	70	37	69	45	39	37
2	23	31	39	21	12	47	43	24	25	33	36	52	36
3	31	55	125	90	43	100	178	56	149	93	160	61	176
4	9	62	124	85	52	140	152	28	88	58	71	1	100
5	34	58	26	27	49	63	313	38	44	24	17	2	57
6	34	26	5	24	34	15	51	30	11	1	50	9	38
7	165	74	0	17	88	93	148	43	5	25	8	6	10
8	52	13	14	11	27	124	47	30	49	12	20	14	1
9	31	13	18	30	66	47	35	22	107	41	34	27	2
10	6	11	13	6	73	31	33	18	59	23	49	29	6
11	3	1	1	24	19	39	7	24	11	4	34	28	22
12	2	1	2	11	2	21	10	23	7	12	49	6	25
13	15	0	1	0	1	2	2	4	1	26	17	5	15
14	2	0	0	1	1	0	3	0	0	8	3	0	0
16	0	0	0	0	1	1	3	1	2	1	2	4	1
18	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
22	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0



Anhang 7-1: Emergenz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Anhang 7-2: Emergenz im 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Anhang 7-3: Emergenz in den offenen Teichen (Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Tabelle 7-2: Wahrscheinlichkeitswerte(p-Werte) nach Durchführung eines t-Testes mit Emergenz, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (offen= offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, schwarzer Kasten = signifikant, fette Schrift = Tendenz => 0,05 < p < 0,1; n.b. = nicht berechnet)

Testpaare	Woche																	
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	18	22
Einzelnetz-K < > Einzelnetz-B	0,42	0,37	0,86	0,10	0,27	0,19	0,33	0,18	0,40	0,80	0,88	0,57	0,33	0,58	0,82	n.b.	n.b.	n.b.
Einzelnetz-K < > offen	0,16	0,61	0,12	0,12	0,96	0,39	0,85	<0,01	0,37	0,65	0,35	0,01	0,06	0,38	0,89	0,03	n.b.	n.b.
6er-Netz-K < > offen	0,79	0,68	0,50	0,64	0,33	0,14	0,84	<0,01	0,10	0,16	0,35	0,42	0,36	0,01	0,69	0,58	n.b.	0,37
6er-Netz-K < > 6er-Netz-B	0,87	0,94	0,88	0,99	0,23	0,16	0,24	0,05	0,30	0,94	0,46	0,50	0,56	0,31	0,95	0,75	0,13	0,81



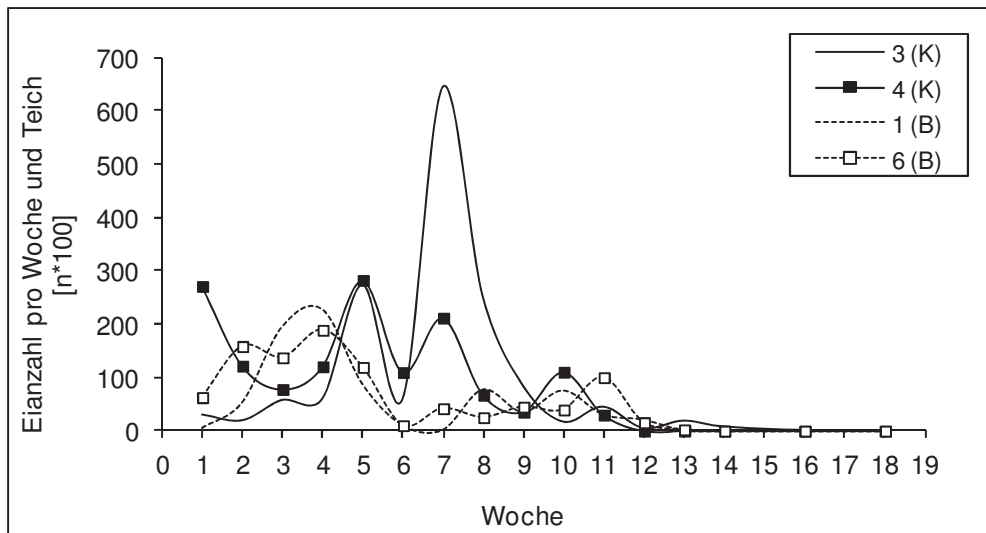
Tabelle 7-3: Rohdaten Eianzahl (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung)

Tag	Teich												
	Einzelnetz-K		Einzelnetz-B		6er-Netz-K			6er-Netz-B			offen B		
	3	4	1	6	9	11	13	7	10	12	2	5	8
7	585	5424	128	1258	12615	872	3694	3131	299	334	5646	4019	4793
8	119	1263	253	80	2362	53	552	2268	1103	514	491	808	1469
9	119	1263	80	253	2362	53	552	2268	514	1103	491	808	1469
10	0	1360	0	3196	3540	2048	260	6536	504	1720	864	1820	4160
12	0	2857	1717	4601	2062	1726	1869	3462	1630	3733	386	727	1974
13	0	2857	1717	4601	2062	1726	1869	3462	1630	3733	386	727	1974
14	1596	2586	1679	3139	2103	381	274	4699	720	2065	3166	2287	4804
15	816	1539	3264	1972	3418	2188	970	4512	2057	1261	133	0	442
16	816	1539	3264	1972	3418	2188	970	4512	1261	2057	0	133	442
19					7554		9963	12129	9311	11028			
20					7554		9963	12129	9311	11028			
21	1761	1599	5281	4310	1927	0	3186	0	1062	163	1884	944	866
22	1761	1599	5281	4310	1927	0	3186	0	1062	163	1884	944	866
23	895	3304	8041	6457	6979	6480	1631	12984	3507	4950	1781	5827	1951
24	687	5023	6619	2936	10412	3578	3083	6873	2652	3308	3171	4574	4428
27	1276	1068	1456	2609	4197	3613	1984	4347	2081	1413	204	390	494
28	1276	1068	1456	2609	4197	3613	1984	4347	2081	1413	204	390	494
29	885	6556	2170	3569	7253	2290	3015	11064	609	2770	960	2989	670
30	2788	4730	2801	2581	2463	2399	2572	5821	2712	3495	245	1956	239
31	2806	5229	2098	1892	2169	3786	3527	3133	3127	1708	974	1546	1168
33	9772	3791	256	1132	2368	3847	2703	7654	4195	3331	140	672	207
34	9772	3791	256	1132	2368	3847	2703	7654	4195	3331	140	672	207
35	1249	4170	1260	1639	1505	2759	404	5278	3136	3061	166	234	677
36	783	2533	1013	1089	844	2408	1162	5638	1798	1220	908	231	0
37	0	1041	295	252	486	2236	1970	3794	1134	912	1635	1236	2861
38	696	1815	0	274	0	2648	614	4508	3187	1216	544	433	182
40	829	1728	431	245	1089	721	558	3187	414	349	594	451	950
41	829	1728	431	245	1089	721	558	3187	414	349	594	451	950
42	3501	4680	0	0	3125	1698	2245	4736	1832	1093	1296	824	1837
43	5638	4146	0	1497	1558	2014	913	6415	230	1513	1082	1301	994
44	4847	3096	0	200	2981	2305	853	5300	1164	1181	0	810	1082
45	8657	4831	277	2304	6242	0	3198	7697	4745	1934	480	495	1620
47	12252	2469	0	95	4508	1933	2270	6595	1850	1253	245	406	310
48	12252	2469	0	95	4508	1933	2270	6595	1253	1850	245	406	310
49	20710	4192	0	0	6975	3509	5544	6302	2064	4889	37	713	0
50	9554	2044	0	209	363	3733	8060	5779	5125	3149	939	425	50
51	2959	973	593	0	2387	2169	2060	5957	2419	3082	993	100	1658
52	2653	777	2770	198	2051	2606	915	3381	2679	2163	1673	273	1674
54	2884	397	1830	189	657	967	606	1519	1556	1402	140	0	76
55	2884	397	1830	189	657	967	606	1519	1556	1402	76	140	0
56	4040	2175	816	1726	5112	2554	3188	5505	390	3315	0	2373	2686
57	2710	141	1272	1062	2479	970	1990	1978	441	3229	2182	1191	2894
58	2561	704	257	706	2014	522	887	2757	732	474	114	277	202
59	2561	704	257	706	2014	522	887	2757	732	474	114	277	202
61	114	205	597	486	1314	0	363	742	1346	451	0	185	148
62	114	205	597	486	1314	0	363	742	1346	451	0	185	148
63	277	1620	657	1034	2819	891	1705	2596	461	3100	527	448	283
64	277	1620	657	1034	2819	1705	891	3100	461	2596	527	283	448
65	268	1124	277	67	3020	252	864	2590	269	3196	0	25	0
66	268	1124	277	67	3020	252	864	2590	269	3196	0	25	0
68	329	3314	2932	1147	5067	1646	2214	4693	1520	3446	854	824	747
69	329	3314	2932	1147	5067	1646	2214	4693	1520	3446	854	824	747
70	100	552	595	501	902	655	407	1711	532	1148	110	351	1143
71	100	552	595	501	902	655	407	1711	532	1148	110	351	1143
72	192	253	156	350	544	17	119	1257	0	477	76	0	400

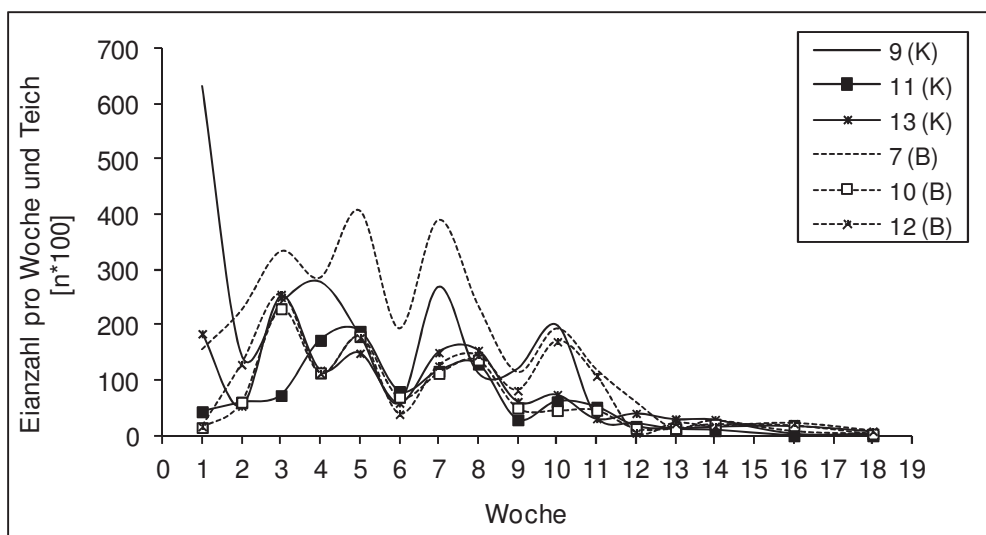


Fortsetzung Tabelle 7-3

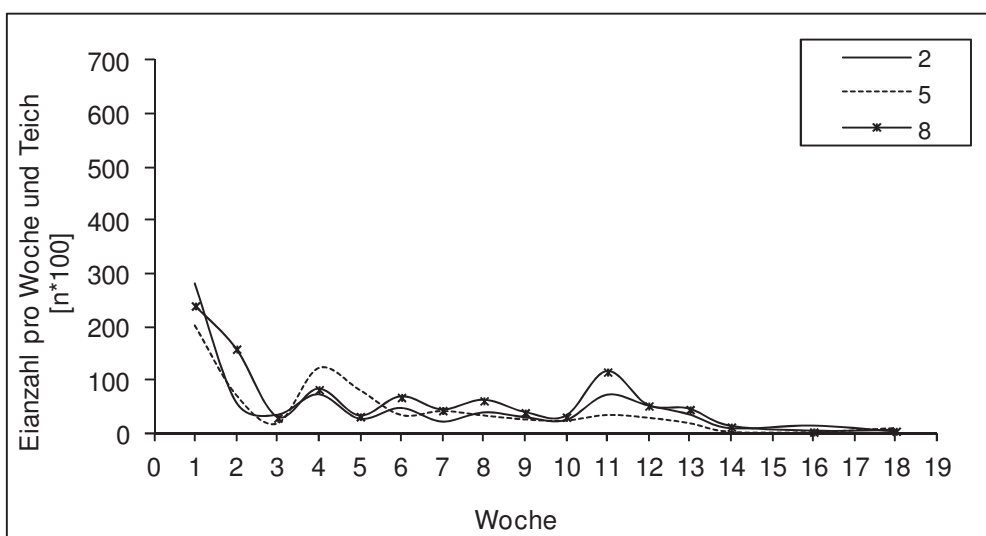
73	192	253	156	350	544	17	119	1257	0	477	76	0	400
74	1731	487	802	2969	328	1038	449	2734	805	2434	2956	454	2568
75	1731	487	802	2969	328	1038	449	2734	805	2434	2956	454	2568
76	211	987	379	1435	249	1407	350	1211	770	1887	0	1522	2674
77	228	0	246	1465	459	1005	1247	1178	1739	1930	985	606	1813
78	141	0	324	333	1174	525	903	3380	846	267	1049	1295	1044
79	0	0	1874	1254	1002	571	1995	2147	479	0	1961	760	2425
81	119	0	0	0	0	305	587	359	0	133	1064	408	854
82	119	0	0	0	0	305	587	359	0	133	1064	408	854
85	0	0	0	0	0	0	131	0	0	0	1179	100	969
86	0	0	188	50	0	247	0	497	0	222	921	879	1323
87	910	0	0	181	185	0	0	0	0	342	877	624	1302
88	0	0	0	0	553	0	360	0	299	623	0	270	0
90	432	0	0	0	228	432	1277	442	518	523	245	0	443
91	432	0	0	0	228	432	1277	442	518	523	245	0	443
92	664	0	0	0	1080	739	0	274	598	422	539	233	414
94	0	0	0	0	100	0	330	577	279	0	0	0	0
95	0	0	0	0	100	0	330	577	279	0	0	0	0
97	0	0	0	0	105	116	1140	706	474	640	154	0	407
98	0	0	0	0	105	116	1140	706	474	640	154	0	407
99	0	0	0	0	26	0	0	113	0	0	178	95	0
100	0	0	0	0	26	0	0	113	0	0	178	95	0
101	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	127	0	0
102	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	127	0	0
104	0	0	0	0	105	0	124	352	100	268	0	0	144
105	0	0	0	0	105	0	124	352	100	268	0	0	144
106	0	0	0	0	328	0	0	0	840	715	186	0	0
107	0	0	0	0	328	0	0	0	840	715	186	0	0
108	0	0	0	0	346	0	111	0	0	115	165	0	0
109	0	0	0	0	346	0	111	0	0	115	165	0	0
114	0	0	0	0	653	0	443	183	342	352	224	955	189
116	0	0	0	0	0	0	0	222	0	485	0	0	247



Anhang 7-4: Eizahl in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Anhang 7-5: Eizahl in dem 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-5)



Anhang 7-6: Eizahl in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-5)



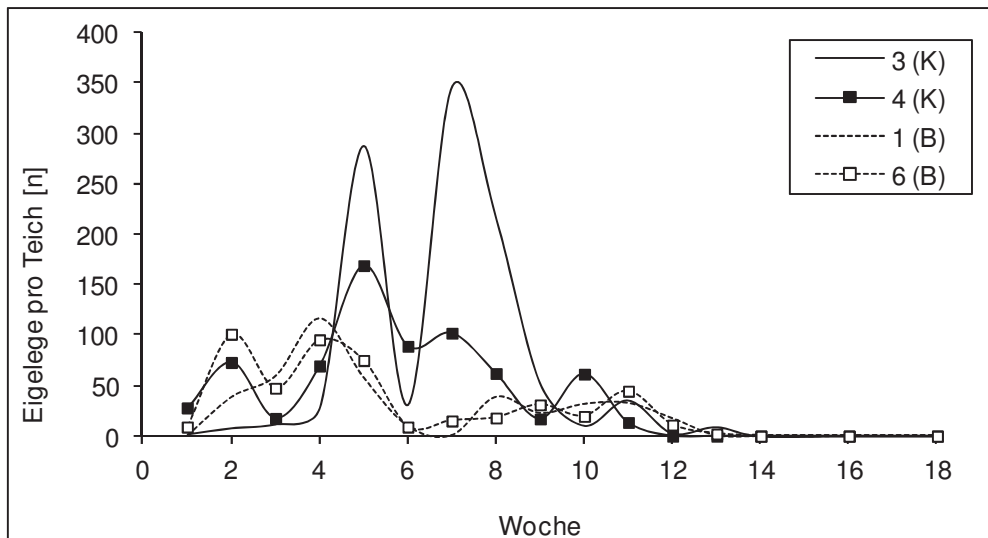
Tabelle 7-4: Rohdaten Eigelege (offen = offene Teiche, K= Kontrolle, B = Behandlung)

Tag	Teich												
	Einzelnetz-K		Einzelnetz-B		6er-Netz-K			6er-Netz-B			offen B		
	3	4	1	6	9	11	13	7	10	12	2	5	8
7	2	28	1	9	57		25	22	2	2	22	17	22
8	1	8	2	2	11	1	6	14	5	2	2	5	8
9	1	8	2	2	11	1	6	14	2	5	4	7	16
10	0	12	0	15	17	16	1	38	6	10	4	7	16
12	0	13	11	27	24	12	13	50	12	24	2	4	9
13	0	13	11	27	24	12	13	50	12	24	2	4	9
14	6	21	14	30	31	4	4	71	5	34	15	6	16
15	3	6	16	12	15	8	5	23	9	7	1	0	2
16	3	6	16	12	15	8	5	23	7	9	0	1	2
19					60		48	83	45	58			
20					60		48	83	45	58			
21	7	7	29	24	13	0	14	0	6	2	9	6	6
22	7	7	29	24	13	0	14	0	6	2	9	6	6
23	6	13	38	29	34	29	8	64	17	20	9	28	9
24	3	31	34	16	49	16	11	40	10	17	13	22	17
27	6	10	8	14	26	19	11	26	11	9	3	2	3
28	6	10	8	14	26	19	11	26	11	9	3	2	3
29	8	35	14	21	50	14	31	73	8	16	6	22	5
30	83	23	3	6	27	14	20	46	22	25	1	5	4
31	25	30	6	9	12	11	9	30	18	18	1	3	3
33	5	21	4	4	4	11	11	36	7	6	5	1	0
34	0	8	1	1	3	13	9	17	4	5	7	6	14
35	3	18	0	2	0	13	3	28	14	5	3	2	3
36	4	9	3	1	6	3	3	21	3	2	3	3	7
37	4	9	3	1	6	3	3	21	3	2	3	3	7
38	16	25	0	0	13	7	10	24	11	5	9	4	11
40	25	13	0	6	8	9	4	28	1	7	7	6	9
41	23	14	0	1	11	8	3	27	7	5	0	5	8
42	79	26	1	7	32	0	16	37	21	8	3	3	8
43	61	12	0	1	20	9	9	31	8	10	2	2	3
44	61	12	0	1	20	9	9	31	10	8	2	2	3
45	96	25	0	0	45	17	28	32	10	26	1	4	0
47	66	29	0	2	3	18	38	31	33	15	5	2	1
48	26	9	2	0	28	20	11	37	19	31	7	1	7
49	66	10	17	2	42	20	15	39	25	24	14	1	13
50	16	2	8	2	4	5	3	12	13	6	1	0	1
51	16	2	8	2	4	5	3	12	13	6	1	1	0
52	27	10	4	10	27	15	18	30	2	15	0	17	15
54	20	1	8	9	15	5	13	11	3	16	14	7	18
55	15	3	2	4	10	3	3	16	7	3	1	2	1
56	15	3	2	4	10	3	3	16	7	3	1	2	1
57	1	2	4	4	7	0	3	5	9	3	0	2	1
58	1	2	4	4	7	0	3	5	9	3	0	2	1
59	2	8	3	6	19	5	10	14	3	19	4	4	2
61	2	8	3	6	19	10	5	19	3	14	4	2	4
62	2	7	1	1	22	2	8	16	2	16	0	1	0
63	2	7	1	1	22	2	8	16	2	16	0	1	0
64	3	19	12	5	38	13	12	27	8	15	5	5	5
65	3	19	12	5	38	13	12	27	8	15	5	5	5
66	1	3	3	3	6	4	2	11	3	5	1	2	6
68	1	3	3	3	6	4	2	11	3	5	1	2	6
69	1	2	1	2	3	1	1	8	0	3	1	0	2
70	1	2	1	2	3	1	1	8	0	3	1	0	2
71	16	2	12	16	3	6	8	23	7	15	14	5	13

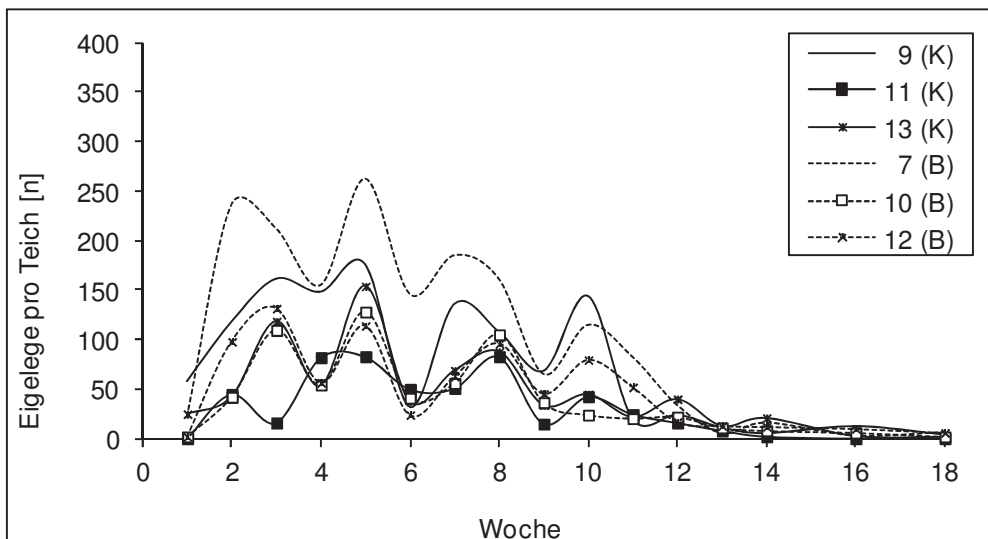


Fortsetzung Tabelle 7-4

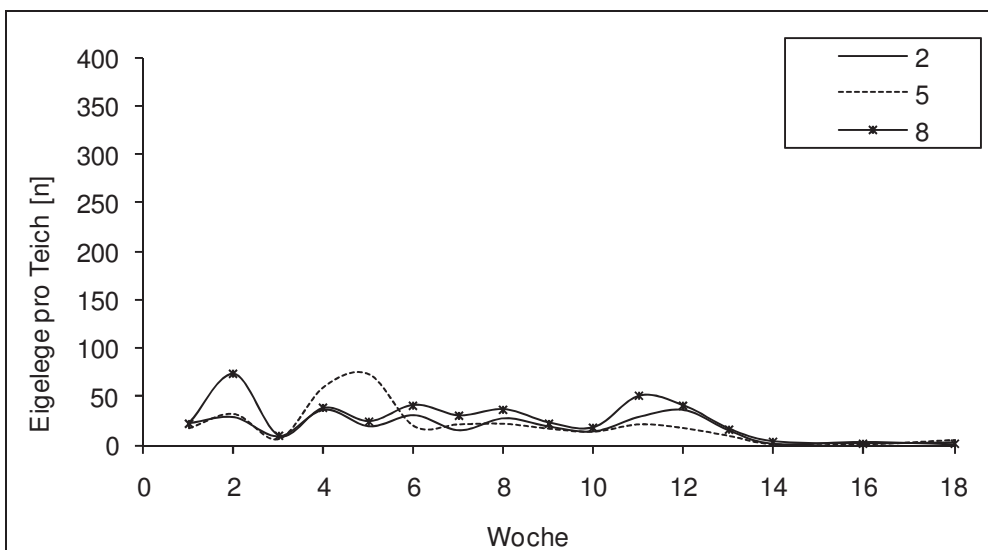
72	16	2	12	16	3	6	8	23	7	15	14	5	13
73	1	4	5	7	3	8	4	10	4	13	0	10	15
74	1	0	4	5	8	5	10	6	11	10	5	4	11
75	1	0	1	1	5	2	3	14	3	1	5	5	4
76	0	0	13	5	10	3	15	8	8	0	9	3	13
77	1	0	0	0	0	3	5	3	0	3	5	2	3
78	1	0	0	0	0	3	5	3	0	3	5	2	3
79	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	6	1	6
81	0	0	1	1	0	2	0	2	0	1	5	4	6
82	3	0	0	1	1	0	0	0	0	2	5	3	6
85	0	0	0	0	2	0	1	0	1	2	0	1	0
86	2	0	0	0	1	2	6	2	3	3	1	0	1
87	2	0	0	0	1	2	6	2	3	3	1	0	1
88	3	0	0	0	5	3	0	1	4	2	3	1	2
90	0	0	0	0	1	0	1	2	2	0	0	0	0
91	0	0	0	0	1	0	1	2	2	0	0	0	0
92	0	0	0	0	1	1	10	6	3	6	1	0	2
94	0	0	0	0	1	1	10	6	3	6	1	0	2
95	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
97	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
100	0	0	0	0	1	0	1	2	1	1	0	0	1
101	0	0	0	0	1	0	1	2	1	1	0	0	1
102	0	0	0	0	3	0	0	0	3	4	1	0	0
104	0	0	0	0	3	0	0	0	3	4	1	0	0
105	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	1	0	0
106	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	1	0	0
107	0	0	0	0	3	0	2	1	2	2	1	5	1
108	0	0	0	0	0	0	0	6	0	4	0	0	1
109	47	23	15	17	21	12	25	42	14	19	4	19	2
114	42	35	18	17	38	18	50	26	44	11	6	19	6
116	83	23	3	6	27	14	20	46	22	25	1	5	4



Anhang 7-7: Eigelege in den Einzelnetzen (K= Kontrolle, B = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Anhang 7-8: Eigelege in den 6er-Netzen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-7)



Anhang 7-9: Eigelege in den offene Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-7)



Tabelle 7-5: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit Eianzahl, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, schwarz = signifikant, fette Schrift = Tendenz => $0,05 < p < 0,1$; n.b. = nicht berechnet)

Testpaare	Woche																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	18		
Einzelnetz-K < Einzelnetz-B	0,449	0,598	0,064	0,135	0,022	0,025	0,138	0,341	0,559	0,811	0,552	0,277	0,681	0,423	n.b.	n.b.		
Einzelnetz-K < > offen	0,325	0,506	0,041	0,863	0,023	0,230	0,018	0,133	0,202	0,557	0,310	0,104	0,227	0,290	0,003	0,001		
6er-Netz-K < > offen	0,695	0,807	0,023	0,077	0,015	0,235	0,009	0,006	0,193	0,024	0,234	0,171	0,188	0,185	0,535	0,414		
6er-Netz-K < > 6er-Netz-B	0,210	0,416	0,315	0,728	0,338	0,673	0,912	0,277	0,604	0,790	0,077	0,619	0,988	0,460	0,291	0,396		

Tabelle 7-6: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit Eigelegen, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	18		
Einzelnetz-K < Einzelnetz-B	0,651	0,513	0,027	0,201	0,055	0,086	0,108	0,183	0,858	0,981	0,384	0,139	0,944	n.b.	n.b.	n.b.		
Einzelnetz-K < > offen	0,399	0,624	0,071	0,957	0,042	0,300	0,025	0,067	0,374	0,486	0,525	0,030	0,205	0,064	0,093	0,040		
6er-Netz-K < > offen	0,602	0,405	0,045	0,107	0,040	0,306	0,020	0,002	0,292	0,023	0,243	0,692	0,362	0,171	0,701	0,507		
6er-Netz-K < > 6er-Netz-B	0,754	0,458	0,363	0,834	0,634	0,617	0,835	0,241	0,459	0,912	0,157	0,890	0,831	0,394	0,426	0,184		

Tabelle 7-7: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit allen Larvenstadien, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																					
	0	0,3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	22				
Einzelnetz-K <> Einzelnetz-B	0,30	0,84	< 0,01	0,76	0,04	1,00	0,24	0,70	0,18	0,57	0,40	0,44	0,27	0,36	0,76	0,86	0,86	0,77				
Einzelnetz-K <> offen	0,18	0,94	0,10	0,62	< 0,01	0,39	0,35	0,70	0,03	0,42	0,63	0,94	0,92	0,37	0,10	0,83	0,86	0,37				
6er-Netz-K <> offen	0,70	0,12	0,93	0,70	0,22	0,28	0,44	0,24	< 0,01	< 0,01	0,02	0,10	0,36	0,61	0,21	0,67	0,71	0,20				
6er-Netz-K <> 6er-Netz-B	0,15	0,32	0,39	0,90	0,65	0,38	0,66	0,71	0,50	0,27	0,79	0,68	0,56	0,75	0,62	0,93	0,66	0,35				



Tabelle 7-8: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L1-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																					
	0	0,3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	22				
Einzelnetz-K <> Einzelnetz-B	0,35	0,40	0,02	0,41	0,63	0,33	0,21	0,57	0,16	0,29	0,03	0,12	0,45	0,78	0,42	0,42	n.b.	n.b.				
Einzelnetz-K <> offen	0,29	0,09	0,46	0,64	0,34	0,73	0,08	0,41	0,02	0,18	0,57	0,98	0,79	0,10	0,90	0,61	0,24	n.b.				
6er-Netz-K <> offen	0,50	0,14	0,83	0,65	0,24	0,65	0,21	0,16	< 0,01	< 0,01	0,35	0,40	0,02	0,20	0,76	0,16	0,40	n.b.				
6er-Netz-K <> 6er-Netz-B	0,99	0,17	0,33	0,63	0,19	0,10	0,79	0,90	0,18	0,11	0,25	0,81	0,16	0,92	0,63	0,72	1,00	n.b.				

Tabelle 7-9: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L2-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																					
	0	0,3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	22				
Einzelnetz-K <> Einzelnetz-B	0,88	0,78	0,29	0,03	0,11	0,42	0,59	1,00	0,35	0,55	0,79	0,09	0,05	0,09	0,39	0,61	n.b.	n.b.				
Einzelnetz-K <> offen	0,49	0,47	0,47	0,78	0,03	0,27	0,77	0,71	0,05	0,39	0,60	0,37	0,64	0,75	0,20	0,20	0,50	n.b.				
6er-Netz-K <> offen	0,70	1,00	0,98	0,67	0,37	0,12	0,62	0,03	0,014	< 0,01	0,01	0,35	0,08	0,90	0,23	0,05	0,73	n.b.				
6er-Netz-K <> 6er-Netz-B	0,53	0,96	0,14	0,56	1,00	0,40	0,43	0,28	0,64	0,21	0,13	0,61	0,33	0,08	0,62	0,35	0,40	n.b.				

Tabelle 7-10: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L3-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																					
	0	0,3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	22				
Einzelnetz-K <> Einzelnetz-B	0,09	0,44	0,18	0,06	0,08	< 0,01	0,99	0,14	0,24	0,94	0,78	0,90	0,45	0,89	0,47	0,70	0,13	0,42				
Einzelnetz-K <> offen	0,04	0,17	0,07	0,32	0,11	< 0,01	0,64	0,53	0,26	0,87	0,78	0,76	0,88	0,34	0,59	0,83	0,87	0,22				
6er-Netz-K <> offen	0,99	0,89	0,04	0,71	0,66	0,03	0,97	0,83	0,08	0,08	0,04	0,04	0,20	0,36	0,77	0,66	0,81	0,09				
6er-Netz-K <> 6er-Netz-B	0,15	0,98	0,49	0,35	0,96	0,78	0,65	0,33	0,65	0,77	0,69	0,96	0,81	0,68	0,86	0,89	0,23	0,37				



Tabelle 7-11: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) nach Durchführung eines t-Tests mit L4-Larven, die mit dem natürlichen Logarithmus transformiert wurden (Erläuterungen zur Tabelle siehe Tabelle 7-5)

Testpaare	Woche																					
	0	0,3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	22				
Einzelnetz-K <-> Einzelnetz-B	0,80	0,45	0,29	0,92	0,04	0,23	0,19	0,05	0,97	0,51	0,62	0,31	0,70	0,65	0,47	0,93	0,20	0,68				
Einzelnetz-K <-> offen	0,59	0,54	0,96	0,84	0,12	0,34	0,15	0,72	0,56	0,54	< 0,01	0,79	0,84	0,50	0,55	0,50	0,96	0,42				
6er-Netz-K <-> offen	0,85	0,90	0,92	0,33	0,17	0,22	0,60	0,67	0,18	0,16	0,03	0,08	0,12	0,15	0,75	0,35	0,63	0,26				
6er-Netz-K <-> 6er-Netz-B	0,06	0,65	0,21	0,49	0,02	0,21	0,87	0,27	0,64	0,11	0,97	0,15	0,79	0,19	0,31	0,97	0,52	0,32				



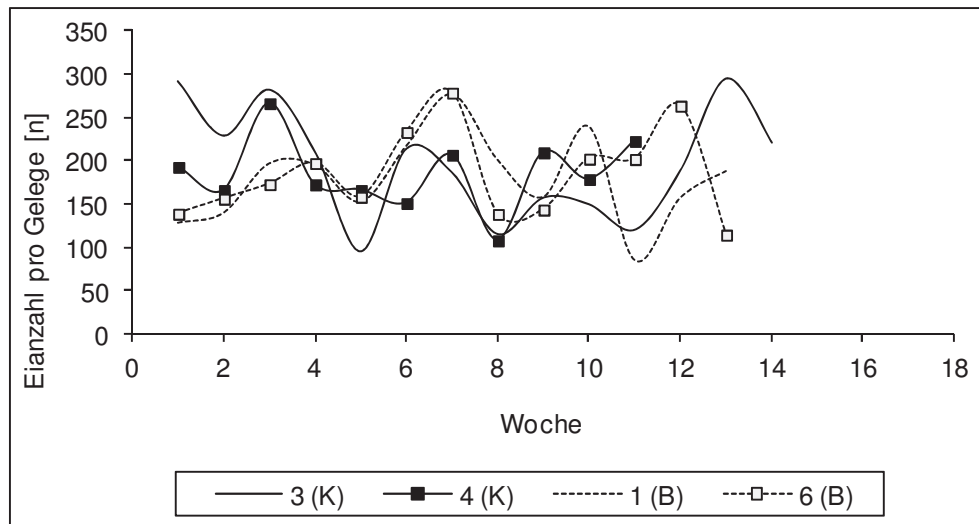
Tabelle 7-12: Eianzahlklassen von *Chaoborus crystallinus* mit der berechneten Häufigkeit der Eianzahlklassen und der polynomischen Konstanten für eine polynomische Regressionsgerade 6. Ordnung zur Ermittlung des Wendepunktes

Eianzahl-Klasse	Häufigkeit	Eianzahl-Klasse	Häufigkeit	Polynomische Konstanten
6	5	233	256	-1,42101E-11
11	25	238	273	1,99358E-08
17	64	244	256	-1,04878E-05
23	123	250	233	0,002547123
28	177	255	206	-0,285016064
34	228	261	270	12,84840928
40	305	267	168	
45	288	272	166	
51	172	278	121	
57	164	284	124	
62	152	289	99	
68	155	295	90	
74	142	301	73	
79	138	306	67	
85	183	312	42	
91	115	318	49	
96	121	323	37	
102	122	329	27	
108	99	335	31	
113	106	340	11	
119	117	346	8	
125	111	352	18	
130	98	357	12	
136	137	363	8	
142	121	369	6	
147	149	374	6	
153	158	380	1	
159	136	386	4	
164	145	391	2	
170	174	397	4	
176	190	403	0	
181	194	408	1	
187	234	414	1	
193	204	420	1	
198	260	425	0	
204	240	431	2	
210	295	437	0	
215	306	442	0	
221	290	448	0	
227	281	454	3	

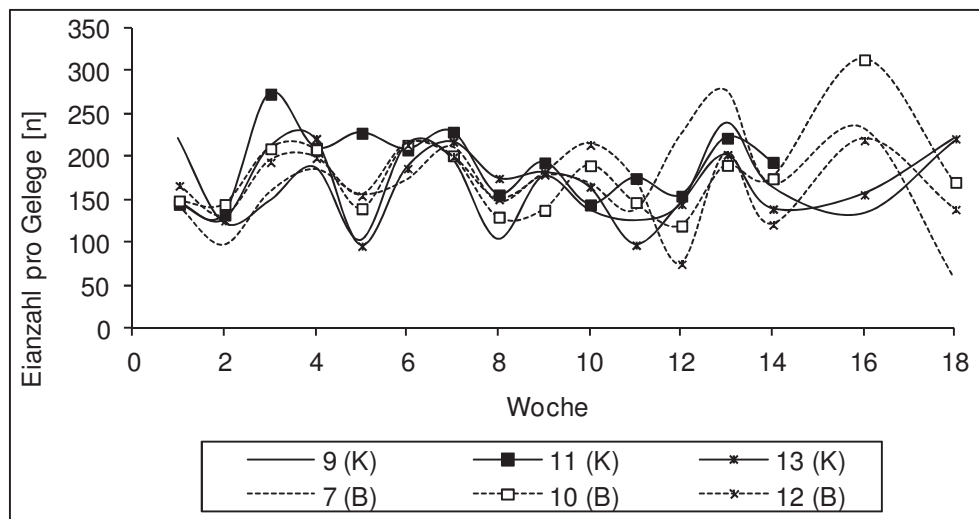


Tabelle 7-13: Rohdaten der ausgemessenen Eigelege und der dazugehörigen ausgezählten Eianzahl vom 07.07.2005 zur Berechnung einer Regressionsgeraden

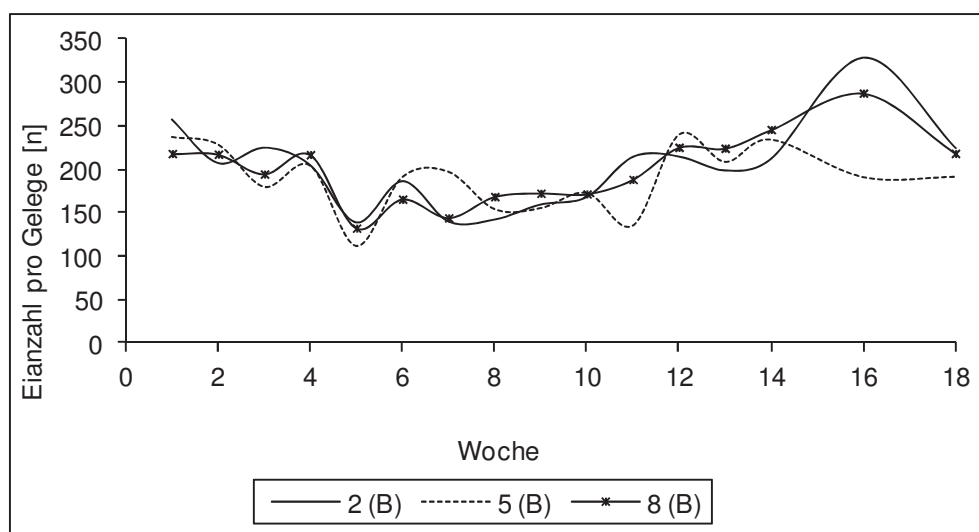
Durchmesser Eigelege [cm]	Ei-anzahl [n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]	[cm]	[n]				
0,26	37	0,34	77	0,4	82	0,53	235	0,58	226	0,59	281	0,62	256	0,64	245	0,66	263	0,68	271	0,71	263
0,27	35	0,35	57	0,41	74	0,53	242	0,58	270	0,60	264	0,62	208	0,64	216	0,66	246	0,68	292	0,71	268
0,27	54	0,35	65	0,41	88	0,54	235	0,58	238	0,60	224	0,62	238	0,64	250	0,66	278	0,68	282	0,71	276
0,28	38	0,35	60	0,41	97	0,55	244	0,58	261	0,60	257	0,62	319	0,64	279	0,66	253	0,68	274	0,71	291
0,28	36	0,35	63	0,41	74	0,55	278	0,58	214	0,60	276	0,62	275	0,64	269	0,66	261	0,68	263	0,71	258
0,28	51	0,35	84	0,42	96	0,55	211	0,58	259	0,60	206	0,63	278	0,64	294	0,66	278	0,68	297	0,71	265
0,29	54	0,35	91	0,42	106	0,55	229	0,58	264	0,60	274	0,63	244	0,64	286	0,66	263	0,68	213	0,71	284
0,29	66	0,35	60	0,42	69	0,55	252	0,58	256	0,60	299	0,63	272	0,64	266	0,66	257	0,69	269	0,71	300
0,29	47	0,35	87	0,42	86	0,55	204	0,58	275	0,61	161	0,63	267	0,64	281	0,67	273	0,69	290	0,72	299
0,30	57	0,36	59	0,43	105	0,55	195	0,58	246	0,61	178	0,63	252	0,64	236	0,67	252	0,69	297	0,72	264
0,30	51	0,36	56	0,44	73	0,56	188	0,59	288	0,61	214	0,63	261	0,64	267	0,67	321	0,69	286	0,72	258
0,30	56	0,36	72	0,44	109	0,56	187	0,59	231	0,61	279	0,63	272	0,64	289	0,67	256	0,69	262	0,72	249
0,30	60	0,36	75	0,44	102	0,56	260	0,59	249	0,61	305	0,63	248	0,64	283	0,67	248	0,69	290	0,72	285
0,30	57	0,37	70	0,46	135	0,56	262	0,59	228	0,61	245	0,63	265	0,64	251	0,67	254	0,69	305	0,73	290
0,30	59	0,37	102	0,46	148	0,56	262	0,59	219	0,61	285	0,63	248	0,64	233	0,67	281	0,69	259	0,73	315
0,31	56	0,37	85	0,46	140	0,56	222	0,59	260	0,61	242	0,63	271	0,65	267	0,67	269	0,69	236	0,74	321
0,31	49	0,37	67	0,47	147	0,56	235	0,59	227	0,61	275	0,63	287	0,65	256	0,67	283	0,70	306	0,74	333
0,31	51	0,37	75	0,47	127	0,57	258	0,59	267	0,62	198	0,63	298	0,65	259	0,67	235	0,70	291	0,75	311
0,31	65	0,38	86	0,48	95	0,57	216	0,59	242	0,62	250	0,63	266	0,65	268	0,67	245	0,70	295	0,76	289
0,32	68	0,38	67	0,48	142	0,57	282	0,59	254	0,62	309	0,63	234	0,65	253	0,67	269	0,70	280	0,77	347
0,32	60	0,39	82	0,49	244	0,57	245	0,59	251	0,62	282	0,63	226	0,65	227	0,67	267	0,70	284	0,78	314
0,32	53	0,39	93	0,49	228	0,57	214	0,59	297	0,62	279	0,63	231	0,65	267	0,67	261	0,70	260	0,79	315
0,32	41	0,39	63	0,49	160	0,57	290	0,59	242	0,62	292	0,63	295	0,65	260	0,67	298	0,70	279	0,82	327
0,33	56	0,39	98	0,5	123	0,57	241	0,59	257	0,62	292	0,63	298	0,65	261	0,68	259	0,70	303	0,89	300
0,34	72	0,39	66	0,5	131	0,58	247	0,59	232	0,62	248	0,63	238	0,66	285	0,68	207	0,70	232		
0,34	77	0,39	80	0,51	180	0,58	219	0,59	218	0,62	297	0,64	225	0,66	284	0,68	221	0,70	292		
0,34	68	0,39	111	0,53	176	0,58	189	0,59	294	0,62	163	0,64	287	0,66	233	0,68	270	0,70	264		
0,34	72	0,40	102	0,53	193	0,58	251	0,59	266	0,62	234	0,64	262	0,66	294	0,68	313	0,70	270		



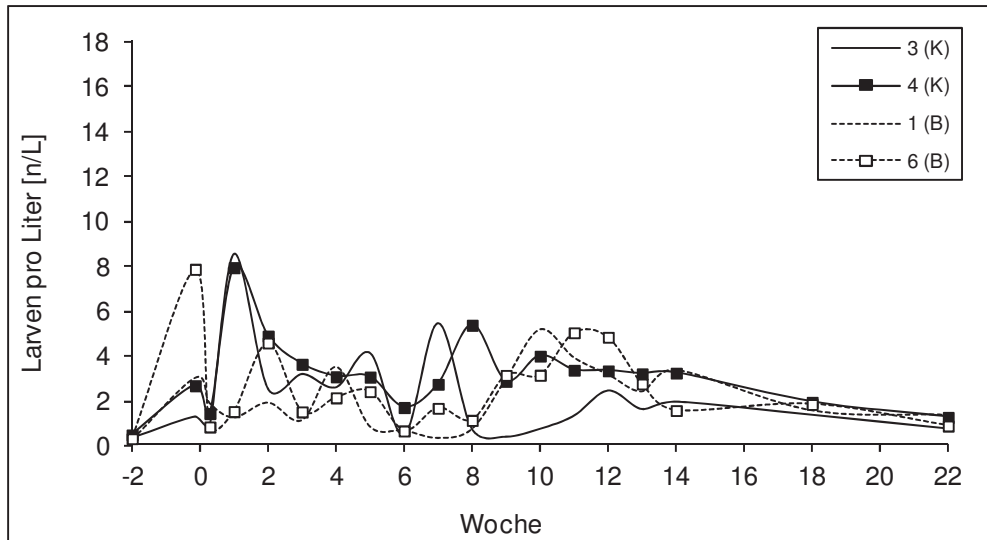
Anhang 7-10: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege in den Einzelnetzen (blau = Kontrolle, rot = Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



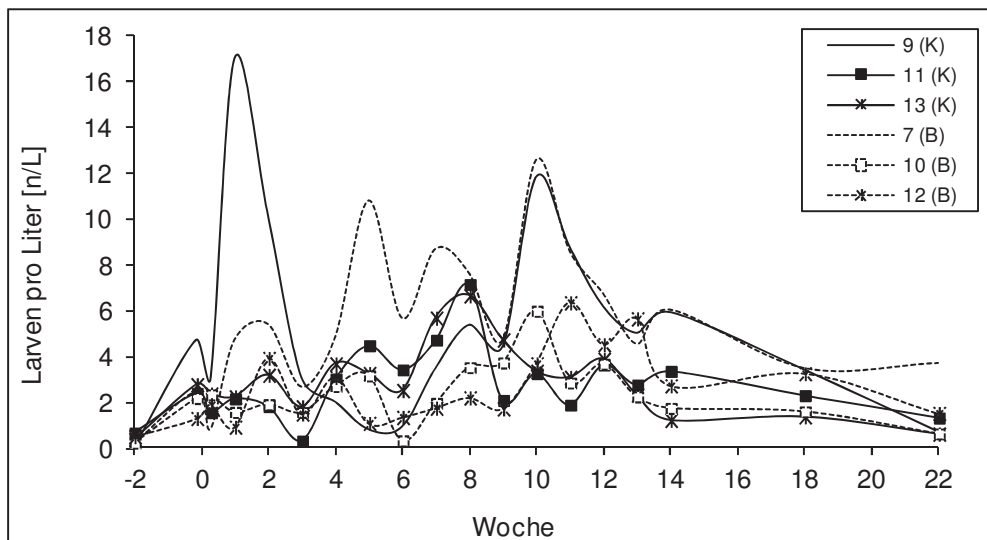
Anhang 7-11: Eianzahl pro Gelege im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-10)



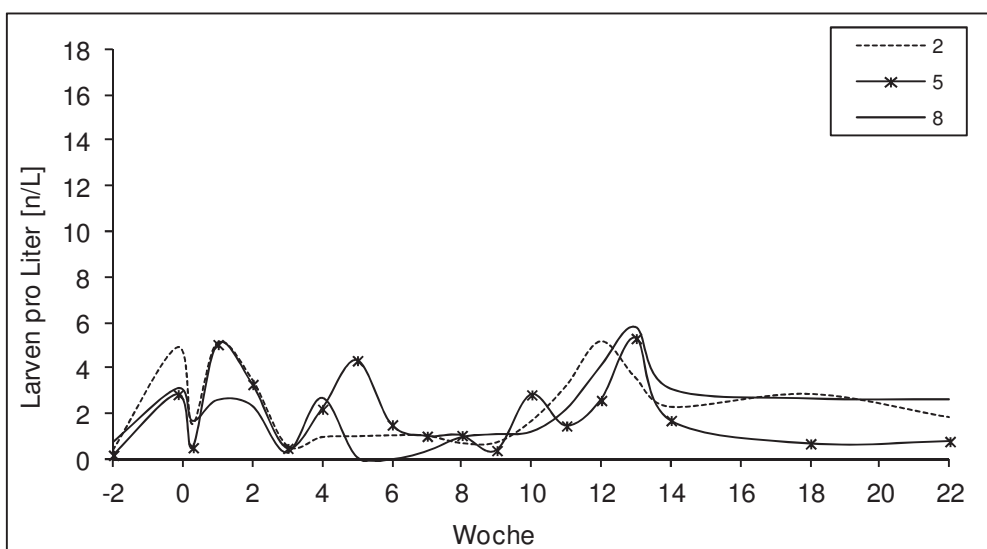
Anhang 7-12: Durchschnittliche Eianzahl pro Gelege in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-10)



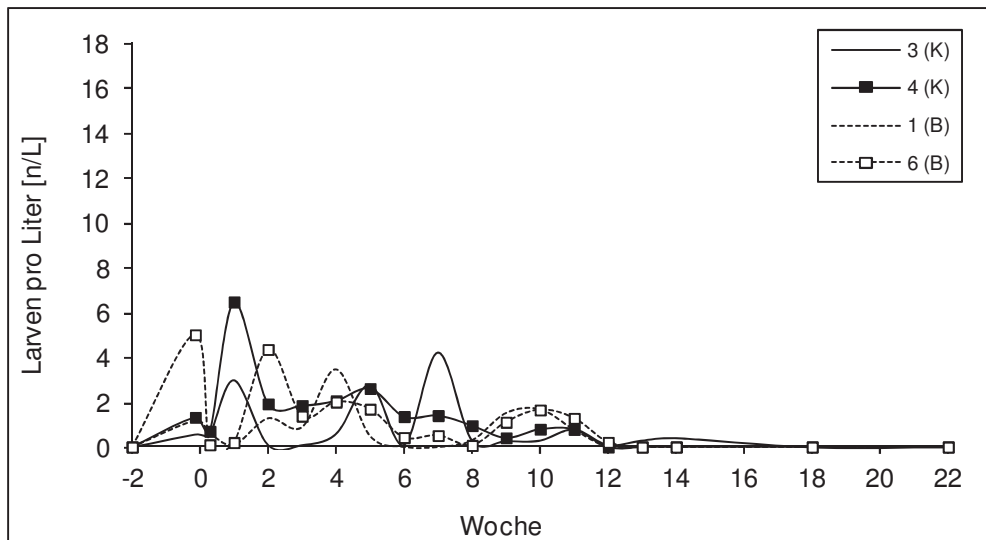
Anhang 7-13: Gesamt-Larvenabundanz Einzelnetze (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



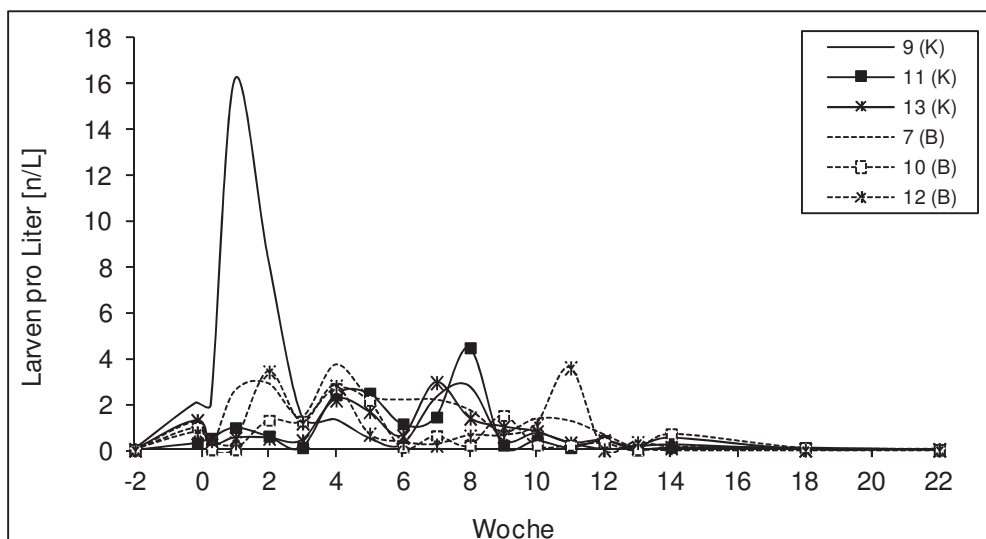
Anhang 7-14: Gesamt-Larvenabundanz 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-13)



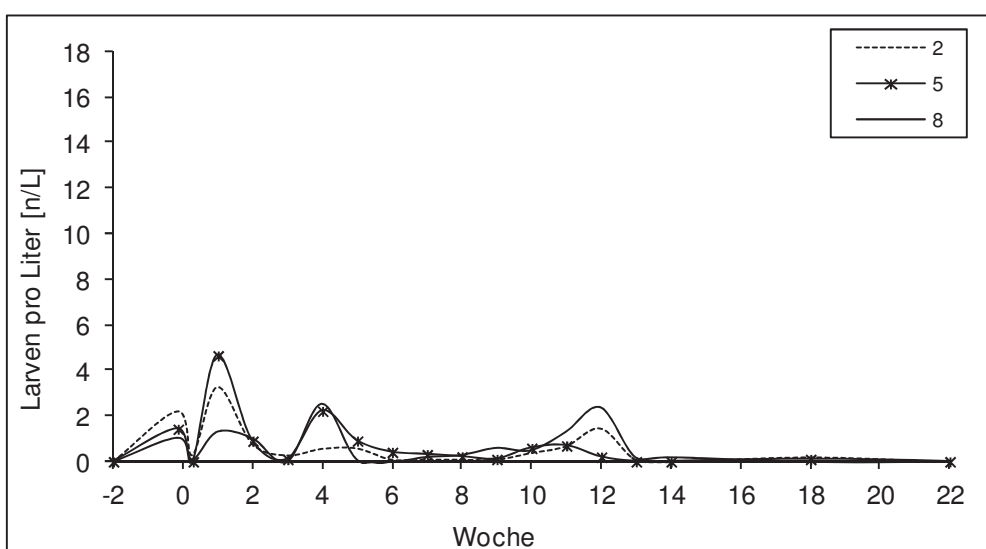
Anhang 7-15: Gesamt-Larvenabundanz in den offene Teichen Legendenerläuterung siehe Anhang 7-13)



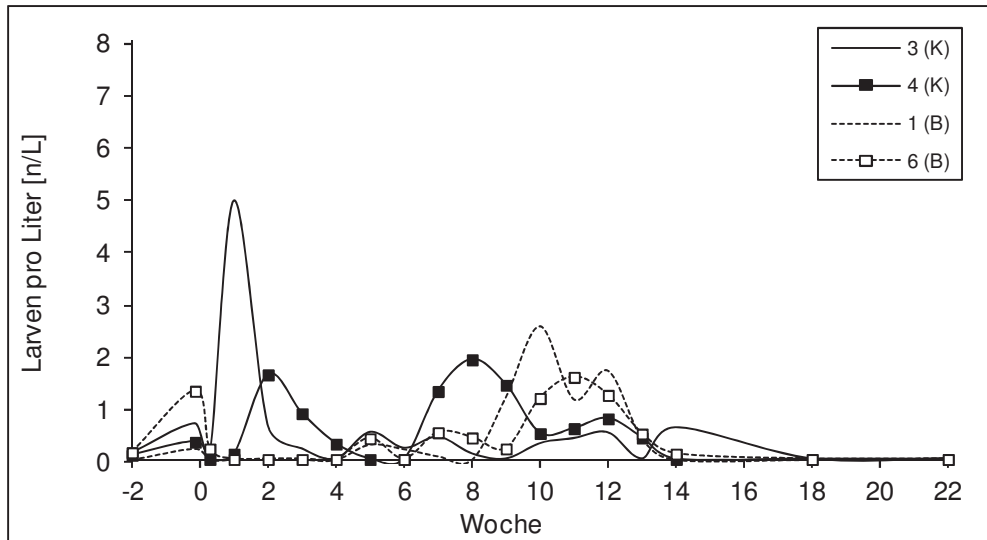
Anhang 7-16: L1-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



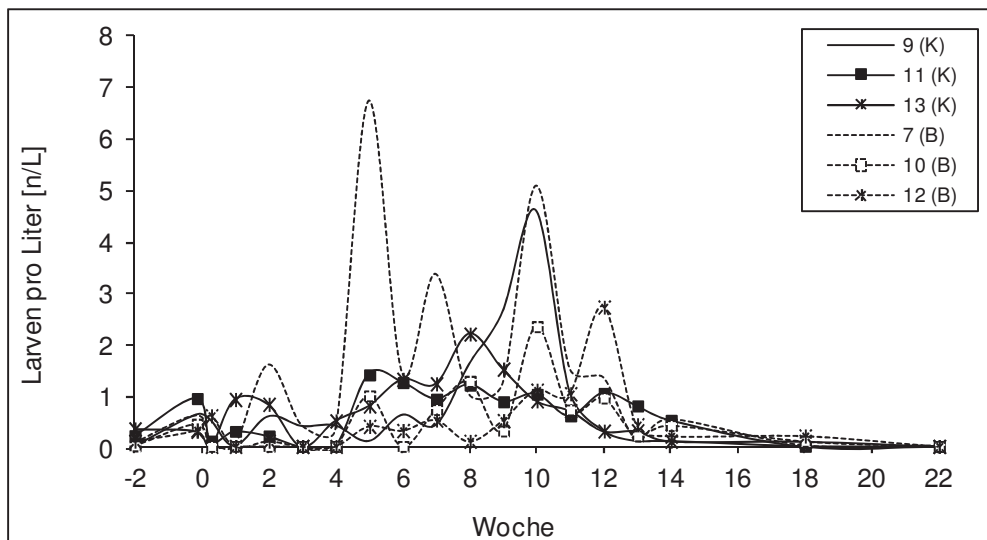
Anhang 7-17: L1-Larvenabundanz im 6er-Netz (K = Kontrolle, B= Behandlung, Legendenerläuterung siehe Anhang 7-16)



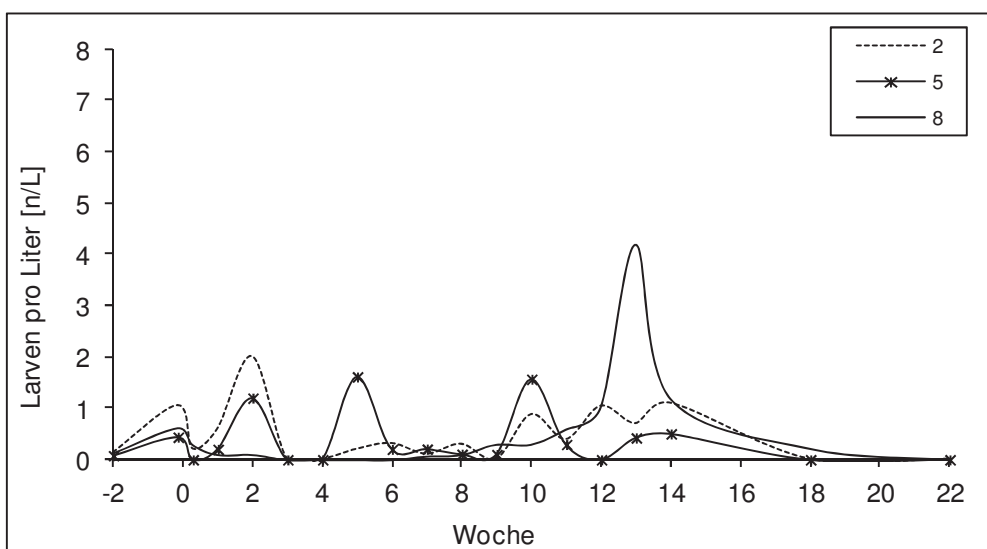
Anhang 7-18: L1-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-16)



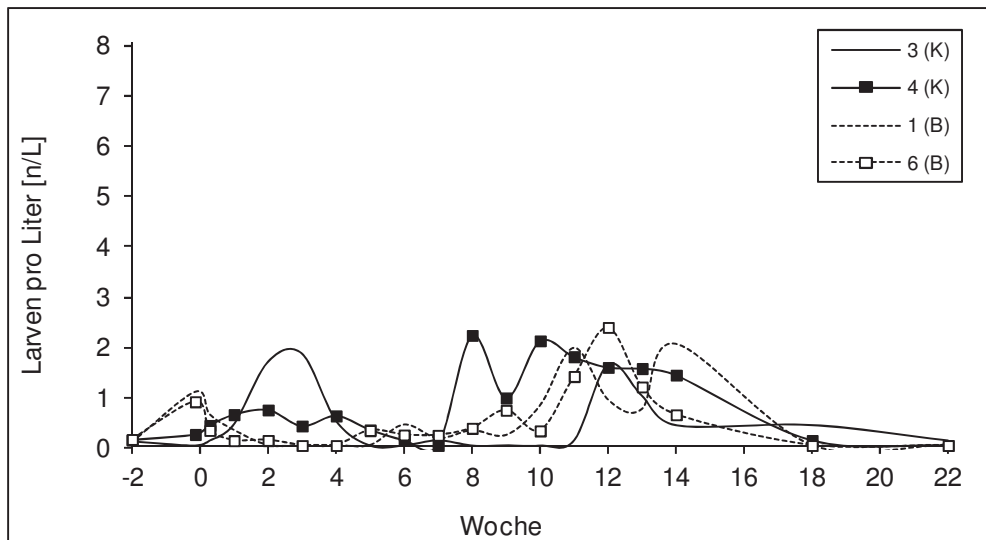
Anhang 7-19: L2-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



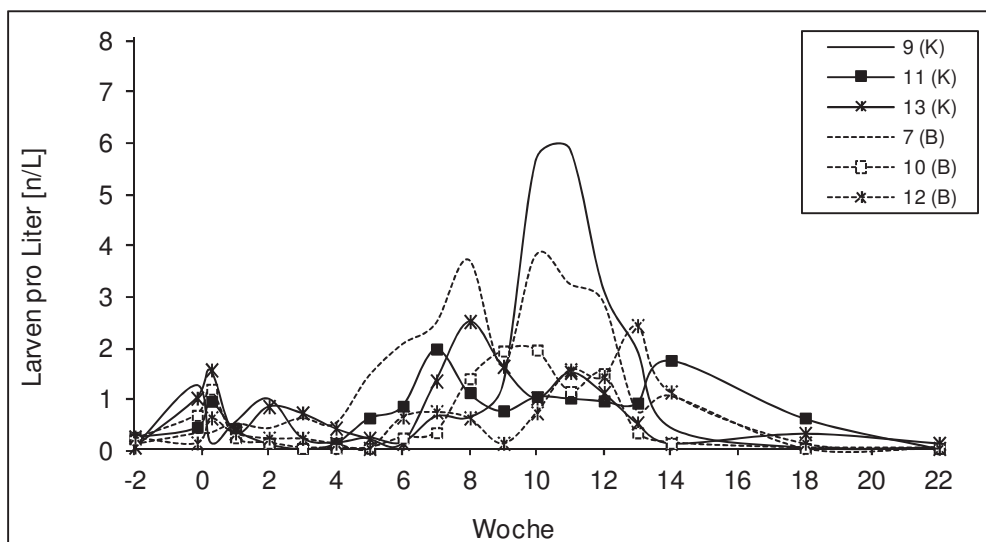
Anhang 7-20: L2-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-19)



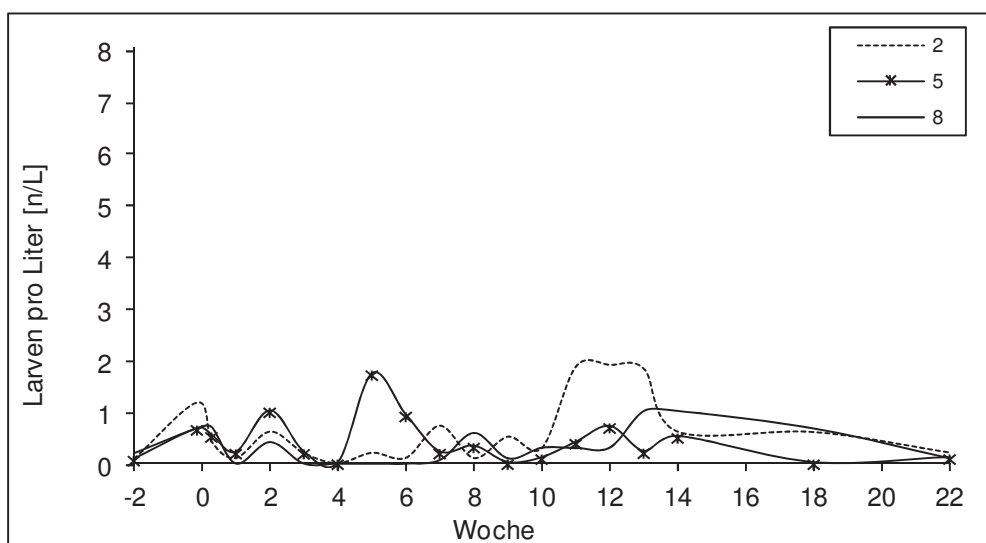
Anhang 7-21: L2-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-19)



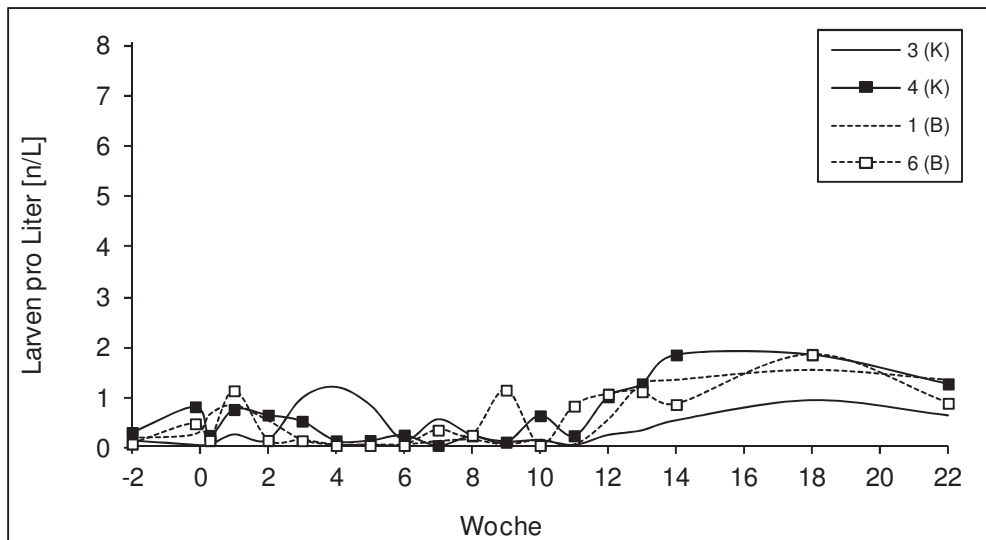
Anhang 7-22: L3-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



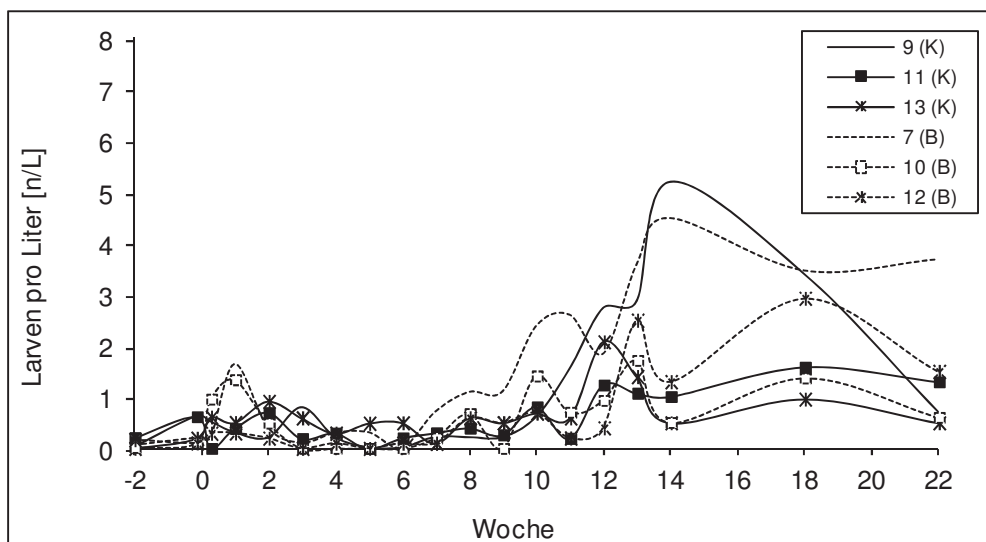
Anhang 7-23: L3-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-22)



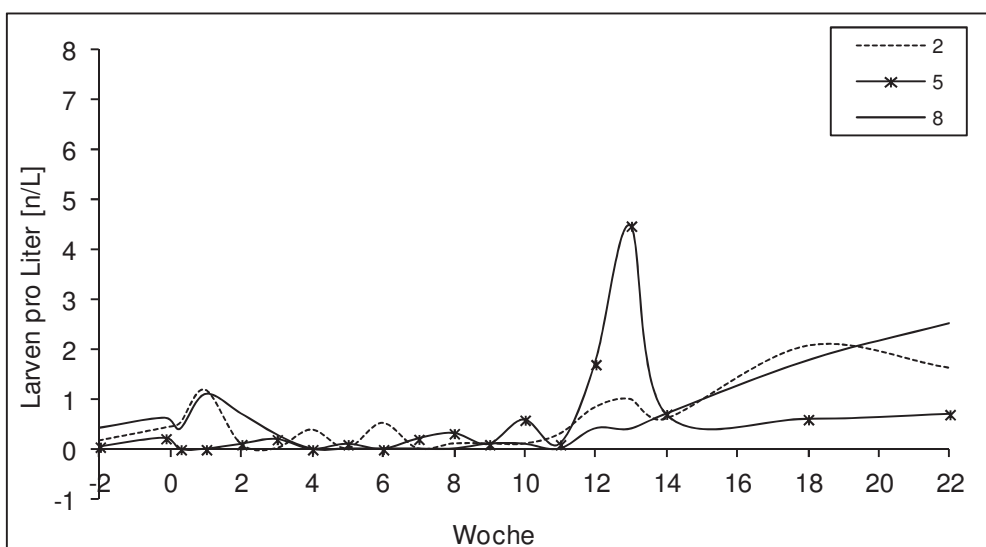
Anhang 7-24: L3-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-22)



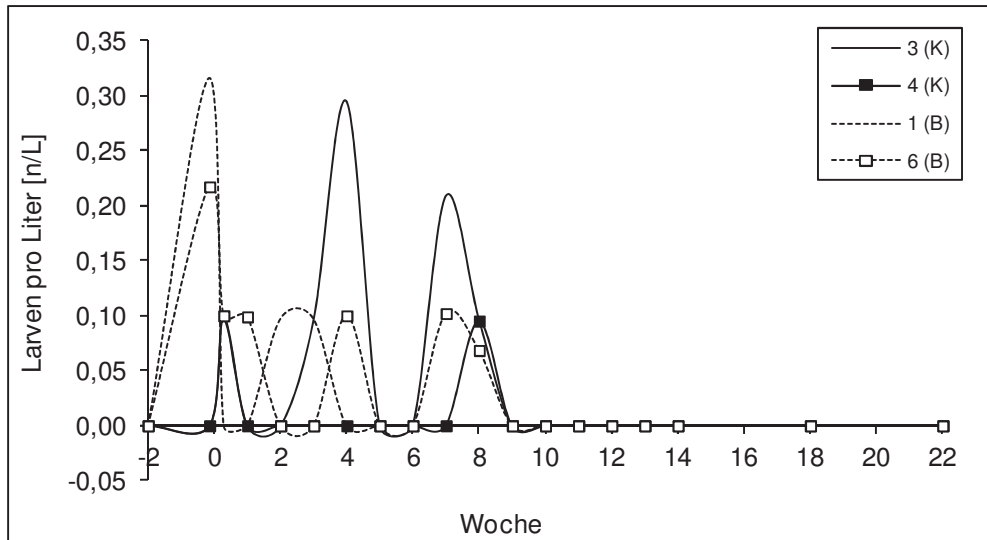
Anhang 7-25: L4-Larvenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



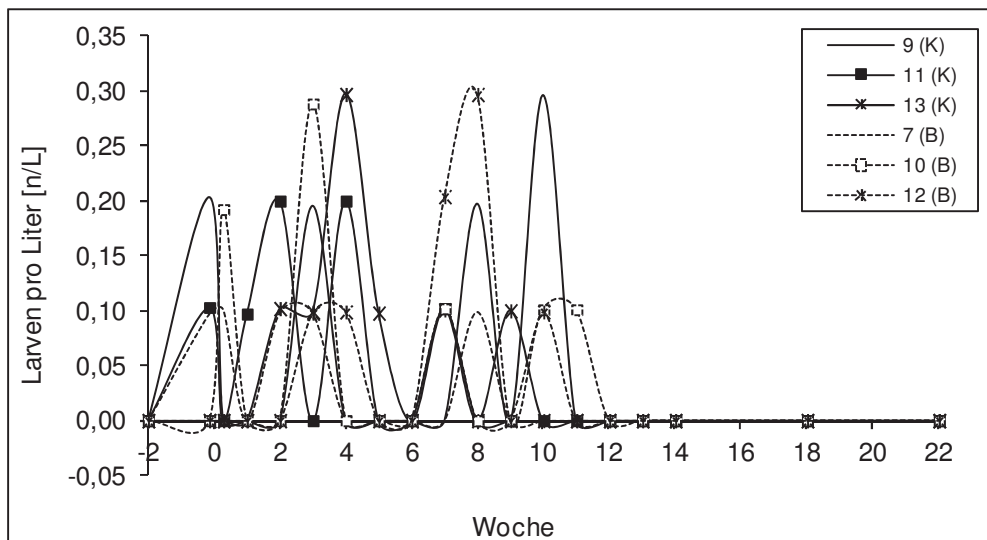
Anhang 7-26: L4-Larvenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-25)



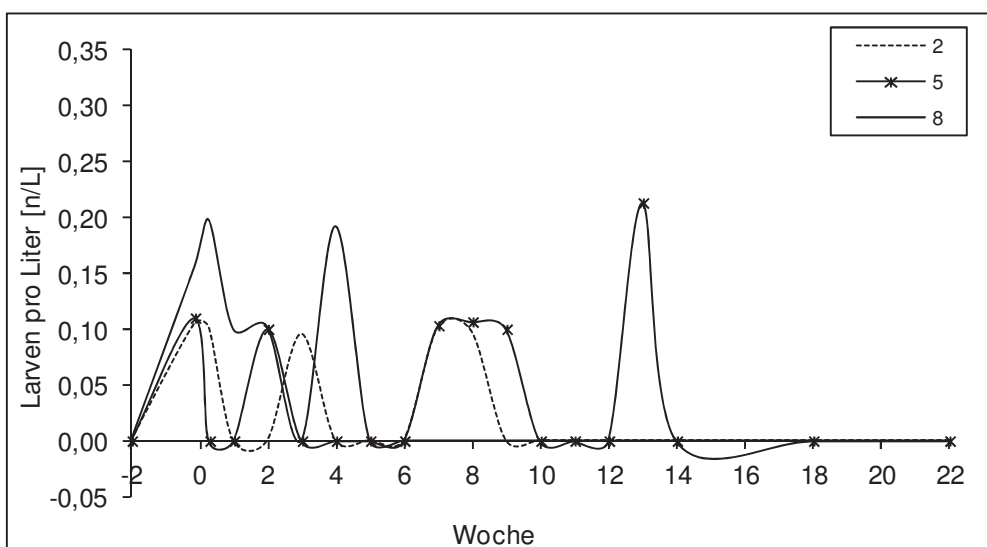
Anhang 7-27: L4-Larvenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-25)



Anhang 7-28: Puppenabundanz in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B= Behandlung, Zahlen in der Legende = Teichnummerierung)



Anhang 7-29: Puppenabundanz im 6er-Netz (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-28)



Anhang 7-30: Puppenabundanz in den offenen Teichen (Legendenerläuterung siehe Anhang 7-28)



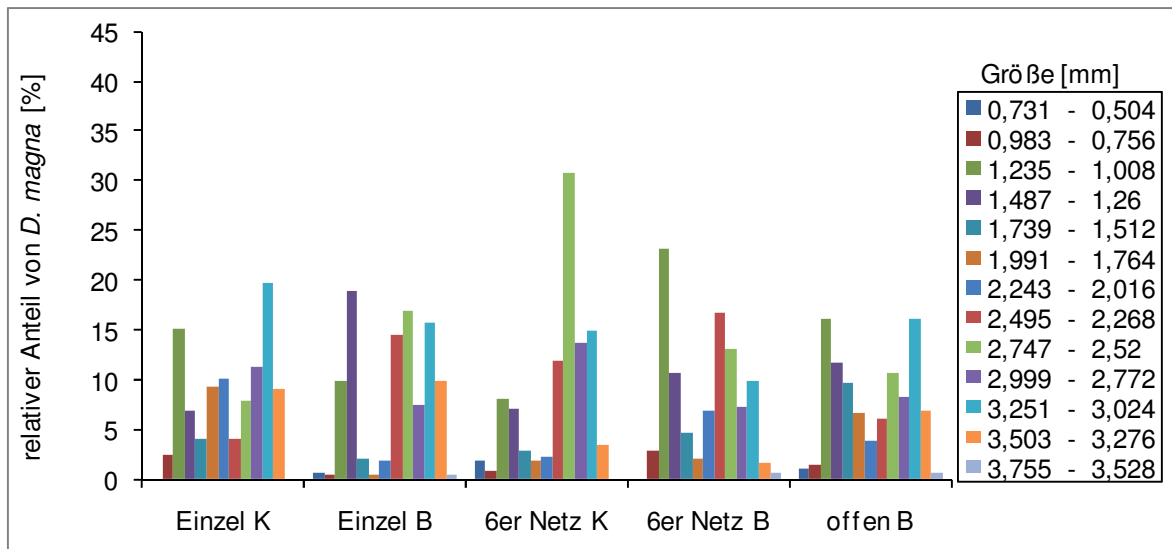
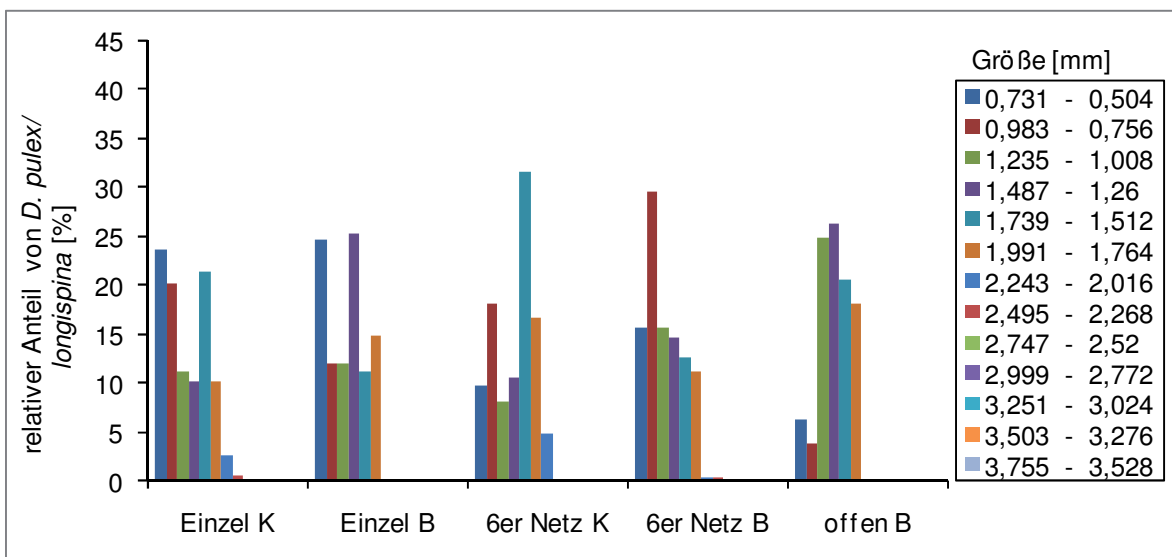
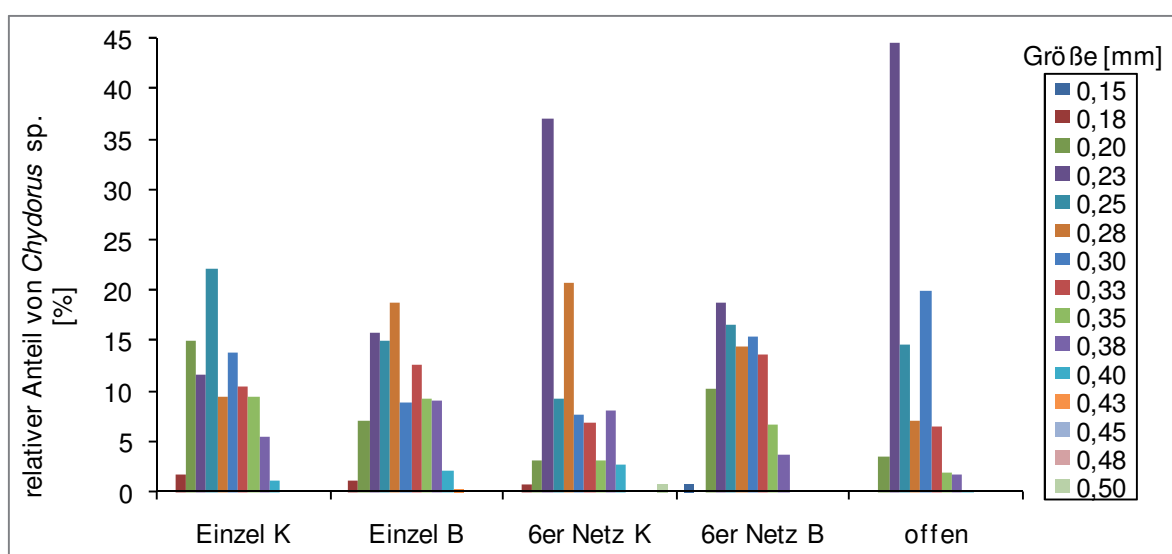
Tabelle 7-14: Zooplankton-Rohdaten für die dritte Woche, Angaben in Individuen pro Liter, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, ? = Bestimmung nicht eindeutig)

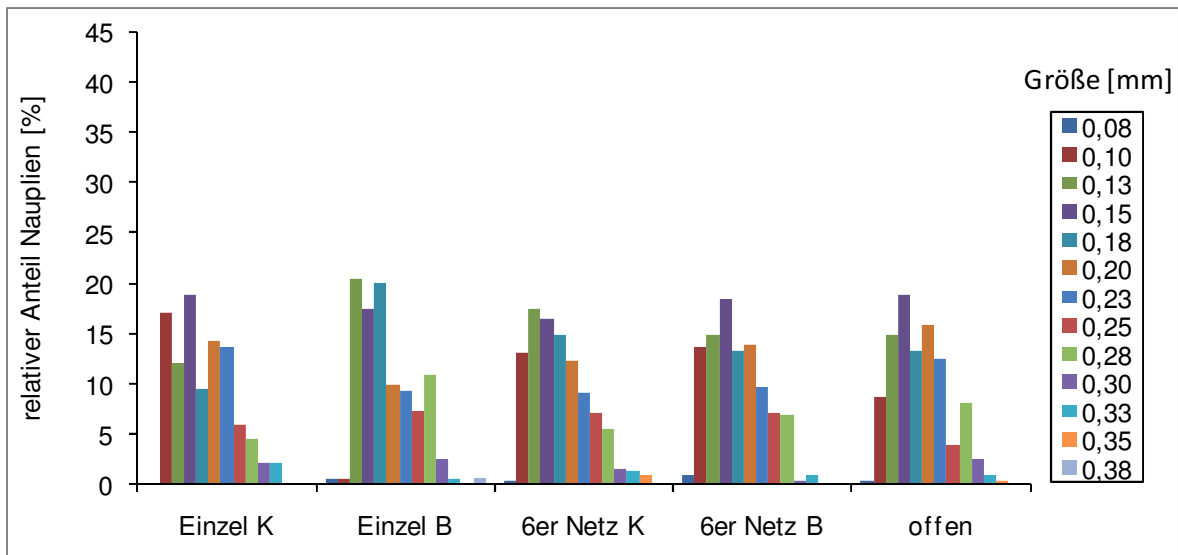
Woche	Teichnummer	Netzsystem & Behandlung	<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnia pulex/ longispina</i>	<i>Chydorus</i> sp.	Cyclopoider Copepode	Nauplius	<i>Brachionus</i> sp.	<i>Keratella</i> sp.	<i>Proales</i> sp.?	<i>Polyarthra</i> sp.	<i>Hexarthra</i> sp.	<i>Testudinella</i> sp.	<i>Synchaeta</i> sp.	<i>Pompholyx</i> sp.	<i>Lepadella</i> sp.	<i>Lecane</i> sp.	<i>Bdelloida</i> sp.	<i>Colurella</i> sp.	<i>Mytilina</i> sp.	<i>Squatinella</i> sp.	<i>Ptygura</i> sp.	<i>Platyas</i> sp.	unbekannt	<i>Asplanchna</i> sp.	Milben-Larve	Dipteren-Puppe	
3	3	Einzel K	15,0	31,7	17,4	9,6	30,1	15,5	1,4	1,9	0,0	0,1	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
3	4	Einzel K	12,2	13,8	2,6	0,4	2,3	37,7	0,8	0,0	0,3	0,0	1,0	0,0	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0
3	1	Einzel B	13,2	22,3	101,7	3,3	3,1	45,3	2,2	3,7	0,6	1,9	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
3	6	Einzel B	13,7	7,1	74,1	0,9	9,4	56,3	2,1	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	9	6er K	6,8	10,4	0,3	0,2	6,2	43,8	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
3	11	6er K	5,1	23,1	4,6	1,8	8,5	57,2	1,1	1,4	0,3	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0
3	13	6er K	20,8	47,5	29,8	14,9	19,3	35,3	0,9	4,2	0,0	0,2	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
3	7	6er B	9,5	32,7	3,1	18,0	34,1	80,4	1,5	0,6	0,0	1,6	1,4	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
3	10	6er B	25,9	8,4	5,3	0,3	3,7	63,4	1,2	0,4	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
3	12	6er B	30,5	4,5	7,9	0,3	12,7	51,7	0,6	0,3	0,2	0,3	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
3	2	offen	9,3	21,4	26,6	1,3	14,8	27,4	8,0	3,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3	5	offen	15,2	29,3	0,3	1,9	7,9	41,8	9,9	1,2	0,0	0,7	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
3	8	offen	8,3	15,1	1,4	0,2	8,1	90,5	4,3	2,4	1,6	2,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0



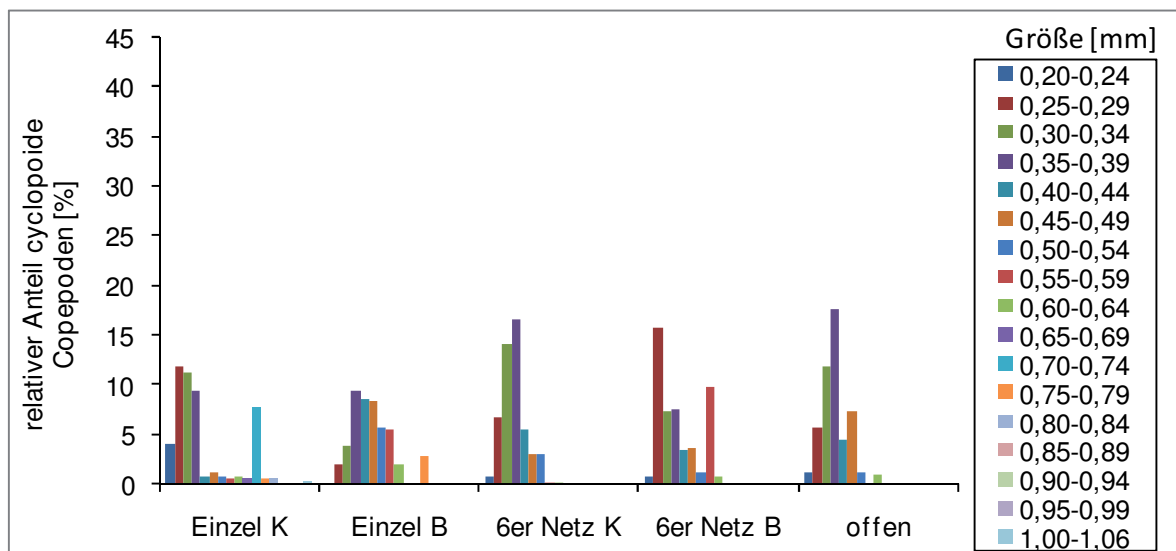
Tabelle 7-15: Zooplankton-Rohdaten für Woche acht (Angaben in Individuen pro Liter, Einzel = Einzelnetz, 6er = 6er-Netz, offen = offene Teiche, K = Kontrolle, B = Behandlung, ? = Bestimmung nicht eindeutig)

Woche	Teichnummer	Netzsystem & Behandlung	<i>Daphnia magna</i>	<i>Daphnia pulex/ longispina</i>	<i>Chydorus</i> sp.	Cyclopoider Copepode	Nauplius	<i>Brachionus</i> sp.	<i>Keratella</i> sp.	<i>Proales</i> sp.?	<i>Polyarthra</i> sp.	<i>Hexarthra</i> sp.	<i>Testudinella</i> sp.	<i>Synchaeta</i> sp.	<i>Pompholyx</i> sp.	<i>Lepadella</i> sp.	<i>Lecane</i> sp.	<i>Bdelloida</i> sp.	<i>Colurella</i> sp.	<i>Mytilina</i> sp.	<i>Squatinella</i> sp.	<i>Ptygura</i> sp.	<i>Platyas</i> sp.	unbekannt	<i>Asplanchna</i> sp.	Milben-Larve	Dipteren-Puppe	
8	3	Einzel K	31,1	4,6	0,2	11,5	1,2	1,9	1,7	4,5	0,0	77,9	0,0	0,0	0,0	12,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	7,8	0,0	0,0	0,0
8	4	Einzel K	14,4	47,1	0,0	0,9	6,4	8,5	4,0	0,2	0,2	9,7	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
8	1	Einzel B	6,9	33,9	1,4	2,9	30,0	0,0	38,5	1,1	0,2	16,8	0,2	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
8	6	Einzel B	18,6	38,4	7,9	9,7	23,9	1,5	33,5	0,9	0,4	51,9	0,7	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
8	9	6er K	0,7	43,3	0,1	3,2	45,3	1,1	51,7	0,0	0,5	156,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
8	11	6er K	7,9	8,1	0,0	1,6	20,0	0,2	89,1	0,2	0,0	54,9	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8	13	6er K	23,1	75,9	0,0	1,6	15,3	16,0	2,9	1,6	0,0	10,9	0,0	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
8	7	6er B	1,6	43,8	91,7	19,2	88,5	1,6	28,8	1,6	0,0	52,8	11,7	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	12,8	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,5	0,0
8	10	6er B	42,5	101,6	1,7	1,1	31,5	2,2	30,4	1,1	0,0	48,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	
8	12	6er B	6,7	43,6	0,6	1,4	0,6	5,0	24,2	5,5	0,2	267,3	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	
8	2	offen	5,1	41,7	15,4	24,7	52,9	2,6	67,7	1,3	0,6	9,6	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,0
8	5	offen	3,4	15,5	0,6	4,9	4,6	0,3	240,2	0,0	0,6	21,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	
8	8	offen	2,1	45,6	6,3	11,7	83,6	0,0	136,7	0,0	0,2	8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

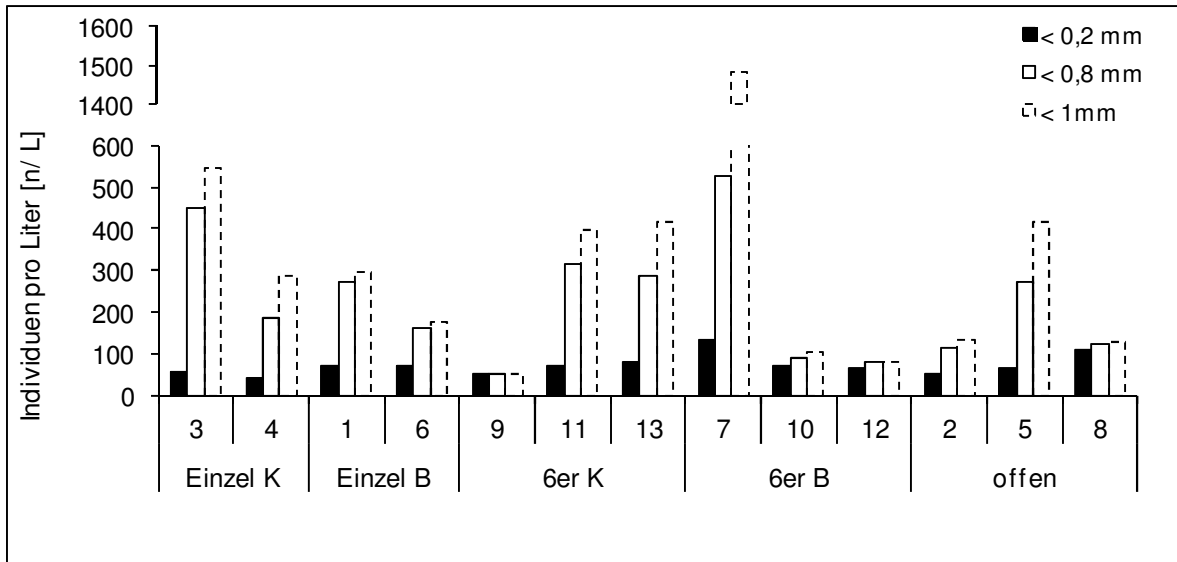
Anhang 7-31: Größenverteilung der Körpergröße von *Daphnia magna* in Woche dreiAnhang 7-32: Größenverteilung der Körpergröße von der Gruppe *Daphnia pulex/longispina* in Woche dreiAnhang 7-33: Größenverteilung der Körpergröße von *Chydorus sp.* in Woche drei



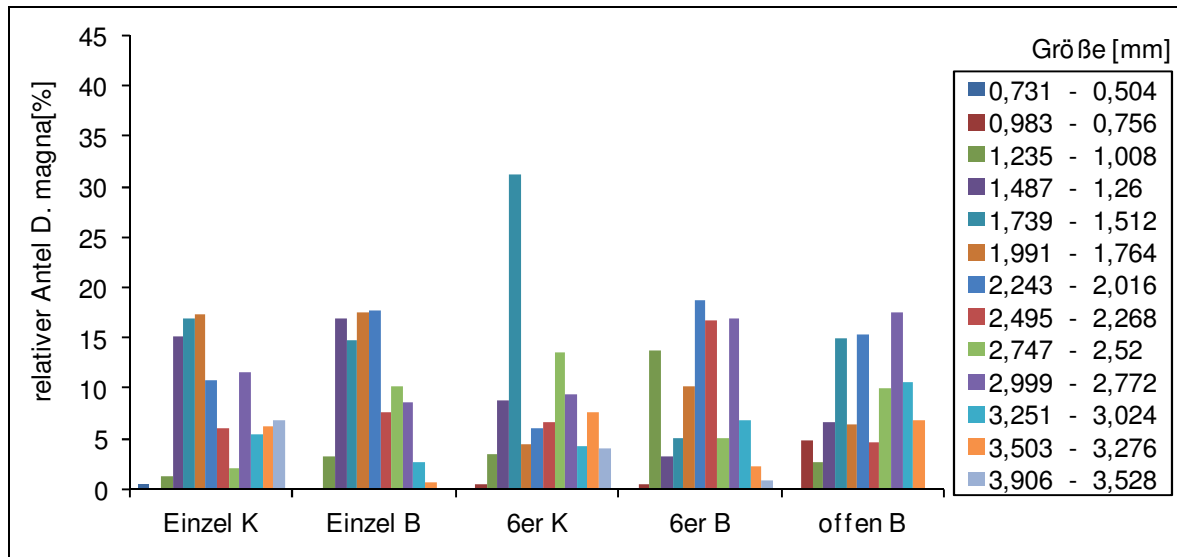
Anhang 7-34: Größenverteilung der Körpergröße der Nauplien in Woche drei



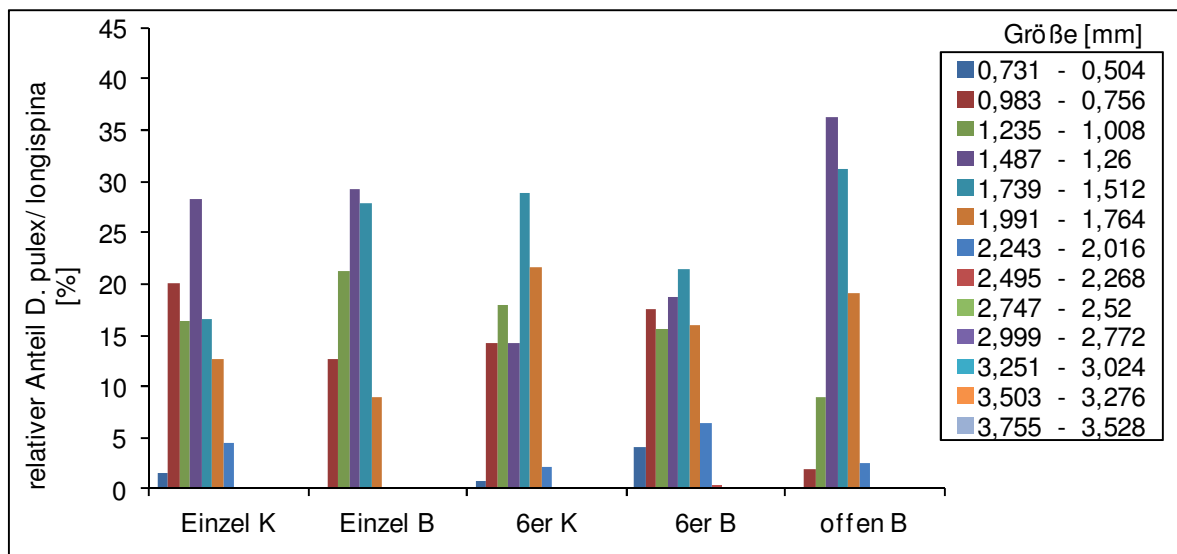
Anhang 7-35: Größenverteilung der Körpergröße von cyclopoiden Copepoden in Woche drei



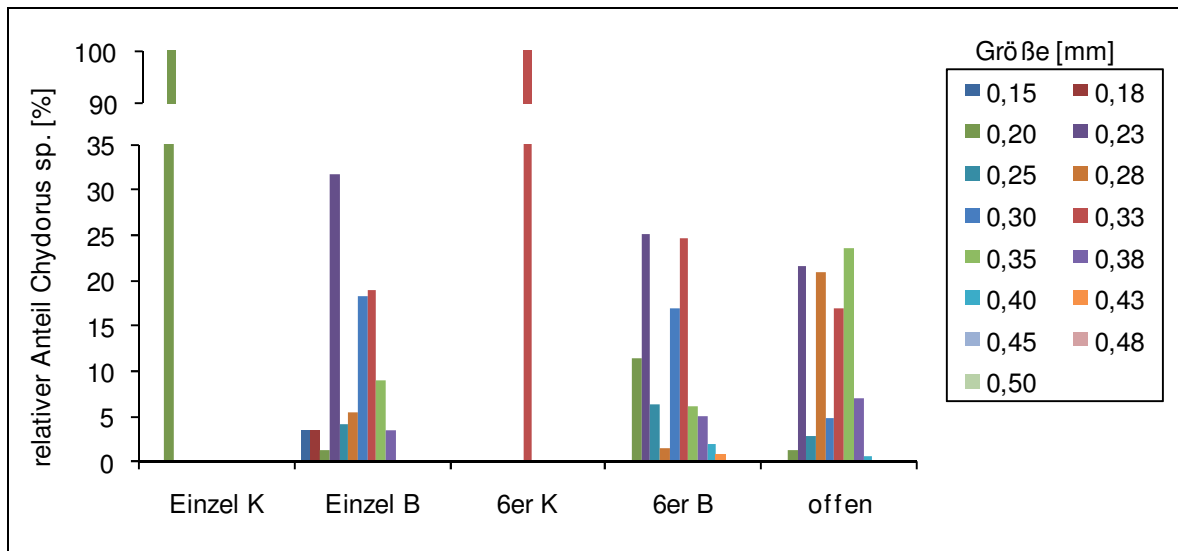
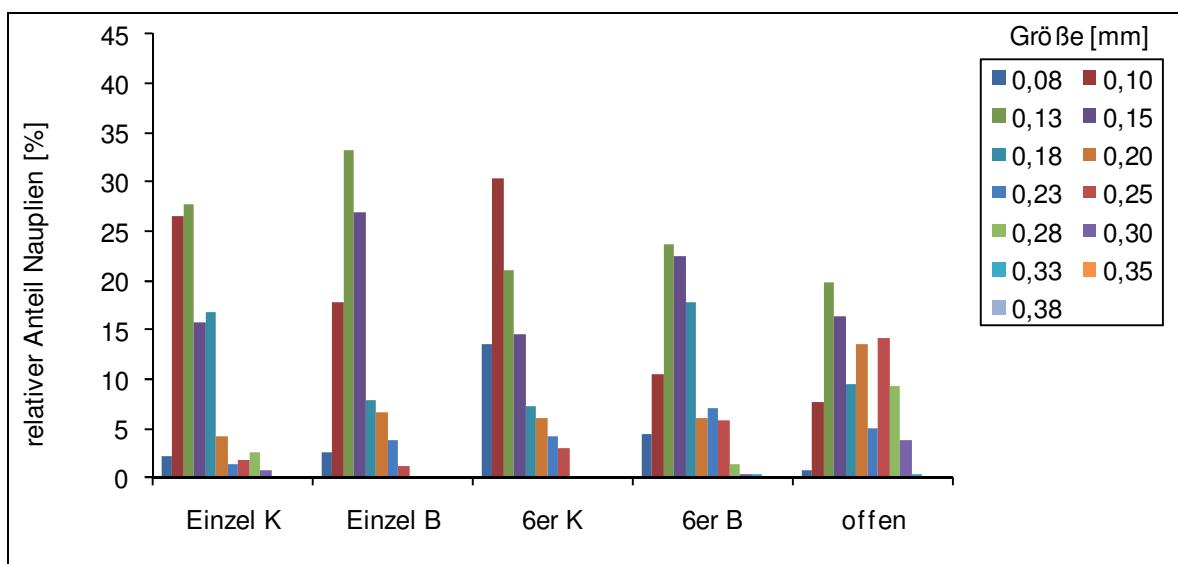
Anhang 7-36: Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche drei



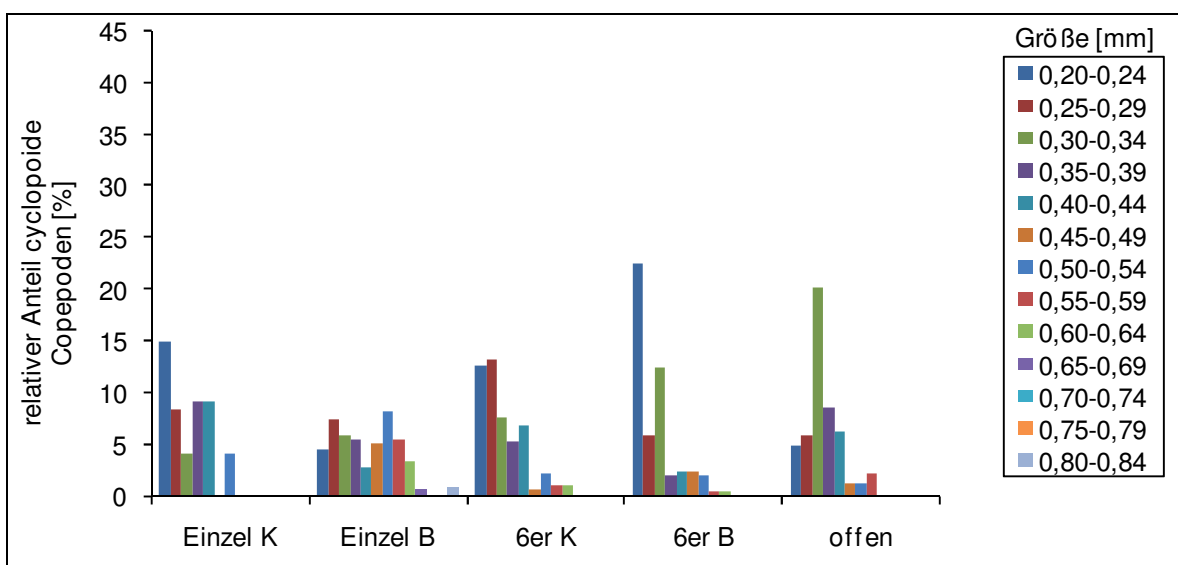
Anhang 7-37: Größenverteilung der Körpergröße von *Daphnia magna* in Woche 8



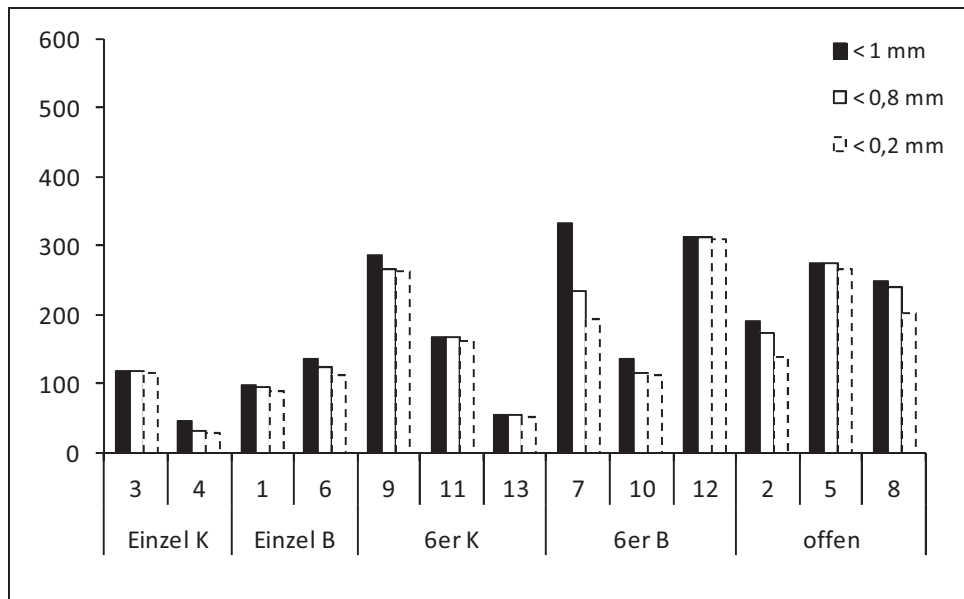
Anhang 7-38: Größenverteilung der Körpergröße von *Daphnia pulex/ longispina* in Woche 8

Anhang 7-39: Größenverteilung der Körpergröße von *Chydorus* sp. in Woche 8

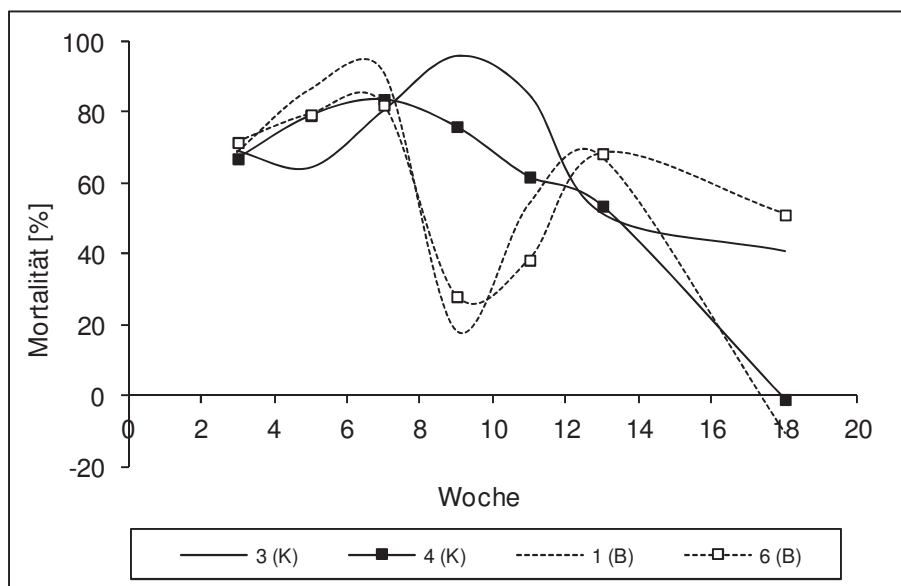
Anhang 7-40: Größenverteilung der Körpergröße der Nauplien in Woche 8



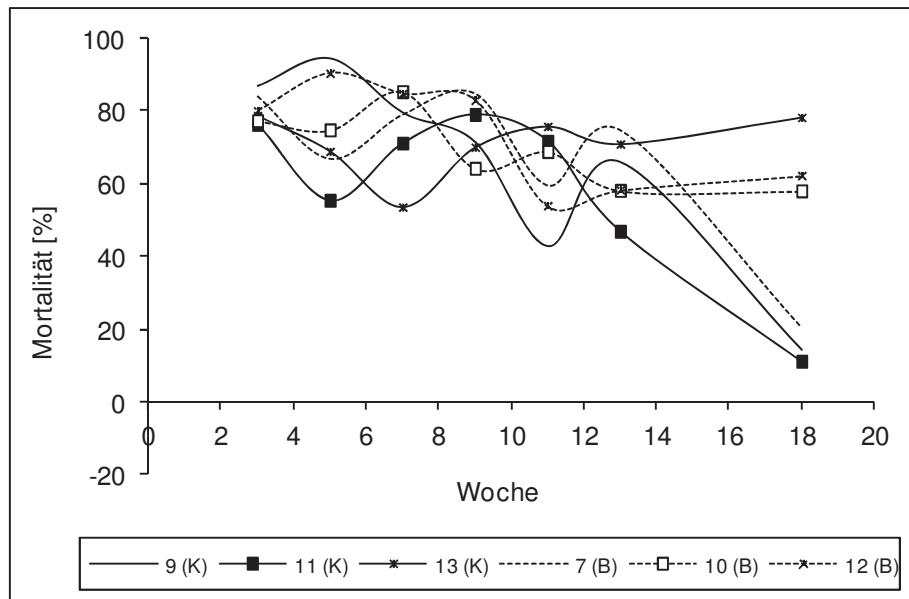
Anhang 7-41: Größenverteilung der Körpergröße von cyclopoiden Copepoden in Woche 8



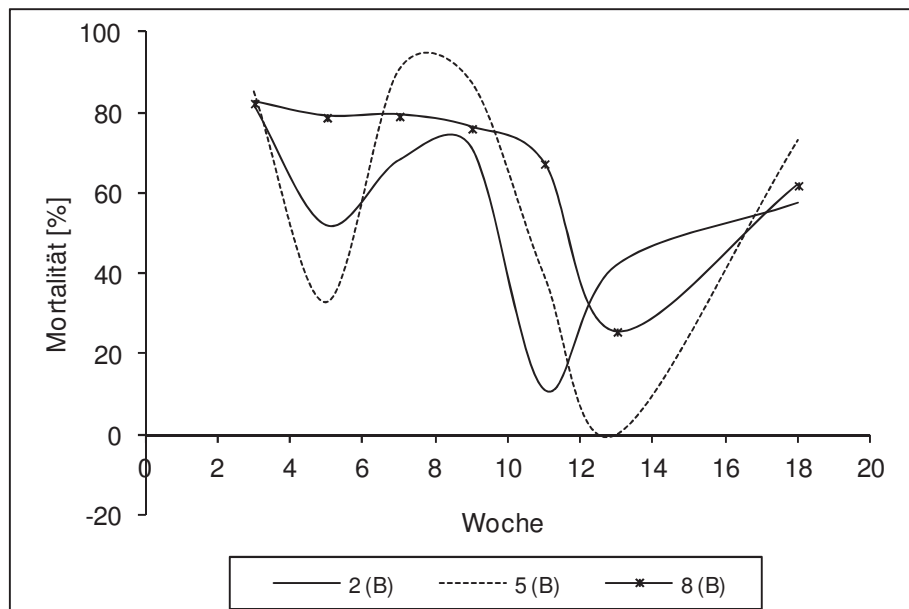
Anhang 7-42: Abundanz sämtlicher zooplanktischer Organismen (zusammengefasst ohne Dipteren-Larven) unterteilt in verschiedene Größenklassen in Woche acht



Anhang 7-43: Berechnete relative Mortalität [%] von *C. crystallinus* für alle Teiche mit Einzelnetz (K = Kontrolle, B = Behandlung)



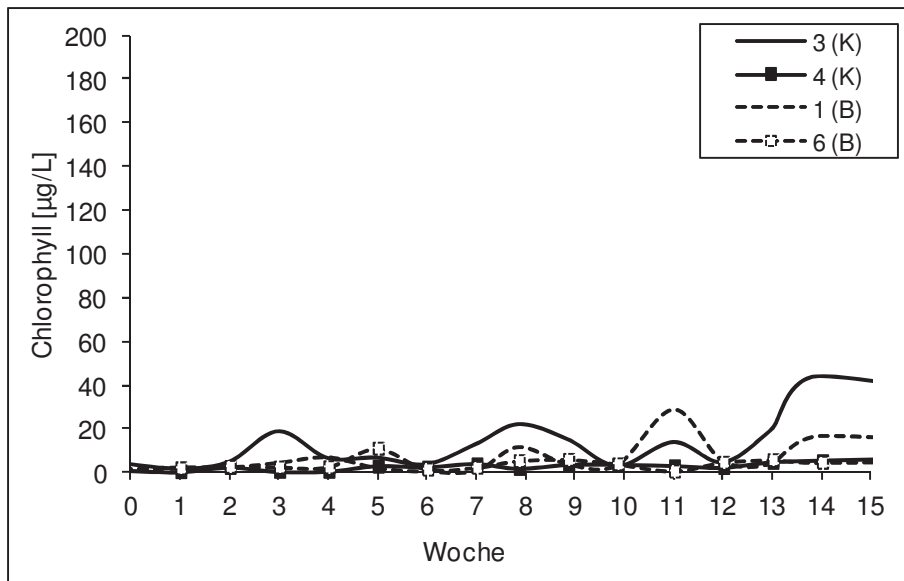
Anhang 7-44: Berechnete relative Mortalität [%] von *C. crystallinus* für alle Teiche mit 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung)



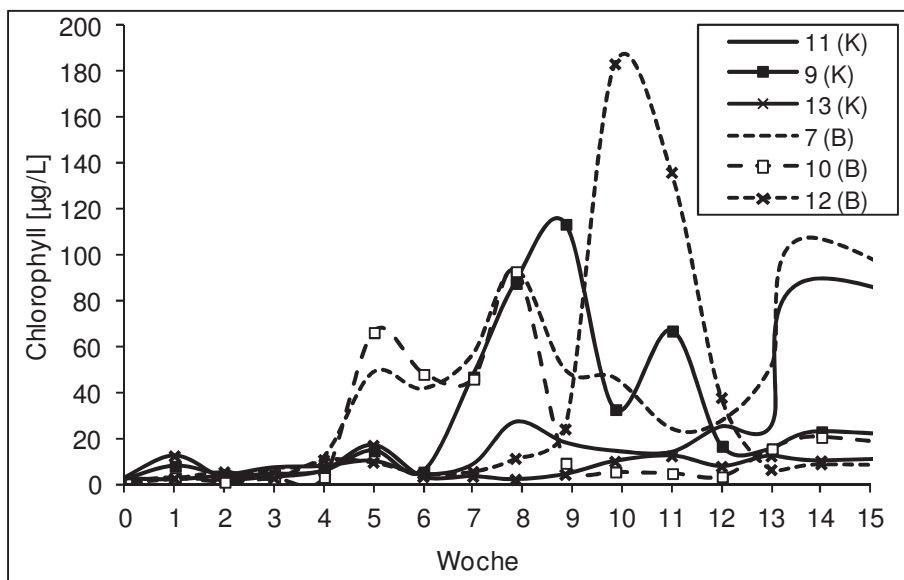
Anhang 7-45: Berechnete relative Mortalität [%] von *C. crystallinus* für alle offenen Teiche (K = Kontrolle, B = Behandlung)

Tabelle 7-16: Wahrscheinlichkeitswerte (p-Werte) für die relative Mortalität (Ln-transformiert) nach Durchführung eines t-Tests (grau = signifikant)

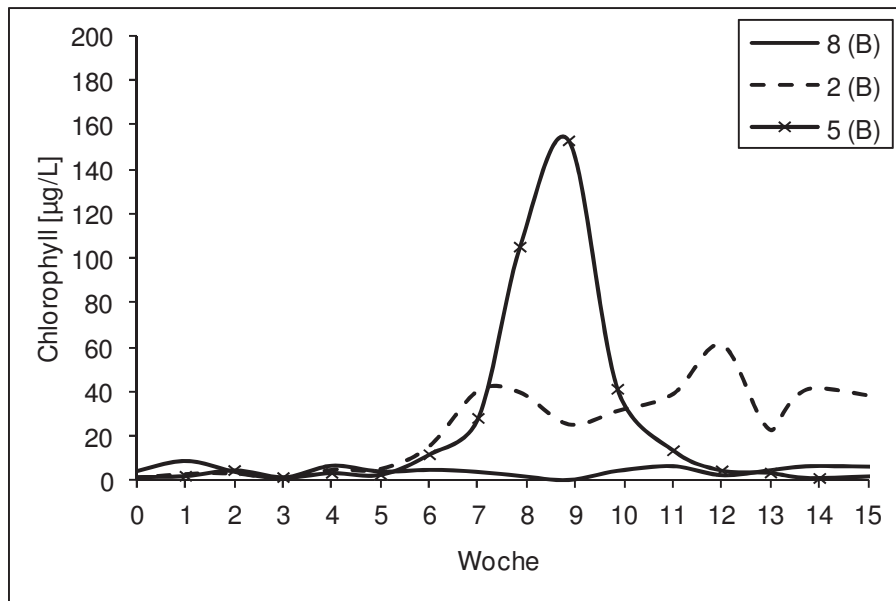
Testpaare	Woche						
	3	5	7	9	11	13	15
Einzelnetz-K <> Einzelnetz-B	0,39	0,31	0,44	0,03	0,18	0,01	0,99
Einzelnetz-K <> offen	0,002	0,40	0,73	0,50	0,31	0,43	0,23
6er-Netz-K <> offen	0,45	0,34	0,32	0,41	0,29	0,29	0,17
6er-Netz-K <> 6er-Netz-B	0,97	0,70	0,16	0,68	0,93	0,77	0,45



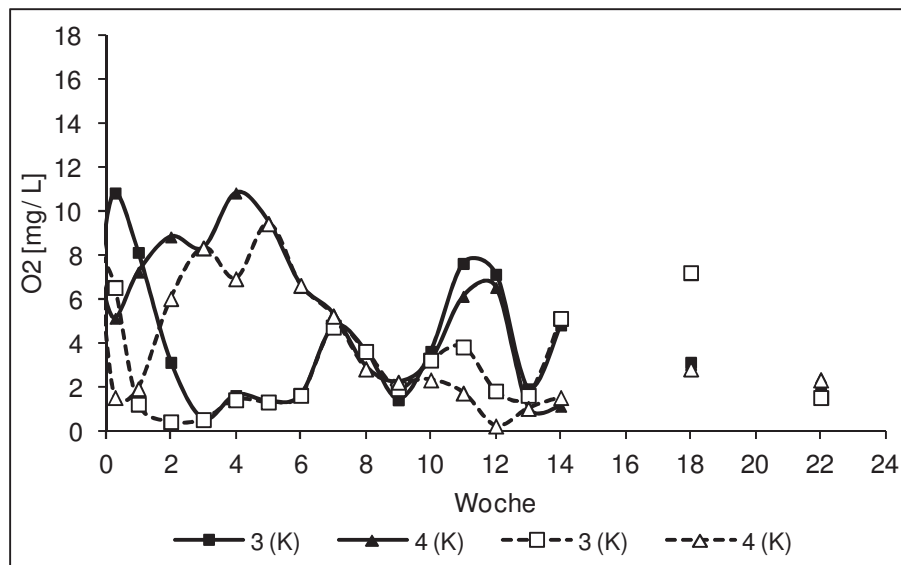
Anhang 7-46: Chlorophyll a-Werte für Mesokosmen in den Einzelnetzen (K = Kontrolle, B = Behandlung)



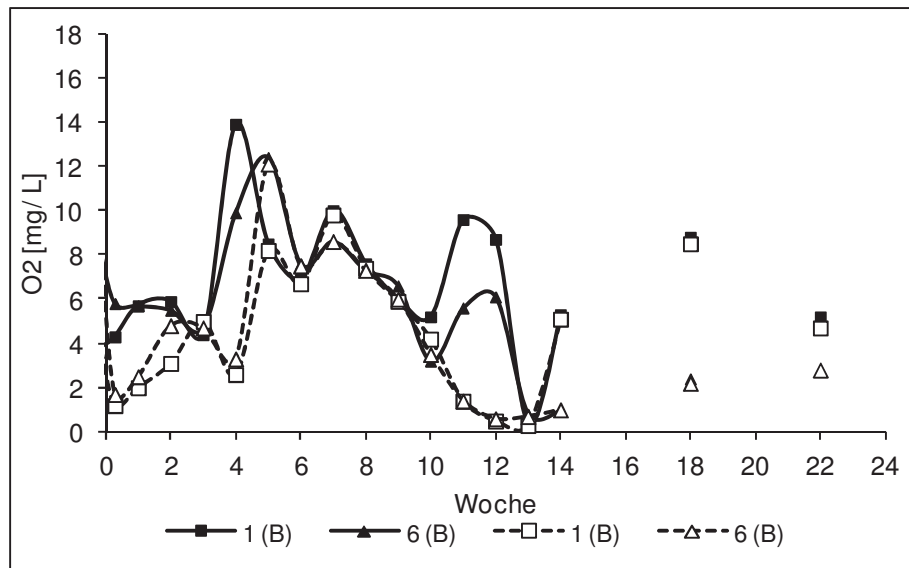
Anhang 7-47: Chlorophyll-Werte für Mesokosmen im 6er-Netz (K = Kontrolle, B = Behandlung)



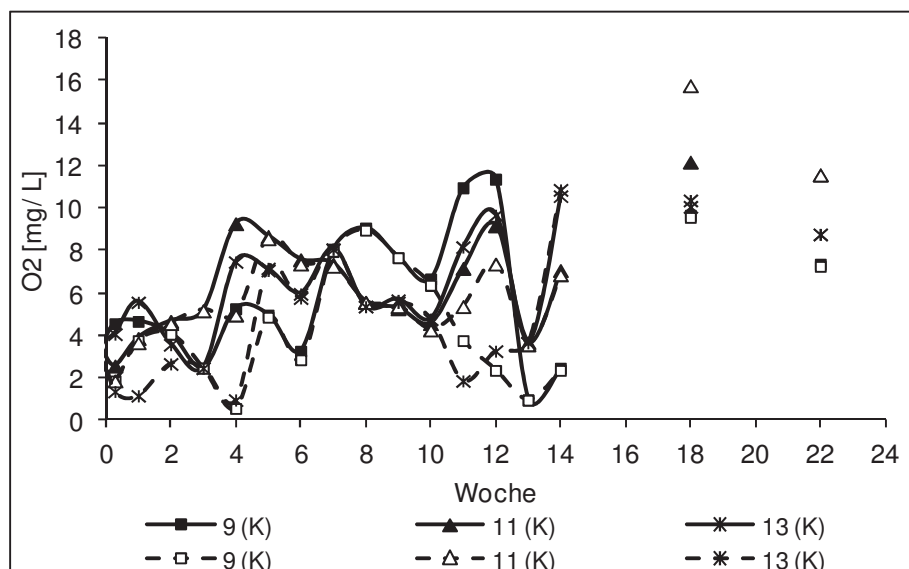
Anhang 7-48: Chlorophyll-Werte für Mesokosmen in den offenen Teichen
(K = Kontrolle, B = Behandlung)



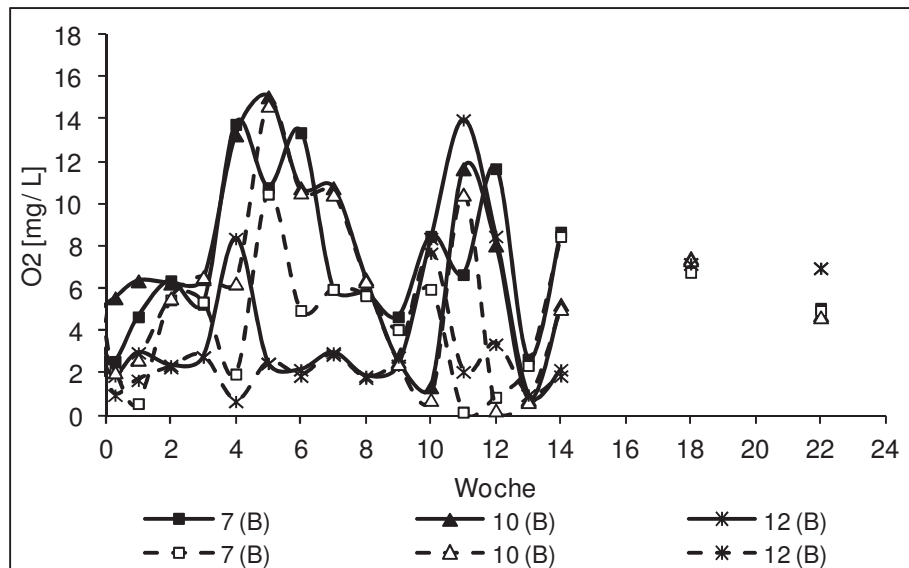
Anhang 7-49: Sauerstoffkonzentrationen in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m
(durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie)
Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen
Teichnummerierung, K = Kontrolle)



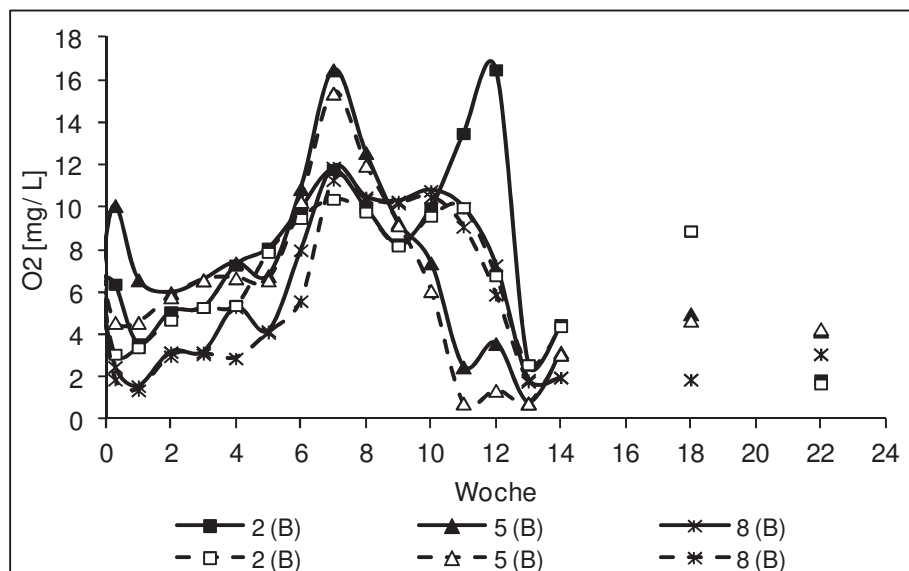
Anhang 7-50: Sauerstoffkonzentrationen in der Einzelnetz-Bebehandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



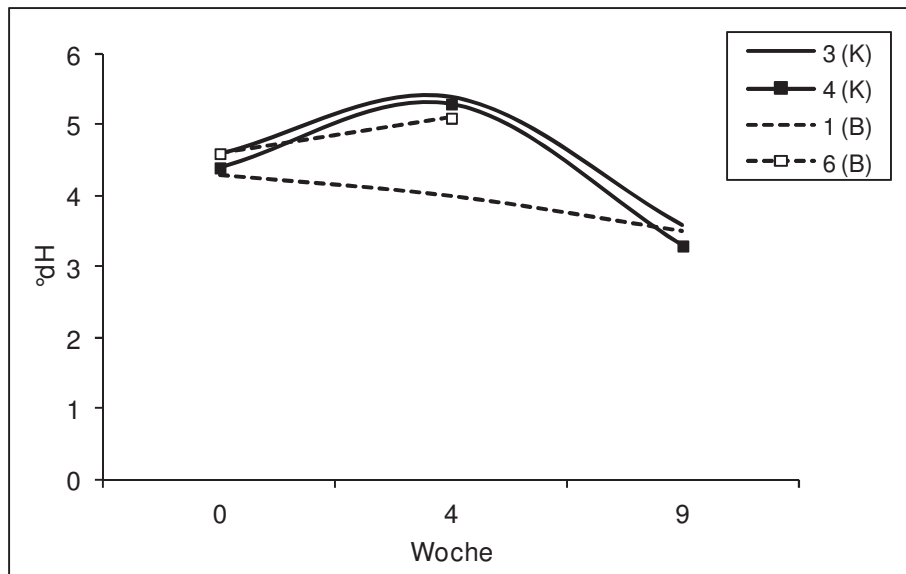
Anhang 7-51: Sauerstoffkonzentrationen in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)



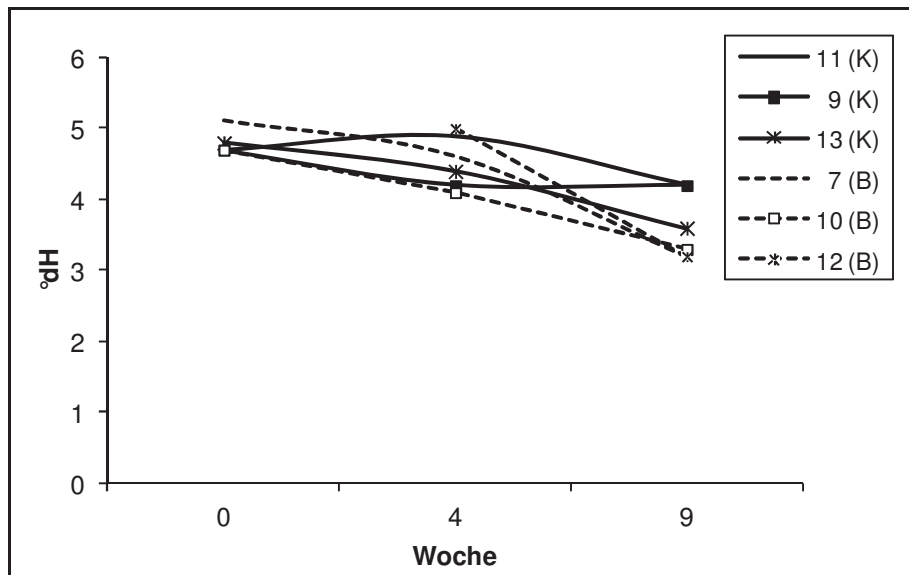
Anhang 7-52: Sauerstoffkonzentrationen in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



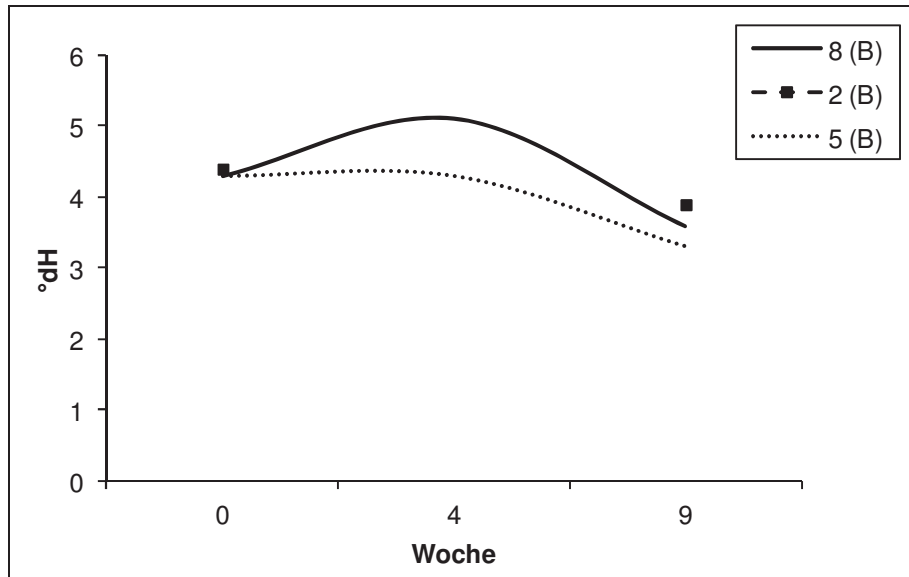
Anhang 7-53: Sauerstoffkonzentrationen in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



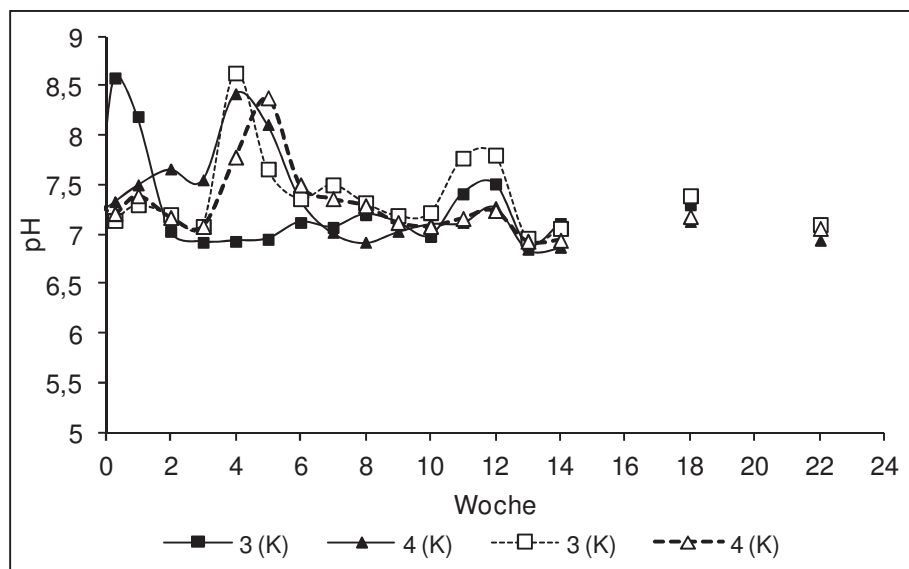
Anhang 7-54: Härtebereich des Wassers in den Einzelnetzen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle, B = Behandlung)



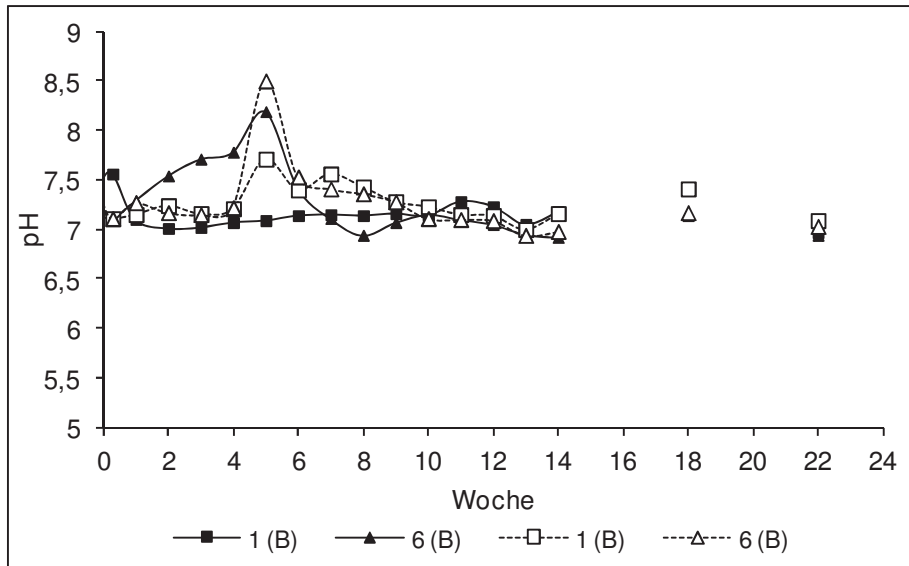
Anhang 7-55: Härtebereich des Wassers in den 6er-Netzen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle, B = Behandlung)



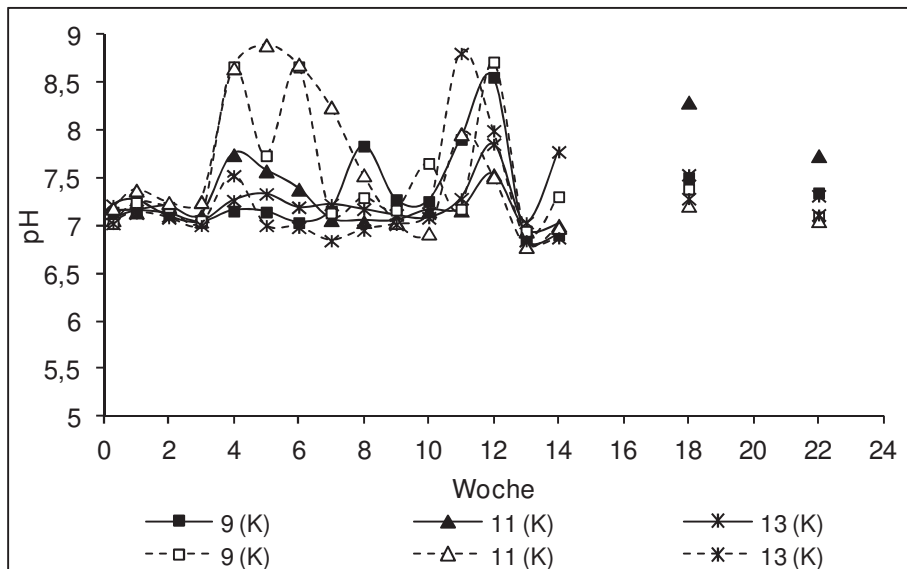
Anhang 7-56: Härtebereich des Wassers in den offenen Teichen (Nummern in Legende entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



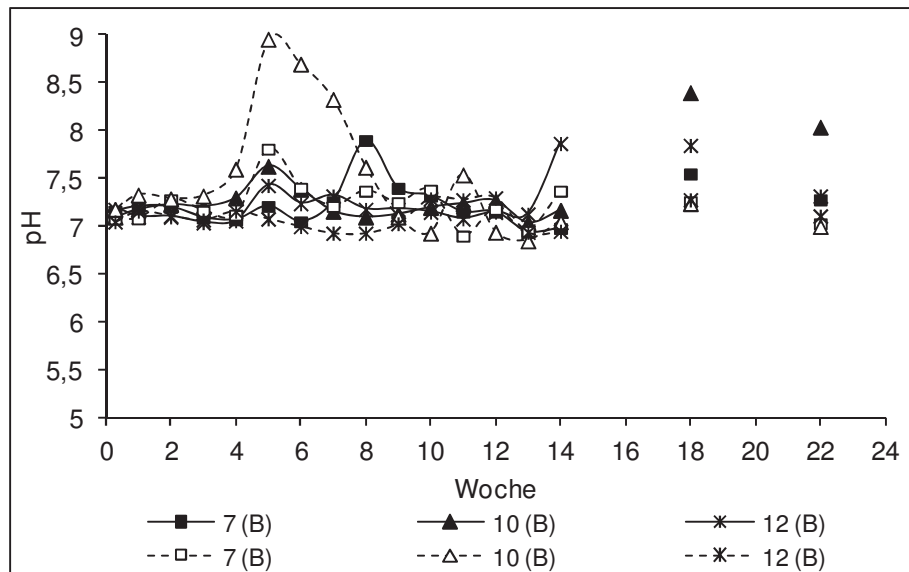
Anhang 7-57: pH-Wert in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)



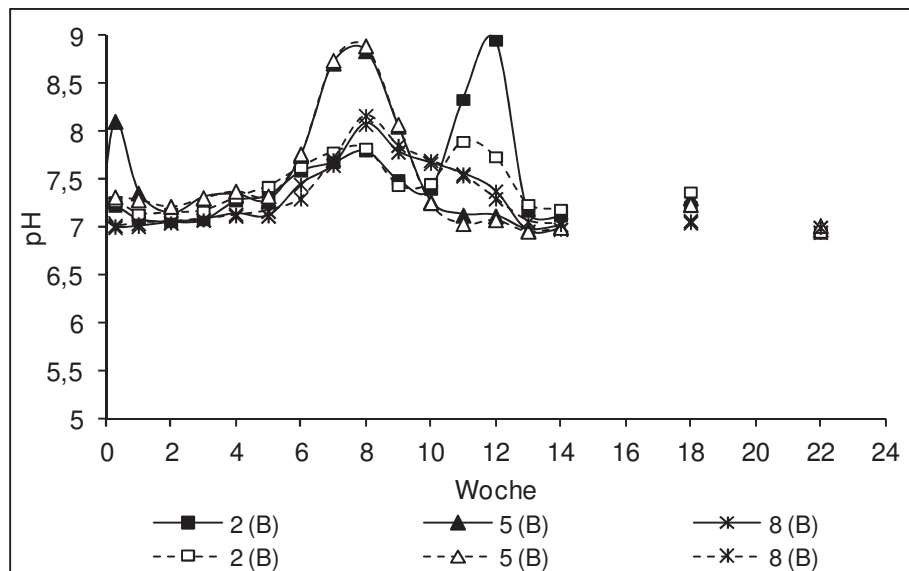
Anhang 7-58: pH-Wert in der Einzelnetz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



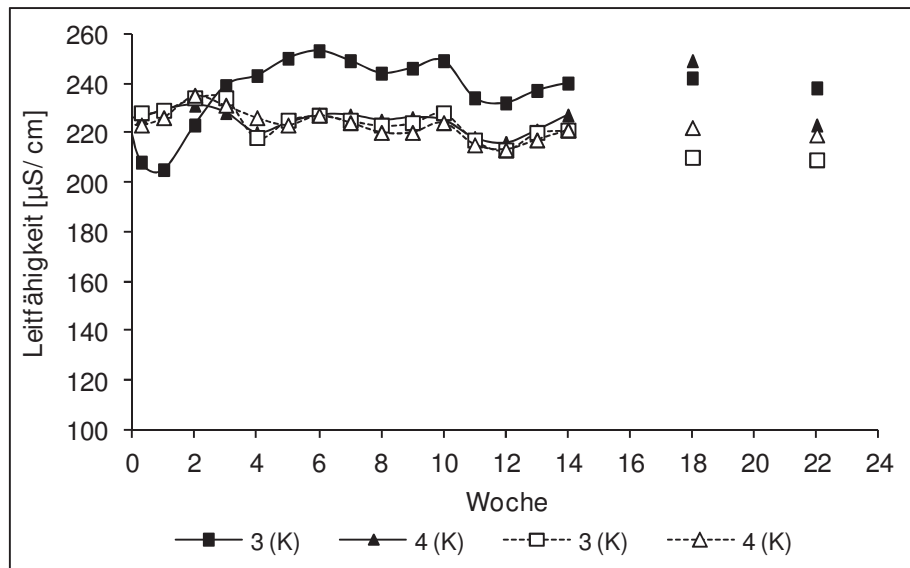
Anhang 7-59: pH-Wert in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)



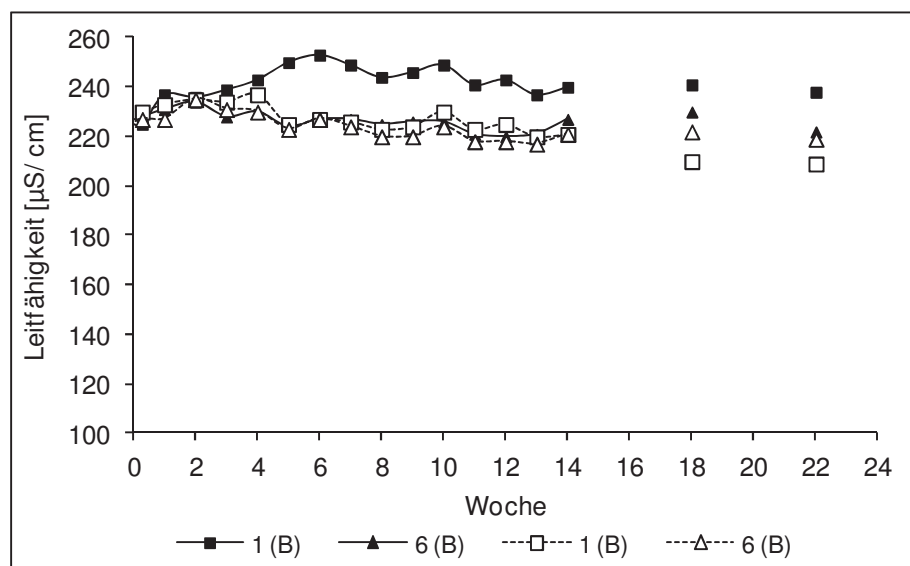
Anhang 7-60: pH-Wert in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



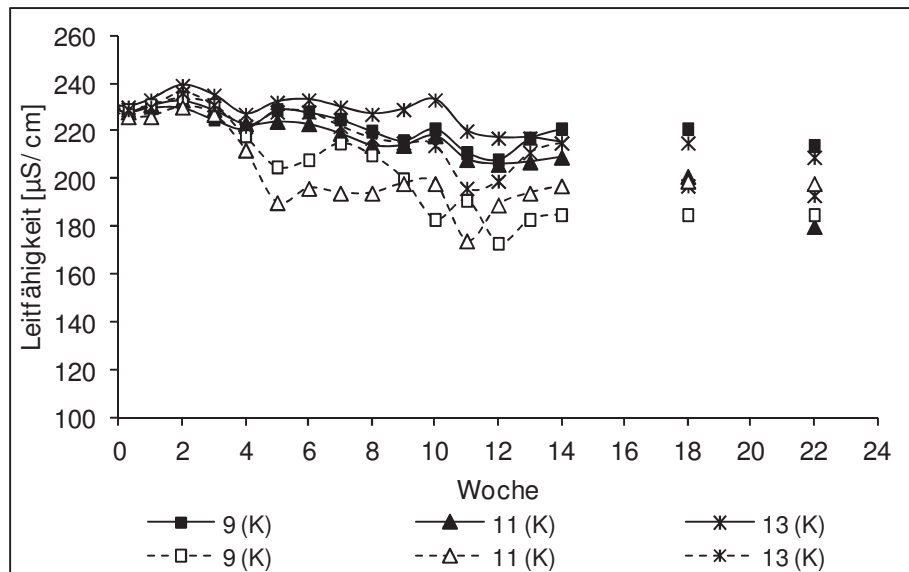
Anhang 7-61: pH-Wert in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



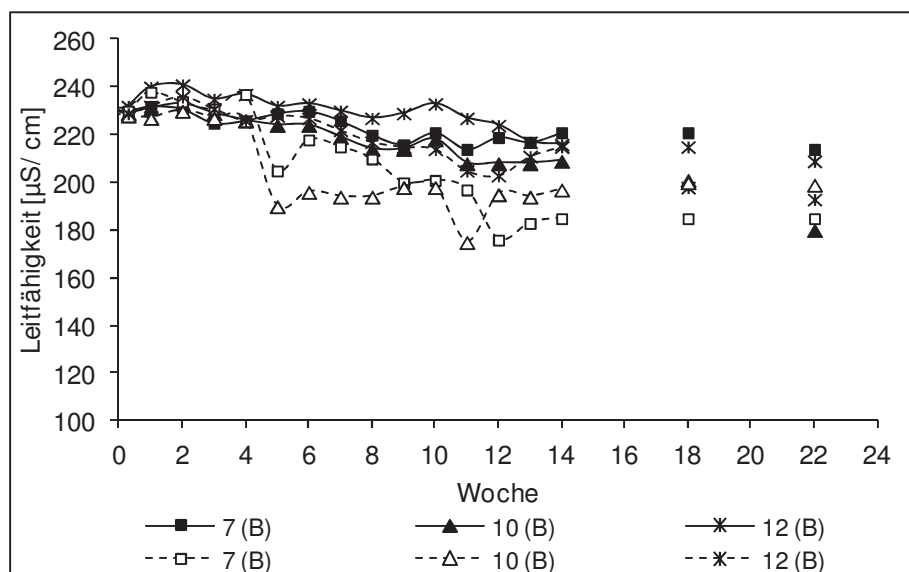
Anhang 7-62: Elektrische Leitfähigkeit in der Einzelnetz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)



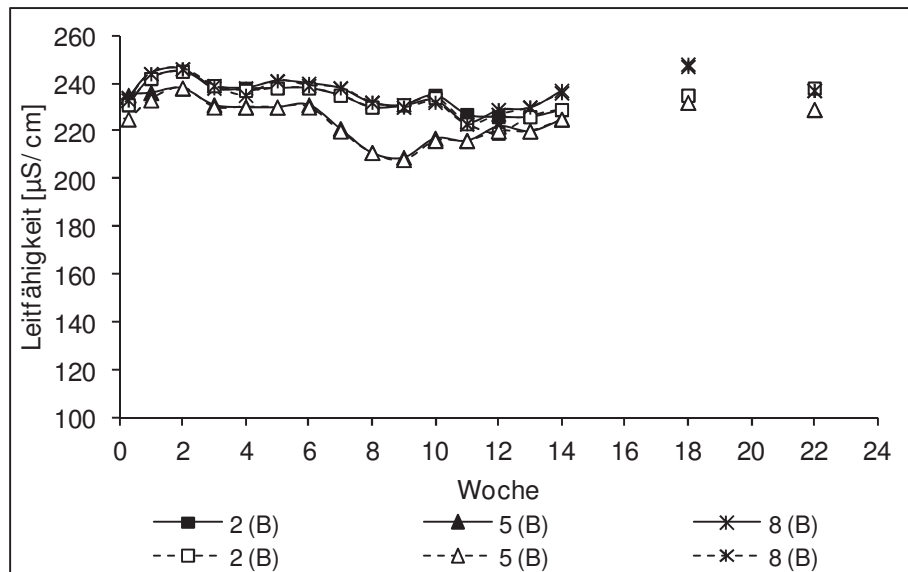
Anhang 7-63: Elektrische Leitfähigkeit in der Einzelnetz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



Anhang 7-64: Elektrische Leitfähigkeit in der 6er-Netz-Kontrolle in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, K = Kontrolle)



Anhang 7-65: Elektrische Leitfähigkeit in der 6er-Netz-Behandlung in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)



Anhang 7-66: Elektrische Leitfähigkeit in den offenen Teichen in 0,2 m (durchgezogene Linie) und 0,9 m (gestrichelte Linie) Wassertiefe (Nummern in Klammern entsprechen Teichnummerierung, B = Behandlung)

Tabelle 7-17: Matrix für die Mittelwerte der paarweisen Distanz errechnet mit Arlequin V3 (* = signifikant, $p \leq 0,05$), graue Kästchen/diagonal = innerhalb der Population, weiße Kästchen = zwischen den Populationen

	T4	T1	T11	T10	Venn	Melaten	Golfplatz
Einzelnetz-K - Teich 4 (T4)	9,6	8,7	8,3	8,8	16,0 *	16,8 *	19,9 *
Einzelnetz-B - Teich 1 (T1)		7,8	7,4	7,8	15,7 *	16,4 *	19,9 *
6er-Netz-K - Teich 11 (T11)			7,0	7,3	15,5 *	16,2 *	19,6 *
6er-Netz-B - Teich 10 (T10)				7,8	16,2 *	17,0 *	20,7 *
Palsen/Venn					13,7	13,7	11,9 *
Mesokosmen Melaten						14,4	12,3 *
Golfplatz							7,0



Tabelle 7-18: Rohdaten der Nährstoffkonzentrationen, Wasserhärte und Leitfähigkeit für die fünf verschiedenen Behandlungsszenarien

	Woche	Einzel K			Einzel B			6er K			6er B			offen		
		3	4	1	6	9	11	13	7	10	12	2	5	8		
Nitrat [mg/L]	0	0,64	0,63	0,47	0,65	0,51	0,40	0,46	0,42	0,60	0,36	0,50	0,51	0,56		
	4	0,12	0,08	0,25	0,24	0,13	0,10	0,13	0,10	0,25	0,22	0,37	0,07	0,50		
	9	0,19	0,10	0,08	0,13	0,08	0,06	0,10	0,44	0,19	0,19	0,11	0,19	0,12		
Ammonium [mg/L]	0	0,67	0,89	1,21	0,73	1,25	1,29	1,25	1,27	1,09	0,97	1,20	1,15	1,08		
	4	0,64	0,19	0,47	0,40	0,25	0,18	0,53	0,15	0,10	0,23	0,61	0,40	0,61		
	9	0,11	0,31	0,26	0,10	0,03	0,12	0,38	0,03	0,18	0,07	0,19	0,04	0,15		
Nitrit [mg/L]	0	0,057	0,044	0,030	0,051	0,028	0,027	0,028	0,027	0,036	0,022	0,028	0,029	0,037		
	4	0,002	0,006	0,024	0,019	0,003	0,006	0,014	0,003	0,022	0,015	0,025	0,007	0,059		
	9	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,004	0,002	0,002	0,004		
Gesamt-Stickstoff [mg/L]	0	3,987	4,236	4,016	4,140	4,040	2,899		3,855	3,591	4,176	4,060	3,735	4,144		
	4	3,24	2,36	3,25	2,75	2,31	2,51	2,79	1,76	3,00	3,14	3,39	2,69	3,07		
	9	2,61	2,81	2,56	1,48	3,10	2,74	2,41	2,45	2,64	2,54	2,58	3,76	2,80		
Ortho-Phosphat [mg/L]	0	0,05	0,05	0,08	0,04	0,07	0,08	0,07	0,08	0,06	0,08	0,07	0,06	0,05		
	4	0,21	0,02	0,06	0,03	0,08	-0,01	0,07	0,05	0,07	0,10	0,14	0,04	0,11		
	9	0,08	0,08	0,08	0,04	0,06	0,09	0,08	0,05	0,17	0,17	0,05	0,11	0,04		
Gesamt-Phosphat [mg/L]	0	0,16	0,15	0,14	0,19	0,20	0,21		0,19	0,15	0,20	0,17	0,12	0,17		
	4	0,54	0,13	0,20	0,18	0,32	0,27	0,39	0,35	0,19	0,40	0,17	0,18	0,54		
	9	0,16	0,30	0,20	0,17	0,27	0,27	0,23	0,31	0,52	0,57	0,19	0,42	0,20		
Härte [°dH]	0	4,60	4,40	4,30	4,60	4,70	4,70	4,80	5,10	4,70		4,30	4,40	4,30		
	4	5,40	5,30	4,00	5,10	4,90	4,20	4,40	4,60	4,10	5,00	5,10		4,30		
	9	3,60	3,30	3,50		4,20	4,20	3,60	3,20	3,30	3,20	3,60	3,90	3,30		
Leitfähigkeit [µS/cm]	0	226	226	230	224	231	230	231	231	228	231	230	230	229		
	4	243	225	228	228	224	225	232	228	219	224	238	230	237		
	9	246	226	224	220	216	214	229	200	198	215	231	209	231		
	14	240	227	221	221	221	209	216	185	197	215	229	225	237		



Tabelle 7-22: Population der Mesokosmosanlage am Institut/ 6er-Netz-Kontrolle, Anzahl der gezählten Banden (= 1) auf dem Polyacrylamidgel mit Angabe der Primerkombination

Tonne 11 - Bezeichnung g der Proben	AGG-AAG-59	AGG-AAG-74	AGG-AAG-76	AGG-AAG-79	AGG-AAG-84	AGG-AAG-87	AGG-AAG-89	AGG-AAG-97	AGG-AAG-109	AGG-AAG-116	AGG-AAG-118	AGG-AAG-130	AGG-AAG-135	AGG-AAG-151	AGG-AAG-154	AGG-AAG-159	AGG-AAG-162	AGG-AAG-200	AGG-AAG-204	AGG-AAG-242	AGG-AAG-250	AGG-AAG-275	AGG-AAG-281	AGG-AAG-316	AGG-AAG-329	AGG-AAG-416	AGG-AAG-423	AGG-AAG-458	AGG-AAG-597	CAT-CGA-60	CAT-CGA-72	CAT-CGA-75	CAT-CGA-82	CAT-CGA-85	CAT-CGA-109	CAT-CGA-114	CAT-CGA-118	CAT-CGA-130	CAT-CGA-153	CAT-CGA-165														
C10	1	1	1							1	1	1	1			1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1											
c10				1					1	1	1	1	1			1		1																																				
C11	1	1					1			1	1	1	1			1																																						
c11				1			1			1	1	1	1			1																																						
C12	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
c12				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
c3				1						1	1	1	1			1																																						
c4	1	1	1	1						1	1	1	1			1																																						
C5				1	1		1			1	1	1	1			1																																						
c5				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
C6	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
c6				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
C7	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
c7				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
C8	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
c8				1						1	1	1	1			1																																						
C9	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
c9				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
D1	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
d1				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
D2	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
d2				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
D3	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
d3				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
D4	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
d4				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						
D5	1	1	1	1			1			1	1	1	1			1																																						
d5				1	1	1	1			1	1	1	1			1																																						



Lebenslauf

Vor- und Zuname Sandra Sevim geb. Junge
Geburtsdatum 19.03.1975
Staatsangehörigkeit Deutsch
Familienstand verheiratet

Schulischer und universitärer Werdegang

05/2007 - 01/2012 Promotionsstudium der Biologie (Fortsetzung), Rheinisch-Westfälisch Technischen Hochschule Aachen (RWTH)
07/2006 - 04/2007 Erziehungsurlaub
07/2004 - 07/2006 Promotionsstudium der Biologie an der RWTH Aachen, in Kooperation mit dem Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung gaia e.V. (Aachen)
7/2004 - 07/2005 Grundstipendium der Graduiertenförderung zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses (RWTH Aachen)
10/1999 - 07/2003 Studium der Biologie (Diplom), Carl von Ossietzky Universität Oldenburg mit Diplomarbeit am Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI)/ Sylt:
Einfluss von Grobpartikeln auf den Wattwurm *Arenicola marina* im Sylter Wattenmeer
10/1996 - 09/1999 Studium der Biologie (Vordiplom), RWTH Aachen
02/1992 - 06/1995 Christian-Dietrich-Grabbe-Gymnasium Detmold in Nordrhein-Westfalen (Abitur)
08/1988 - 01/1992 Domgymnasium, Verden (Aller)
08/1986 - 07/1988 Orientierungsstufe an der Schule am Goldbach, Langwedel
08/1982 - 08/1986 Grundschule Langwedel

Berufstätigkeiten

seit 01/2012 Dr. Knoell Consult GmbH, Mannheim
03/2004 - 05/2011 freiberufliche Umweltpädagogin, Natur bewegt e.V., Natur bewegt Dich GmbH (Köln), BUND Jugend

Praktika und studienbegleitende Tätigkeiten

12/2003 Volontariat am Institut für Fischereiökologie Cuxhaven (Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei)
10/2003 - 11/2003 Praktikum an der Biologischen Station Gütersloh/ Bielefeld
04/2005 - 04/2006 Wissenschaftliche Hilfskraft, Fachbereich Biologie (RWTH Aachen)



- 12/2002 Studentische Hilfskraft, School of Engineering and Science (International University of Bremen)
- 05/2002 - 12/2002 Studentische Hilfskraft, Abteilung Küstenökologie (AWI Sylt)
- 03/2001 - 04/2001 Studentische Hilfskraft, Abteilung Benthopelagische Prozesse (AWI Bremerhaven) mit Semesterarbeit
- 09/2000 Studentische Hilfskraft, Abteilung Benthopelagische Prozesse (AWI Bremerhaven/ Helgoland)
- 08/1999 Studentische Hilfskraft, Institut für Umweltforschung (RWTH Aachen)
- 07/1999 Praktikum auf der Insel Giglio /Italien, Institut für Marine Biologie (Flensburg)
- 05/1999 Praktikum an der Seevogelrettungs- und Naturforschungsstation (Sylt)
- 05/1999 - 07 1999 Studentische Hilfskraft, Institut für Ökologie des Bodens (RWTH Aachen)
- 10/1998 - 12/1998 Studentische Hilfskraft, Institut für Botanik und Molekularbiologie (RWTH Aachen)
- 01/1996 - 02/1996 Praktikum am Max-Rubner-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel II (Detmold)



