

Technische Universität München
Fachgebiet für Ökotoxikologie

Modulation der ökotoxikologischen Wirkungen von Terbutylazin durch
Run-off-Ereignisse in aquatischen Freiland-Mikrokosmen

Hildegard Weidendorfer

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender:

Univ. Prof. Dr. A. Melzer

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. W. Huber
2. Univ.-Prof. Dr. W. Höll

Die Dissertation wurde am 01.02.2008 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 19.03.2008 angenommen.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. W. Huber danke ich für die Überlassung des sehr interessanten Themas, für die vielseitigen Anregungen, für sein Vertrauen, sowie die stetige Förderung der Arbeit. Besonders möchte ich für sein Verständnis danken, die Arbeit nach längerer Familienpause fertig stellen zu können.

Herrn Prof. W. Höll danke ich für die Zweitkorrektur der Arbeit und Herrn Prof. A. Melzer für den Prüfungsvorsitz.

Allen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen des Instituts danke ich für ihre Hilfsbereitschaft und Unterstützung. Ganz besonders danke ich Frau Dr. Ursula Dawo für viele fachliche Gespräche in der Schlussphase bei der Fertigstellung der Arbeit.

Finanziell ermöglicht wurde mir die Arbeit zum großen Teil durch ein Stipendium der TU München, wofür an dieser Stelle gedankt sei.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungen

1	Einleitung	7
1.1	Pflanzenschutzmittel in der Umwelt	7
1.2	Ökotoxikologie	8
1.3	Testsysteme	9
1.3.1	Anforderungen	9
1.3.2	Aufbau	11
1.4	Run-off	12
1.5	Terbuthylazin (TBA) – Anwendung und Wirkungsweise	13
1.6	Ziel der Arbeit	13
1.6.1	Wirkung von Run-off (Trübung).....	14
1.6.2	Wirkung von Trübung und Herbizid Terbuthylazin (TBA).....	14
2	Material und Methoden	16
2.1	Aufbau der aquatischen Freiland-Mikrokosmen	16
2.2	Störstoffe – Eigenschaften	20
2.2.1	Trübstoff Kaolin – Eigenschaften	20
2.2.2	Herbizid Terbuthylazin (TBA) – Eigenschaften	21
2.3	Testdesign.....	21
2.3.1	Vorversuche	21
2.3.1.1	Nährstoffgehalt des Kaolins	21
2.3.1.2	Wechselwirkung zwischen Kaolin und Terbuthylazin.....	22
2.3.2	1. Untersuchungsjahr (1996): Belastung mit Trübstoff	22
2.3.2.1	Vorlaufphase	22
2.3.2.2	Applikation: Trübung mit Kaolin.....	22
2.3.3	2. Untersuchungsjahr (1997): Belastung mit Trübstoff und Herbizid	24
2.4	Messgrößen	25
2.4.1	Physikalische Parameter	26
2.4.2	Chemische Parameter	26
2.4.2.1	Natrium, Kalium und Calcium	26
2.4.2.2	Alkalinität (Säurebindungsvermögen)	27
2.4.2.3	Gesamthärte.....	27
2.4.2.4	Nitrat.....	27
2.4.2.5	Ammonium.....	27
2.4.2.6	Phosphat gelöst und gesamt	28
2.4.2.7	Silikat	28
2.4.3	Biologische Parameter.....	28
2.4.3.1	Makrophyten	28
2.4.3.2	Phytoplankton.....	28
2.4.3.3	Chlorophyll a.....	29
2.4.3.4	Zooplankton	29
2.4.3.5	Makroinvertebraten	30

2.4.4	Trübungsmessung.....	31
2.4.5	Terbuthylazin- (TBA-)Analytik.....	32
2.5	Auswertung und statistische Methoden.....	33
3	Ergebnisse	36
3.1	Vorversuche	36
3.1.1	Nährstoffgehalt des Kaolins	36
3.1.2	Wechselwirkung von Kaolin und Terbuthylazin (TBA).....	36
3.2	Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr (1996): Trübung mit Kaolin	36
3.2.1	Physikalische Parameter.....	36
3.2.1.1	Temperatur	36
3.2.1.2	Leitfähigkeit	37
3.2.1.3	pH-Wert.....	40
3.2.1.4	Sauerstoffsättigung.....	42
3.2.2	Chemische Parameter	45
3.2.2.1	Wasserhärte und Calcium.....	45
3.2.2.2	Alkalinität.....	48
3.2.2.3	Natrium.....	50
3.2.2.4	Kalium.....	50
3.2.2.5	Gesamtphosphat	53
3.2.2.6	Gelöstphosphat	55
3.2.2.7	Silikat	55
3.2.2.8	Ammonium.....	58
3.2.2.9	Nitrat.....	61
3.2.3	Biologische Parameter.....	61
3.2.3.1	Chlorophyll a.....	61
3.2.3.2	Phytoplankton.....	63
3.2.3.3	Zooplankton	69
3.2.4	Zusammenfassung 1. Untersuchungsjahr (1996).....	77
3.2.5	Diskussion der Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr (1996).....	78
3.3	Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr (1997): Trübung mit Kaolin und Belastung mit Terbuthylazin (TBA).....	82
3.3.1	TBA-Abbau	82
3.3.2	Physikalische Parameter.....	83
3.3.2.1	Temperatur	83
3.3.2.2	Leitfähigkeit	84
3.3.2.3	pH-Wert.....	88
3.3.2.4	Sauerstoffsättigung.....	90
3.3.3	Chemische Parameter	93
3.3.3.1	Wasserhärte und Calcium.....	93
3.3.3.2	Alkalinität.....	96
3.3.3.3	Natrium.....	98
3.3.3.4	Kalium.....	98
3.3.3.5	Gesamtphosphat	100
3.3.3.6	Gelöstphosphat	103

3.3.3.7	Silikat	103
3.3.3.8	Ammonium.....	105
3.3.3.9	Nitrat.....	108
3.3.4	Biologische Parameter.....	108
3.3.4.1	Chlorophyll a-Gehalt.....	108
3.3.4.2	Phytoplankton.....	111
3.3.4.3	Zooplankton	116
3.3.4.4	Makroinvertebraten	121
3.3.4.5	Makrophyten	125
3.3.5	Zusammenfassung 2. Untersuchungsjahr (1997).....	132
3.3.6	Diskussion der Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr	133
4	Schlussfolgerungen.....	142
5	Zusammenfassung.....	144
6	Literaturverzeichnis.....	146

Abkürzungen

Abb.	Abbildung
HPLC	Hochdruckflüssigkeitschromatographie
Ind.	Individuen
Kontr.	Kontrolle
NOEC	No observed effect concentration
PfSchG.	Pflanzenschutzgesetz
P/R	Verhältnis von Primärproduktion zur Atmung
PRC	Principal response curves
SZ	Süddeutsche Zeitung
Tab.	Tabelle
TBA	Terbutylazin

1 Einleitung

1.1 Pflanzenschutzmittel in der Umwelt

Terbuthylazin im Grundwasser, Atrazin im Bodensee, Nitrofen in Hühnern: Immer wieder sind Pflanzenschutzmittel besonders dann Gegenstand öffentlicher Diskussionen (SZ 1998, 2002, 2005), wenn sie an Stellen gefunden werden, an denen ihr Erscheinen unerwünscht ist.

In der modernen Landwirtschaft ist ihr Einsatz nicht mehr wegzudenken, da für den weltweit steigenden Bedarf an Agrarprodukten nur begrenzt vorhandene Ackerflächen zur Verfügung stehen, auf denen qualitativ hochwertige und preisgünstige Produkte angebaut werden sollen (CLAUSEN 1991).

Laut deutscher Gesetzgebung sind Pflanzenschutzmittel biologisch aktive Stoffe, die Pflanzen vor Schadorganismen oder nicht-parasitären Beeinträchtigungen schützen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen bewahren (PFLSCHG § 1 Abs. 1 u. 2). Ihre gezielte Anwendung steuert populationsdynamische Prozesse, sichert die anwachsende Ernte und schützt die Produkte von der Ernte über die Lagerung bis zur endgültigen Verarbeitung oder dem Verzehr (CLAUSEN 1991, HEIDLER 1987).

Für Pflanzenschutzmittel gibt es strenge Zulassungsbedingungen. Erst wenn vom wissenschaftlichen Stand aus bei ordnungsgemäßer Anwendung keine nachhaltigen Störungen in den Ökosystemen verursacht werden, dürfen sie auf dem Markt zugelassen werden (PFLSCHG § 15 Abs. 1 Nr. 3 d u. e). Der gesetzlichen Verankerung liegt zugrunde, dass Pflanzenschutzmittel sowohl für die Gesundheit von Mensch und Tier direkt gefährlich werden, als auch über kontaminiertes Grundwasser indirekt Schäden verursachen können (HEIDLER 1987).

Im Jahr 2005 wurde in Deutschland 35.494 t Pflanzenschutzmittel verwendet. Hierbei betrug der Anteil der Herbizide 41,4 % (ca. 14.700 t), der Fungizide 28,7 % und der Insektizide und Akarizide 19,2 % (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2006). Etwa 25 t der verwendeten Herbizide gelangen in Oberflächengewässer, schätzungsweise 9 t durch Run-off (Abschwemmung) von landwirtschaftlichen Nutzflächen und 10 t aus Hofabläufen. Abdrift (3,5 t) und Dränagen (1,5 t) spielen nur eine geringe Rolle (ERLACH *et al.* 2004). Diese Angaben haben eine große Schwankungsbreite, da je nach Anbaukultur, Art der Bodenbearbeitung und Standort die Austragsmengen aus den behandelten Flächen stark schwanken (ERLACH *et al.* 2004). So haben das Gelände (z. B. Unterschiede

in Bodenbeschaffenheit, Hangneigung, Wassersättigung zu Beginn der Niederschläge, Bewuchs, Bedeckungsgrad), der Niederschlag selbst (z. B. Art, Menge, Intensität), die Zeit zwischen Applikation von Pflanzenschutzmittel und Niederschlagsereignissen, sowie die eingebrachten Pflanzenschutzmittel/Chemikalien (z. B. Art, Anwendungsmenge und Wasserlöslichkeit) wesentlichen Einfluss auf den Run-off (WINKLER 2001).

Gelangen Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer, können sie dort je nach Art und Konzentration reversible oder irreversible Störungen hervorrufen. Die natürlichen Kreisläufe eines System können durch physikalische (z. B. Klimaschwankung), biologische (z. B. Einwanderung einer neuen Art) gestört werden, oder sie erfahren eine vom Menschen hervorgerufene Veränderung (LAMPERT 1978). Kurzzeitig oder länger wirkende, direkte aber auch indirekte Wirkungen auf einzelne Arten oder auf Gruppen von Organismen, Sekundärvergiftungen, Anreicherung in der Nahrungskette, Störung des Räuber-Beute-Verhältnisses und die (Zer-)Störung des Lebensraumes können die Folge sein, die unter Umständen zu unvorhergesehenen Nebenwirkungen führen können. Diese Effekte müssen bei der Beurteilung einer Störung berücksichtigt werden (SCHLOSSER 1988, ELLENBERG *et al.* 1983).

Je stabiler ein System ist, desto besser kann es eine Störung oder Schädigung abfangen. Hat es eine genügend große Widerstandsfähigkeit, dient diese als ökologischer Puffer oder das System reagiert elastisch auf die Veränderungen und kommt nach der Störung in den alten oder einen neuen stabilen Zustand zurück (GIGON 1982), d. h. das System zeigt eine Wiederholung ohne irreversible Schäden (NUSCH 1991).

1.2 Ökotoxikologie

Ein Teilbereich der Ökotoxikologie beschäftigt sich mit der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen (ELLENBERG *et al.* 1983, SCHMIDPETER 1990, KETTRUP *et al.* 1991). Ein besonderes Interesse gilt in der Gruppe der Binnengewässer den Oberflächengewässern, da sie durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln stärker beeinflusst werden als Grund- und Bodenwasser (HEIDLER 1987). Ökotoxikologische Untersuchungen sollen die Abhängigkeit der beobachteten Wirkung von der jeweiligen Dosis zeigen (ELLENBERG *et al.* 1983).

Umweltwirkungen können meist dann als ökologisch vertretbar gelten, wenn sie im Rahmen des natürlichen Vermehrungspotentials der Organismen ausgleichbar und nur leicht und nicht nachhaltig sind (PFLÜGER 1991).

Wegen der natürlichen Schwankungsbreite eines Ökosystems kann nicht jede beobachtete Veränderung als nachhaltige Folge einer Störung interpretiert werden. Erst wenn ein anerkannter Grenzwert überschritten wird, darf man von einer nachhaltigen Veränderung sprechen (siehe Kapitel 2.5).

1.3 Testsysteme

1.3.1 Anforderungen

Da eine Belastung natürlicher aquatischer Ökosysteme vor allem mit noch nicht zugelassenen Chemikalien nicht zu vertreten ist, werden für ökotoxikologische Untersuchungen geeignete Modellsysteme benötigt (FEIND *et al.* 1985, FEIND 1986, TAUB *et al.* 1981). Diese bieten die Möglichkeit, Wirkungen solcher Substanzen auf einzelne oder komplexe Organismengemeinschaften zu testen, ohne dabei die Natur zu zerstören (SCHMIDPETER 1990).

Um toxische Effekte einer Pestizidbelastung auf die Organismengemeinschaften besser beurteilen zu können, sind möglichst genaue Kenntnisse der internen Kreisläufe, der grundlegenden Zusammenhänge, der komplexen Wechselwirkungen zwischen den Organismen aller Trophiestufen und zwischen biotischen und abiotischen Parametern des Systems wichtig (GIDDINGS 1981, SCHMIDPETER 1990), auch wenn das Wissen über die sehr komplexe Struktur dieser Systeme begrenzt ist (ELLENBERG *et al.* 1983).

Für erste ökotoxikologische Prüfungen sind Single-Species-Tests am besten geeignet. Mit ihnen lassen sich Dosis-Wirkungsbeziehungen für einzelne Organismen unter standardisierten Bedingungen im Labor bestimmen. Ihre Reproduzierbarkeit ist gut und die Handhabung in der Regel einfach. Da sie keine Wechselwirkungen mit anderen Organismen/Organismengruppen beinhalten, sind Aussagen für ein natürliches System nicht extrapolierbar. In kleineren Modellsystemen mit zwei oder mehreren Organismen können die durch eine Störung veränderten Wechselwirkungen zwischen den Organismen beobachtet werden.

Um bessere Parallelen zu natürlichen Gewässern zu erhalten, werden Freilanduntersuchungen nötig. Dazu können entweder in natürlichen Seen so genannte „Enclosures“ eingesetzt werden. Sie trennen ausgehend vom natürlichen Gewässer kleine Untersuchungseinheiten ab, die das gesamte Gewässer repräsentieren.

Eine andere Möglichkeit bieten im Freien künstlich angelegte Teiche, so genannte Mesokosmen, die in kleinere, unabhängige Untereinheiten geteilt werden können. Diese müssen so

groß sein, das sie während der gesamten Testphase stabil sind und wiederholte Probenahmen keine Störung der Struktur oder der Funktion des Systems zur Folge haben (CASPER & HAMBURGER 1983, WINKELHAUSEN 1987, SCHMIDPETER 1990). Alle systemtypischen Vorgänge (Assimilation, Sekundärproduktion, Dekomposition) sollen möglich sein und der Lebensraum ausreichend für die Vertreter des Zoobenthos und des Nektons zur Ausbildung eines stabilen trophischen Gefüges sein (CASPER & HAMBURGER 1983, WINKELHAUSEN 1987). Für die biozönotische und physikalisch-chemische Entwicklung und somit auch für die Eignung als Chemikaliensystem sind Aufbau und Einrichtung der Mikro- oder Mesokosmen wichtig (FEIND *et al.* 1985, FEIND 1986, ZIERIS 1986).

Diese Testsysteme brauchen nicht naturidentisch zu sein, da auch kein natürliches Ökosystem dem anderen gleicht (SCHMIDPETER 1990, BEYERS 1964, HUBER 1986, HUBER 1987, RINGELBERG & KERSTING 1978). Sie sind den natürlichen jahreszeitlichen Witterungseinflüssen (Temperatur, Tageslänge, Belichtungsdauer und -intensität), der Ein- und Abwanderung von Organismen und dem Stoffeintrag durch Wind und Regen ausgesetzt. Die Wechselwirkungen zwischen den Trophieebenen und Konkurrenzen innerhalb dieser, sowie der Einfluss der unbelebten Umgebung, die für Wirkung und den Verbleib einer Chemikalie von Bedeutung ist, sind vorhanden (SCHMIDPETER 1990).

Diese Komplexität ist der Erforschung von längeren Schadstoffbelastungen und deren Langzeiteffekten dienlich (ZIERIS 1986). Ihr Nachteil ist, dass sich der Wirkungsmechanismus eines Stoffes nicht nachvollziehen lässt (NEUGEBAUR 1988, SCHLOSSER 1988), da sich die Vielzahl der individuellen Transportsysteme und Abbauege gegenseitig überlagern können.

Weitere Nachteile der Mesokosmen sind die Bindung an die Vegetationsperiode, der Zeitaufwand für die Untersuchungen und die damit verbundenen Kosten. Jedoch können die in diesen Systemen beobachteten Vorgänge mit großer Wahrscheinlichkeit auch in natürlichen Systemen erwartet werden (HUBER 1988 a, SMIES 1983), im Gegensatz zu Single-Species-Tests (HUBER 1992).

Auf Grund ihrer geringen Größe haben Mesokosmen ein größeres Oberfläche/Volumen-Verhältnis als natürliche Gewässer (DUDZIK *et al.* 1979, GIDDINGS 1981) und sind daher mit dem Litoral eines flachen Teiches mit seinem reichhaltigen Angebot an Besiedlungsräumen vergleichbar. Sediment und Wandflächen bilden den Lebensraum für die benthischen Organismen, die Makrophyten bieten eine große Oberfläche für das Periphyton, im freien Wasser

finden sich Zoo- und Phytoplankton, an der Grenzfläche Wasser-Luft leben die Tiere und Pflanzen des Neustons (FEIND 1986).

Künstliche Freilandtestsysteme ermöglichen wissenschaftliche Untersuchungen unter kontrollierbaren und wiederholbaren Bedingungen mit parallelen Versuchsansätzen für statistische Auswertungen (ISENSEE 1976, ISENSEE 1980, SCHMIDPETER 1990). Nach TAUB *et al.* (1981) sind ökologische Daten, auf denen Zulassung oder Verbot neuer Chemikalien basieren, nur dann brauchbar, wenn sie mit einem standardisierten Modellsystem jederzeit und an jedem Ort reproduziert werden können.

1.3.2 Aufbau

Die meisten aquatischen Testsysteme bestehen aus einer Schicht Sediment aus einem natürlichen Gewässer und werden mit Leitungs- oder Teichwasser gefüllt. Makrophyten als vorherrschende Produzenten liefern einen wichtigen Beitrag zur Entwicklung und Stabilität. Sie sind als essentieller Bestandteil dieser Modellökosysteme anzusehen (HUBER *et al.* 1988 a, ZIERIS 1986, FEIND 1986, SCHLOSSER 1988).

Nach dem Einrichten eines künstlichen Kleingewässers muss der natürlichen Sukzession Zeit gegeben werden, eine angepasste Lebensgemeinschaft aufzubauen. Die Besiedlung hängt neben der Größe und Exposition in entscheidendem Maße auch von der Reichhaltigkeit des biologischen Umfeldes und den Übertragungs- bzw. Verbreitungsmechanismen der Primärsiedler ab (CASPER & HAMBURGER 1983).

Erst nachdem eine Stabilität – Veränderungen vollziehen sich dann nur noch in großen Zeitspannen – erreicht ist, beginnt der Einstieg in die eigentliche Experimentierphase (GUNKEL 1983). Bei Systemen, die zur gleichen Zeit eingerichtet werden, ist eine erstaunliche Gemeinsamkeit in ihrer abiotischen und biotischen Entwicklung festzustellen, wobei die größten Unterschiede im Makrophytenbewuchs zu beobachten sind. Selbst bei Systemen, die zu unterschiedlichen Zeiten installiert werden, verläuft die Entwicklung meist sehr ähnlich aber nicht gleich (WINKELHAUSEN 1987, ZIERIS 1986, HUBER *et al.* 1988 a). Experimente mit genau der gleichen Artenzusammensetzung lassen sich deshalb nicht wiederholen.

Da sich aquatische Biozönosen schnell ändern und die Startbedingungen bei einer Wiederholung verschieden sind, können aus Versuchen im Freiland nur qualitative Ergebnisse gewonnen werden. Wird die Beeinflussung prinzipieller Funktionen ohne Berücksichtigung der

speziell daran beteiligten Arten untersucht, sind Ergebnisse aus verschiedenen Jahreszeiten vergleichbar (ELLENBERG *et al.* 1983).

Um jahreszeitliche Schwankungen der gemessenen Parameter von echten Schadeffekten unterscheiden zu können, ist die Errichtung unbelasteter Kontrollgewässer unter ansonsten identischen Bedingungen erforderlich (CASPER & HAMBURGER 1983, HUBER *et al.* 1988 b, ELLENBERG *et al.* 1983). Dies kann durch Unterteilen des stabilen Testsystems in kleinere Untereinheiten (sog. Kompartimente) geschehen. Es werden dadurch Testbereiche und interne Kontrollbereiche geschaffen (SCHLOSSER 1988). Vor einer Belastung müssen sich Kontroll- und Testsystem in allen Struktur- und Funktionsparametern möglichst genau entsprechen, um zwischen systembedingten und durch Chemikalien hervorgerufenen Effekten unterscheiden zu können. Kontrollexperimente haben gezeigt, dass die Teilbereiche im 1. Jahr nach der Abtrennung keine Unterschiede in der Entwicklung aufweisen, lediglich im Bereich der Fauna ist ein geringfügiges Auseinanderdriften zu beobachten (HUBER *et al.* 1988 a und b).

Das Vorhandensein von Kontrollen ermöglicht es für die Mesokosmen wie bei den Single-Species-Tests, mit Hilfe statistischer Analysen den Umfang möglicher Systemveränderungen zu quantifizieren (HUBER *et al.* 1987, NEUGBAUR 1988). Auch werden Chemikalienprüfungen in Modellökosystemen, die von verschiedenen Gruppen an unterschiedlichen Orten durchgeführt werden, miteinander vergleichbar (HUBER 1988 b).

1.4 Run-off

Der Begriff „Run-off“ beschreibt das – meist verunreinigte – Wasser, das durch Regen, Schneeschmelze oder Bewässerung über die Landoberfläche fließt und nicht von Boden aufgenommen wird. Stattdessen fließt es in Flüsse, andere Oberflächengewässer oder Landseen (SPG 2007).

Niederschläge verursachen Run-off von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Dieser besteht aus Wasser, Bodenpartikeln, anderen Verunreinigungen und enthält oftmals Pflanzenschutzmittel. Je nach Lage des Feldes, können diese Stoffe in nahe liegende Gewässer gelangen.

NEUMANN *et al.* (1999) untersuchten die Eintragswege von Pflanzenschutzmittel in kleine Fließgewässer. Neben dem Eintrag aus einer Kläranlage und von Hofabläufen, spielt der Run-off von Ackerflächen eine Rolle. Pflanzenschutzmittel werden mit vielen anderen Stoffen in Oberflächengewässer eingeschwemmt, dadurch kann das Ökosystem mehr oder weniger stark gestört werden. Durch zusätzliches Wasser werden vorhandene Nährstoffe verdünnt, Tempe-

raturunterschiede können auftreten, neue Nährstoffe und fremde Organismen werden eingespült. Jeder einzelne Stoff bewirkt für sich eine Störung des bestehenden Systems.

Die eingespülten Schwebstoffe trüben das Wasser oft für lange Zeiten und verändern die Lichtverhältnisse im Gewässer.

Dass eine Suspension aus Mergel Veränderungen beim Phytoplankton, Zooplankton und Chlorophyll, hervorruft, hat CUKER (1987, 1993, CUKER *et al.* 1990) bei Enclosure-Experimenten in einem natürlichen See herausgefunden. Er verwendete für seine Versuche unter anderem den abiotischen Kaolinit.

1.5 Terbuthylazin (TBA) – Anwendung und Wirkungsweise

Terbuthylazin (TBA) gehört zur Gruppe der s-Triazine, deren Derivate Atrazin und TBA dafür bekannt sind, dass sie die Biomassenproduktion in aquatischen Systemen beeinflussen und Trinkwasserressourcen kontaminieren (BESTER & HÜHNERFUSS 1993). Nach dem Verbot von Atrazin im Jahr 1991 aufgrund der Überschreitung des Grenzwertes der EG-Trinkwasser-richtlinie aus dem Jahr 1986, ist TBA als Ersatz für Atrazin ein wichtiges Herbizid in der Landwirtschaft geworden.

Terbuthylazin (TBA) ist ein Bodenherbizid und wird vor bzw. beim Auflaufen der Unkräuter im Maisanbau verwendet. Es wird überwiegend über die Wurzeln der Unkräuter aufgenommen und hemmt die Photosynthese (TIETJEN *et al.* 1991). Auch nach der Anwendung auflaufende Unkräuter werden dadurch noch sicher erfasst.

Auf durchlässigen Böden (Sand, Schotter und Karst) mit geringer Sorptionsfähigkeit (z. B. Münchner Schotterebene) soll TBA wegen der möglichen Belastung des Grundwassers nicht angewendet werden. TBA ist gesundheitsschädlich und steht im Verdacht, eine Krebs erzeugende Wirkung zu haben. Es wirkt auf Algen, Fische und Fischnährtiere giftig (GERING 2004).

1.6 Ziel der Arbeit

In bisherigen ökotoxikologischen Untersuchungen wurde das jeweils zu untersuchende Pflanzenschutzmittel auf die Wasseroberfläche der Mesokosmen aufgebracht. Dies entspricht nicht dem natürlichen Eintrag in ein Gewässer, da weitere Störstoffe nicht mit berücksichtigt werden.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, herauszufinden, inwiefern der simulierte Run-off Veränderungen in bekannten Mikrokosmen bewirkt und wie dieser die Wirkungsweise des Herbizids Terbutylazin verändert. Für weitere toxikologische Untersuchungen kann das Ergebnis entweder bedeuten, dass der Run-off als eine zusätzliche Belastung Ökosysteme schwächen kann und dieses damit empfindlicher auf ein Pflanzenschutzmittel reagiert. Es kann aber auch sein, dass der Run-off die Wirkung des TBAs nicht verstärkt.

Zunächst wurde im 1. Untersuchungsjahr die Wirkung der reinen Trübung (Run-off) und anschließend im 2. Untersuchungsjahr die Kombination aus Trübung und Herbizid-Belastung experimentell untersucht.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Mikrokosmen verwendet, die in jeweils drei Kompartimente (Einzelbecken) unterteilt werden können. Diese Mikrokosmen haben sich für diese Art von Studien bewährt (HUBER 1995, STROJIC 1995, FEIND 1986, FIEDL 1997).

1.6.1 Wirkung von Run-off (Trübung)

Durch Run-off werden sehr viele verschiedene Stoffe in ein Gewässer eingebracht, die wiederum jeder für sich mehrere Wirkungen haben können. Aus der Vielzahl dieser Belastungen wurde der deutlich sichtbare Effekt der Trübung herausgegriffen.

Im ersten Teil der vorliegenden Arbeit (1. Untersuchungsjahr) wurden die Auswirkungen der Trübung untersucht. Wie reagieren die Mesokosmen auf unterschiedlich lange Trübungszeiten, durch die damit verbundenen veränderten Licht- und Sichtverhältnisse? Als geeigneter Trübstoff wurde Kaolin gefunden, da es keine Nährstoffe an das System abgibt.

Zu erwarten wäre auf Grund der verringerten Lichteinstrahlung ein geringeres Wachstum der Makrophyten, des Phytoplanktons und damit des Zooplanktons.

1.6.2 Wirkung von Trübung und Herbizid Terbutylazin (TBA)

Im zweiten Teil dieser Arbeit (2. Untersuchungsjahr) wird untersucht, inwiefern die Trübung durch Kaolin als Teilaspekt von Run-off die Wirkung eines Herbizids beeinflusst. Es wurde Terbutylazin (TBA) gewählt, da seine Auswirkung in den verwendeten Mesokosmen bereits in mehreren Studien untersucht wurde (HUBER 1995, STROJIC 1995). Die Auswirkung von Terbutylazin in verschiedenen Konzentrationsstufen bei gleichzeitig beginnender Eintrübung mit Kaolin wird beobachtet.

Zu erwarten wären direkte und indirekte Effekte, wie ein verstärkter Rückgang des Phytoplanktons und der Makrophyten. Dies müsste sich auch negativ auf das Zooplankton auswirken. Wie stark die Trübung die Wirkung des Terbuthylazins verändert, kann für weitere Studien wichtig sein, da bei natürlichen Run-off-Ereignissen in Oberflächengewässern nie nur Pflanzenschutzmittel allein eingeschwemmt werden. Werden Ökosysteme durch natürlichen Run-off so weit geschädigt, dass sie deutlich empfindlicher auf Pflanzenschutzmittel reagieren als ohne Run-off, so sollten diese Erkenntnisse in weiterführenden Studien berücksichtigt werden.

Die andere Möglichkeit, dass sich die beiden doch sehr unterschiedlichen Einflüsse nicht verstärkend auf die Systeme auswirken, hätte die wünschenswerte Folge, dass der rein abiotische Run-off-Effekt, die reine Trübung, bei Tests für Pflanzenschutzmittelzulassungen keine Relevanz hätte.

2 Material und Methoden

2.1 Aufbau der aquatischen Freiland-Mikrokosmen

Für die Freilandarbeiten steht ein Versuchsgelände in Institutsnähe zur Verfügung, in dem die künstlichen aquatischen Modellsysteme in Nord-Süd-Richtung mit einem Abstand von 1 m parallel zueinander angelegt sind (Abb. 1). Die Versuchsreihen im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden in den drei unterteilbaren Becken 1, 2 und 3 durchgeführt. Becken A enthält Makrophyten für die Bepflanzung der Versuchsbecken (siehe S. 18).

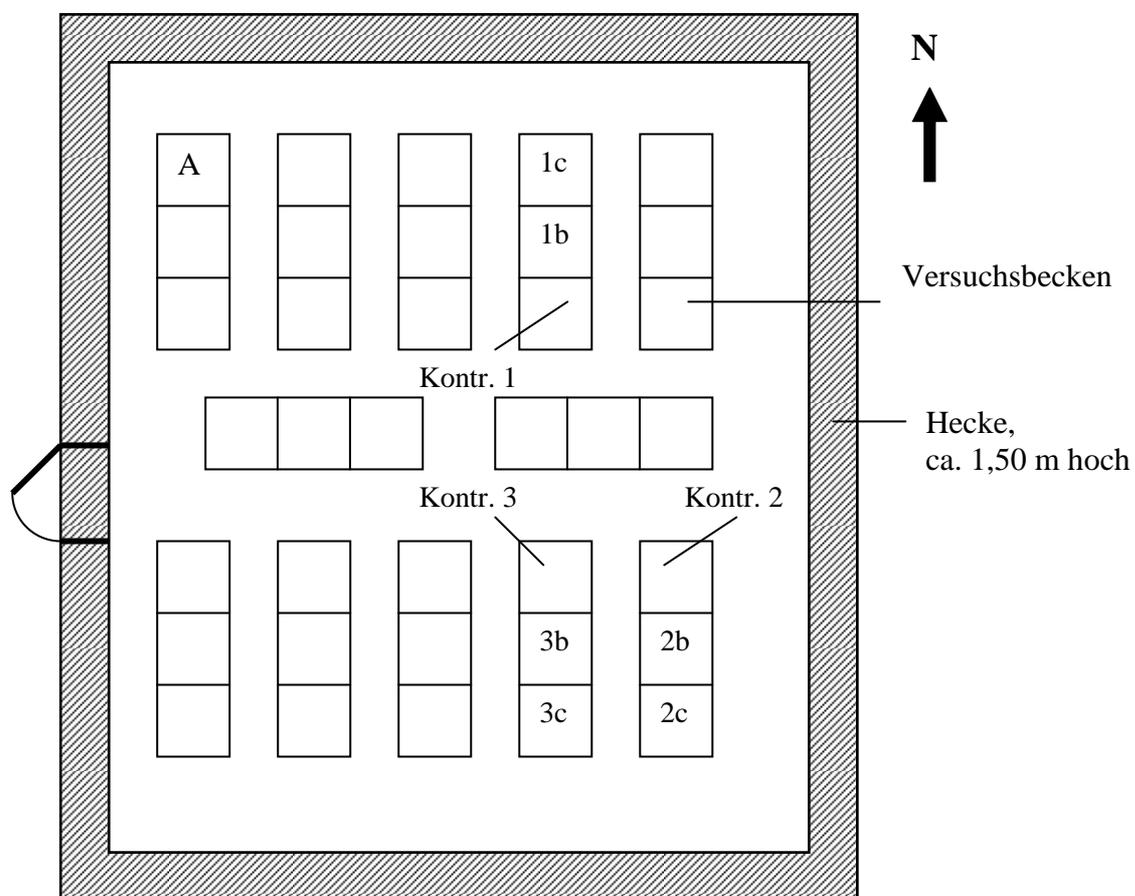


Abb. 1: Aufsicht auf das Versuchsgelände

Die Modellteiche (Abb. 2) bestehen aus Polyesterbecken (Fa. Kraller, Waging a. See) der Größe 3,94 m x 1,00 m x 0,90 m (Länge oben x Breite oben x Höhe) mit schrägen Wänden und sind innen grün lackiert. Zur Minderung von Temperaturschwankungen (bessere Temperaturkonstanz, Vermeidung von Durchfrieren im Winter) und um den natürlichen Gewässern zu entsprechen, sind diese Becken 0,80 m tief in den Boden eingelassen.

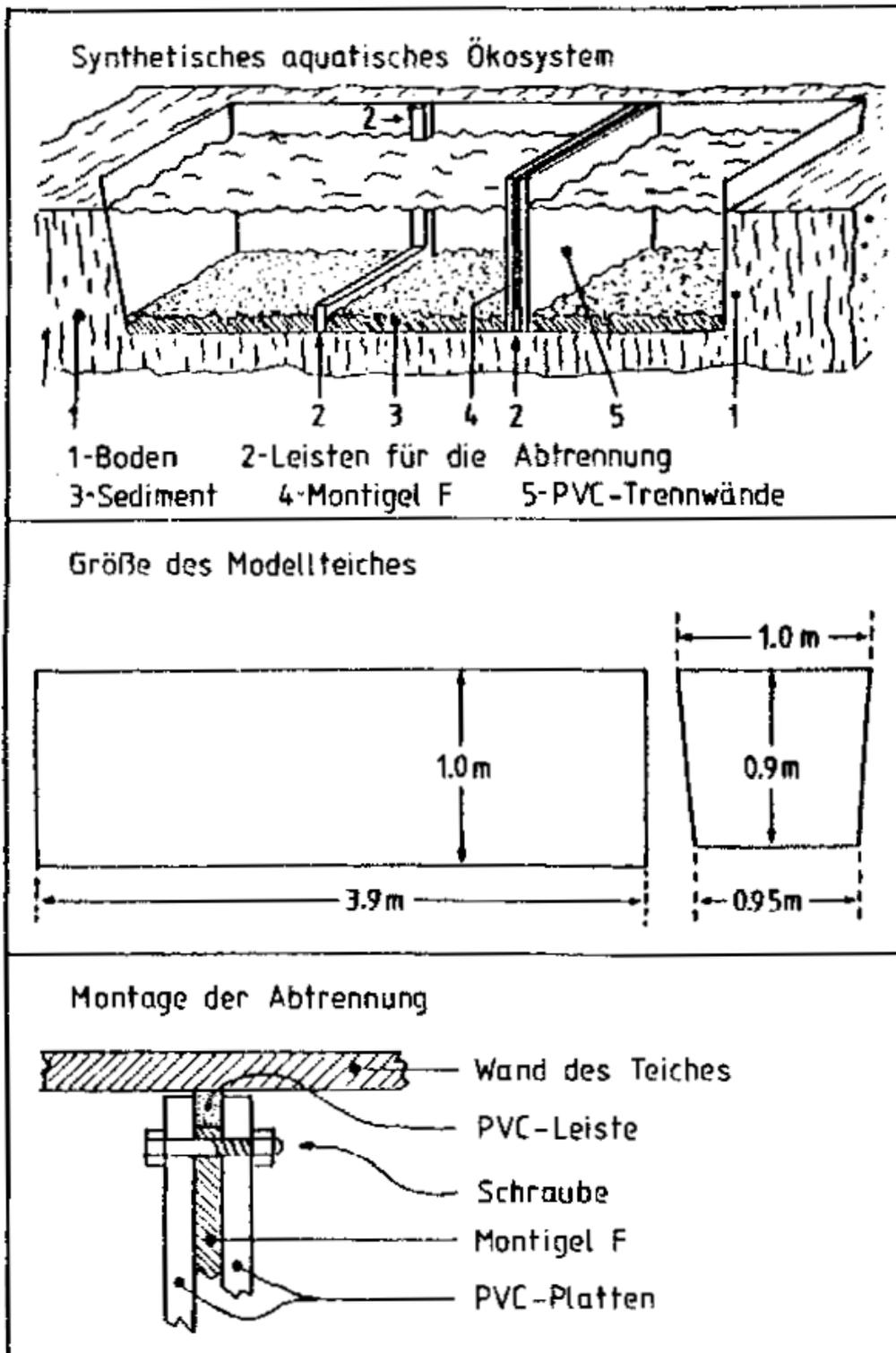


Abb. 2: Aufbau der Freilandtestsysteme (aus HUBER *et al.*, 1988b)

Zur Unterteilung eines Beckens in drei gleichwertige Kompartimente sind PVC-Leisten vorhanden, an die zwei PVC-Platten gegeneinander verschraubt werden können. Zwischen diese wird zur völligen Abdichtung das quellfähige Schichtsilikat Montigel F (Fa. Südchemie München) gefüllt (ZIERIS 1986, HUBER *et al.* 1988 a). Ein Becken enthält ein Wasservolumen von ca. 2,1 m³, nach der Kompartimentierung (Abtrennung) hat jedes Kompartiment ein

Volumen von jeweils ca. 0,7 m³. Ein Loch 10 cm unterhalb des Randes in der Außenwand jedes Kompartiments ermöglicht ein kontrolliertes Auslaufen von überschüssigem Niederschlagwasser.

Wasserverluste durch Verdunstung und Probenahme wurden in beiden Untersuchungsjahren (1996 und 1997) vollständig durch Niederschläge ausgeglichen.

Für die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Tests wurden drei dieser Becken im Herbst 1995 komplett entleert und neu mit einer 10 cm hohen Schicht aus gewaschenem Kies der Korngröße 0 - 8 mm (Kieswerk Pulling) und Freisinger Leitungswasser gefüllt. Zum Animpfen mit natürlichen Organismen wurden aus einem nahe gelegenen Weiher sechs Schaufeln Sediment und etwa 20 l Wasser in jedes Becken gegeben.

Die Untersuchung des gewaschenen Kieses in der Hauptversuchsanstalt in Freising ergab folgende Werte:

Reaktion pH (CaCl ₂)	7,3
Volumengewicht feucht	1.490 g/l
wasserlösliche Salze	1,19 g/l
Stickstoff löslich	0 mg/l
Phosphor	30 mg/l
Kalium	15 mg/l
Magnesium	15 mg/l
organische Substanz	1,0 %

Für die Bepflanzung wurden Makrophyten aus dem benachbarten Becken A entnommen, in dem keine Chemikaliendtests durchgeführt worden waren (Abb. 1). Vor dem Einbringen in die Becken wurden die Pflanzen mit Leitungswasser gewaschen, um sie von fädigen Algen und übermäßigem Epiphytenbewuchs zu befreien. Beim Einsetzen wurde darauf geachtet, dass pflanzliche Biomasse jeder Art gleichmäßig in allen Kompartimenten der drei Versuchsbekken verteilt ist. Mit den Pflanzen wurden Algen und Vertreter der aquatischen Fauna eingebracht (ZIERIS 1983). Verwendet wurden *Potamogeton natans* als Vertreter der Schwimmblattpflanzen, *Myriophyllum spicatum* als submerse Art und die oligotraphente Armleuchteralge *Chara intermedia*. Wenn im Folgenden von Makrophyten die Rede ist, so wird die Alge *Chara intermedia* aufgrund ihrer Morphologie hinzugerechnet.

In jedem der Kompartimente wurde jede Makrophytenart an zwei Stellen eingepflanzt und zwei Kieskörbe als Basiskörbe in das Sediment eingelassen (Abb. 3).

Um Makroinvertebraten in die Systeme einzubringen, wurden Kieskörbe im Uferbereich eines nahe gelegenen Weihers im Herbst 1995 ausgelegt und im Frühjahr 1996 mit den eingewanderten und angesiedelten Organismen in die Becken eingebracht, wobei diese Kieskörbe auf die Basiskörbe gesetzt wurden. Plattenstapel aus Hartfaserplatten als zusätzliche Besiedlungsmöglichkeit für die Makroinvertebraten wurden im Frühjahr in die Kieskörbe gesteckt (genaue Beschreibung siehe im Folgenden unter „Messgrößen/Biologische Parameter/ Makroinvertebraten“, Kapitel 2.4.3.5).

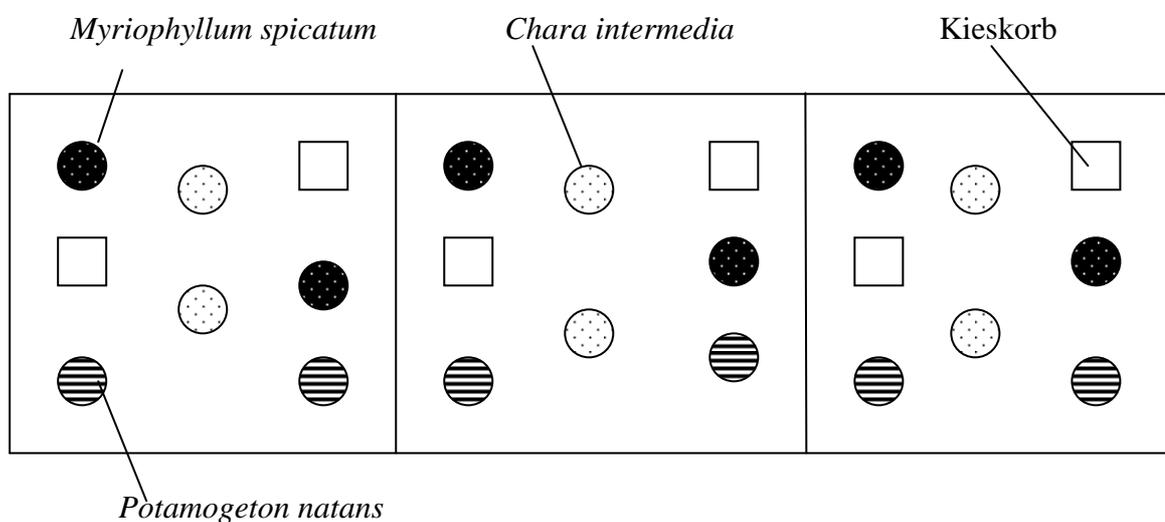


Abb. 3: Pflanzplan eines Beckens (Aufsicht)

Eine ausführliche Beschreibung von Aufbau, Entwicklung und Stabilisierung der Systeme findet sich bei FEIND *et al.* (1985) und ZIERIS (1986).

Mit Beginn des Laubfalls im Herbst 1996 endete das 1. Untersuchungsjahr. Die Becken wurden mit Vogelschutznetzen (Maschenweite 2 cm) überspannt und das darauf gefallene Laub regelmäßig entfernt. Die Plattenstapel wurden ebenfalls entfernt. Sie wurden im nächsten Frühjahr wieder eingebracht.

Da das Versuchskonzept für das 2. Untersuchungsjahr (1997) von gleichwertigen Teilbecken ausgeht, mussten die Kompartimente nach dem 1. Versuchsjahr angeglichen werden. Eine Entfernung der abtrennenden PVC-Platten hätte die Systeme zu stark gestört. Deshalb wurde im Herbst 1996 nach Abschluss der 1. Vegetationsperiode ein Drittel des Wassers mit einer Organismen schonenden Schlauchpumpe (Fa. Verder) aus allen Kompartimenten in ein höher

liegendes Mischbecken gepumpt, von dem aus das Wasser gleichmäßig in die Kompartimente zurückfloss. Zum gleichmäßigen Verteilen der Makroinvertebraten wurden die Kieskörbe mit den eingewanderten Organismen von einem Kompartiment ins nächste überführt. Beide Vorgänge wurden im Herbst 1996 und im Frühjahr 1997 jeweils dreimal wiederholt.

2.2 Störstoffe – Eigenschaften

2.2.1 Trübstoff Kaolin – Eigenschaften

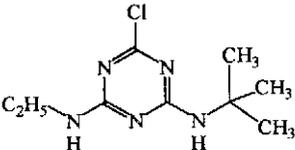
Das für die Trübung verwendete Kaolin TEC 1 (Amberger Kaolinwerke) ist ein sehr feines Pulver und besteht zu ca. 88 % aus Kaolinit und zu ca. 10 % aus Feldspat, der Rest aus Quarz und Glimmer.

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung ergab, dass 94 % kleiner als 10 μm und 44 % kleiner als 2 μm sind. Die chemische Analyse des Kaolins ergab (bei einem Glühverlust von 12,7 %):

SiO ₂	48,5 %	MgO	0,16 %
Al ₂ O ₃	36,2 %	Na ₂ O	0,01 %
Fe ₂ O ₃	0,40 %	K ₂ O	1,16 %
TiO ₂	0,36 %	P ₂ O ₅	0,27 %
CaO	0,07 %	BaO	0,18 %

2.2.2 Herbizid Terbutylazin (TBA) – Eigenschaften

Terbutylazin (TBA) besitzt die folgenden physikalischen und chemischen Eigenschaften (PERKOW 1983/1988, INDUSTRIEVERBAND AGRAR e.V. 1990, CIBAGEIGY 1992):

Chemische Bezeichnung:	4-tert. Butylamino-2-chlor-6-ethylamino-s-triazin
Strukturformel:	
Summenformel:	C ₉ H ₁₆ ClN ₅
Molekulargewicht:	229,72 g/mol
Physikalische Beschaffenheit:	weiß, kristallin, geruchlos
Wasserlöslichkeit bei 20 °C:	8,5 mg/l
Schmelzpunkt:	117 - 179 °C
Dampfdruck bei 25 °C:	1,5 * 10 ⁻⁶ mbar
Stabilität:	stabil im neutralen, schwach sauren und schwach alkalischen Medium
Verteilungskoeffizient: (n-Oktanol/Wasser log P _{O/W})	3,04

2.3 Testdesign

2.3.1 Vorversuche

2.3.1.1 Nährstoffgehalt des Kaolins

Es war zu untersuchen, ob das Kaolin neben der gewünschten Wirkung der Trübung auch Nährstoffe an das Wasser in messbaren Mengen abgibt.

Im Labor wurden in fünf Bechergläser je 0,25 g Kaolin in einen Liter destilliertes Wasser eingerührt und eine Woche lang täglich umgerührt. Als Blindwert und Kontrolle wurde mit einem Liter destilliertem Wasser analog verfahren. Es sollten in etwa die gleichen Bedingungen wie später im Freiland herrschen, deswegen wurde auf eine Dauerrührung verzichtet. Anschließend wurden die wasserchemischen Parameter bestimmt.

2.3.1.2 Wechselwirkung zwischen Kaolin und Terbuthylazin

In der zweiten Versuchsreihe wurde untersucht, ob sich das Herbizid Terbuthylazin (TBA) an Kaolin anlagert und sich somit seine Verfügbarkeit für die toxische Wirkung verringert. Analog zu oben wurden drei Bechergläser mit 1 Liter destilliertem Wasser gefüllt, 0,25 g Kaolin zugegeben und jedes Becherglas mit 100 µg Terbuthylazin belastet. Als Kontrolle wurde 1 Liter destilliertes Wasser mit 100 µg TBA versetzt. Nach einer Standzeit von zwei Wochen mit täglichem Aufrühren wurde der TBA-Gehalt im Wasser mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC) bestimmt.

2.3.2 1. Untersuchungsjahr (1996): Belastung mit Trübstoff

2.3.2.1 Vorlaufphase

Im Herbst 1995 wurden die Versuchsbecken 2 und 3 neu gefüllt (wie oben beschrieben). Das Becken 1 wurde im März 1996 angelegt. Durch das Einsetzen der Trennwände von Mitte bis Ende Mai 1996 (Tag -55 bis Tag -40, d. h. 55 bzw. 40 Tage vor der Belastung am Tag 0) wurden die Becken kompartimentiert. So wurden drei gleichwertige Kompartimente (Teilbecken) aus jedem Becken erhalten.

Mit Beginn der Vegetationsperiode Mitte März 1996 (Tag -117) wurde mit der wöchentlichen Erfassung der physikalisch-chemischen Parameter und des Chlorophyll a-Gehalts begonnen. Zoo- und Phytoplanktonproben wurden jede Woche entnommen. Details zu den Messgrößen siehe Kapitel 2.4.

2.3.2.2 Applikation: Trübung mit Kaolin

Für die Belastung mit Kaolin wurde eine Suspension aus 60 g Kaolin in Beckenwasser für jedes zu belastende Kompartiment gewählt. Diese Menge ist ausreichend, um das Wasser so stark zu trüben, dass eine Sicht zum Boden nicht mehr möglich und ist klein genug, um die Becken auch bei täglich sich wiederholender Neueinschlammung mit der gleichen Menge an Kaolin nicht zu überladen.

Für die Trübung wurden in jedem der drei Versuchsbecken jeweils zwei Kompartimente – also insgesamt sechs Kompartimente – verwendet. Das dritte Kompartiment eines jeden Beckens war das Kontrollkompartiment und wurde nicht eingetrübt, die daraus – immer parallel mit den anderen zwei Kompartimenten eines Beckens – gewonnenen Daten dienen zur Erfassung der natürlichen Änderungen. Es kann angenommen werden, dass auch die

eingetrübten Kompartimente dieser natürlichen Änderungen unterlegen waren und nur die abweichenden Messwerte als Einfluss der Trübung zu interpretieren sind.

Die Eintrübung wurde in den sechs Versuchskompartimenten täglich vorgenommen, da die Schwebstoffe oft innerhalb eines Tages abgesunken waren, eine Dauertrübung aber erreicht werden sollte. Die Eintrübung erfolgte täglich in der Mittagszeit nach Beendigung der Messungen bzw. Probeentnahme.

Die Dauer der täglichen Eintrübung war für die sechs Kompartimente unterschiedlich lange. Die kürzeste Zeit war 11 Tage, die längste Zeit war 50 Tage (siehe Tab. 1).

Die Eintrübung begann am 11. Juli 1996. Dieser Tag wird als „Tag 0“ bezeichnet, davor liegende Ereignisse werden entsprechend ihrem Abstand in negativen Tagen, spätere Ereignisse in positiven Zahlen gezählt. Das Datum der letzten Eintrübung ergibt sich für jedes einzelne Kompartiment aus der individuellen Dauer (siehe Tab. 1).

Die tägliche Trübung selbst erfolgte für jedes der sechs Kompartimente auf die gleiche Art und Weise wie folgt: 60 g Kaolin werden mit Beckenwasser in einer Gießkanne aufgeschlämmt und gleichmäßig mit aufgesteckter Gießtülle auf die Wasseroberfläche aufgebracht.

Mit dem Beginn der Einschlammung des Kaolins wurde zusätzlich die Trübung gemessen.

Tab. 1: Zeiträume der Eintrübung in den einzelnen Kompartimenten

Kompartiment	Letzte Trübung	Dauer [Tage]
Kontr. 1	-	0
1b	22.7.96	11
1c	25.7.96	14
Kontr. 2	-	0
2b	29.7.96	18
2c	1.8.96	21
Kontr. 3	-	0
3b	19.8.96	39
3c	30.8.96	50

2.3.3 2. Untersuchungsjahr (1997): Belastung mit Trübstoff und Herbizid

Die Belastungskonzentrationen des Terbutylazins wurden in Anlehnung an die Studien von HUBER (1995), STROJIC (1995) und REIMANN (1991) gewählt, damit eine spätere Vergleichbarkeit der Ergebnisse möglich ist. Im 2. Untersuchungsjahr (1997) wurde am 16. Juni 1997 (Tag 0) zuerst einmalig und in unterschiedlichen Mengen je Kompartiment mit TBA belastet. Je ein Kompartiment pro Becken blieb als Kontrolle ohne TBA-Zugabe (Kontrollen 1 bis 3), die übrigen wurden wie folgt belastet:

Kompartiment	TBA-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]
Kontr. 1	0
1b	5
1c	10
Kontr. 2	0
2b	20
2c	50
Kontr. 3	0
3b	100
3c	200

Anschließend wurden alle Kompartimente (so auch die Kontrollen) mit 60 g Kaolin nach der Vorgehensweise des Vorjahres über einen Zeitraum von einheitlich sieben Wochen täglich eingetrübt.

Zur Herstellung der TBA-Belastungslösung wurde 1 g Terbutylazin (Pestanal, Riedel-de Haën) in 40 ml Aceton gelöst, 20 ml Stammformulierung (Formulierung Nr. A-5435 C, CibaGeigy) hinzugefügt und mit bidestilliertem Wasser auf 1 Liter aufgefüllt. So ergab sich eine TBA-Konzentration von 1 mg/ml. Um Formulierungseffekte auszuschließen, wurde eine Leerformulierung analog zur Belastungslösung hergestellt, jedoch ohne TBA. Für ein Wasservolumen von 700 Litern pro Kompartiment wurden die in Tab. 2 angegebenen Mengen von Belastungslösung und Leerformulierung benötigt.

Belastungs- und die Leerformulierungslösungen wurden mit Hilfe einer Pipette spiralförmig auf der Wasseroberfläche verteilt. Anschließend wurden alle neun Kompartimente (auch die Kontrollen) mit jeweils 60 g in Wasser aufgeschlämmtem Kaolin eingetrübt. Die Trübung wurde sechs oder sieben mal pro Woche sieben Wochen lang wiederholt (Methode wie im Vorjahr).

Tab. 2: Zugabe der Belastungslösungen

Kompartiment	Konzentration im Wasser ($\mu\text{g/l}$)	Zugabe Belastungslösung (ml)	Zugabe Leerformulierung (ml)
Kontr. 1	0	0	140
5 $\mu\text{g/l}$	5	3,5	136,5
10 $\mu\text{g/l}$	10	7	133
Kontr. 2	0	0	140
20 $\mu\text{g/l}$	20	14	126
50 $\mu\text{g/l}$	50	35	105
Kontr. 3	0	0	140
100 $\mu\text{g/l}$	100	70	70
200 $\mu\text{g/l}$	200	140	0

Proben für die TBA-Analytik wurden am Tag 1, 3, 5 und 9, anschließend über einen Zeitraum von neun Wochen wöchentlich, dann 14-tägig, später 3 - 4-wöchig entnommen. Die letzte Probenahme war am 27.11.1997 (Tag 164).

Zu den Untersuchungsparametern vom 1. Untersuchungsjahr kamen hinzu

- zweiwöchentliche Erfassung der Makroinvertebraten,
- analytische Bestimmung der TBA-Konzentration im Wasser und
- wöchentliche Kartierung der Makrophyten.

2.4 Messgrößen

Für die Entnahme von Wasserproben (Wasserchemie, Chlorophyll a, Phyto- und Zooplankton) wurde das von ZIERIS (1983) entwickelte Entnahmegerät verwendet. Es besteht aus einem Plexiglasrohr von 1,1 m Länge und ist mit einer speziellen Schließmechanik ausgestattet, die es ermöglicht, eine Wassersäule (Volumen ca. 3 Liter) von der Oberfläche bis zum Sediment zu entnehmen, die die vertikalen Verteilungen im Wasserkörper berücksichtigt.

Mit dem Entnahmegerät wurden aus dem jeweilig zu untersuchenden Becken oder Kompartiment zwei Wassersäulen an verschiedenen Stellen entnommen und in einem Eimer gemischt.

2.4.1 Physikalische Parameter

Temperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und pH-Wert wurden direkt im Freiland in den Becken mit den folgenden Feldgeräten (WTW, Weilheim) gemessen:

Parameter	Gerät
Temperatur und Sauerstoffgehalt	OXI 96
Leitfähigkeit	LF 96
pH-Wert	pH 191

Alle Messungen erfolgten im wöchentlichen Abstand mittags ca. 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche, Temperatur und Sauerstoff wurden zusätzlich 10 cm über dem Sediment gemessen.

2.4.2 Chemische Parameter

Probenahme und Aufbereitung

Wasserchemische Proben wurden wöchentlich genommen und am Entnahmetag im Labor untersucht. Etwa 100 ml jeder Wasserprobe wurden durch einen 0,45 µm Polycarbonat-Membranfilter (Schleicher & Schurell) filtriert.

Sofern nicht anders angegeben, entsprachen alle verwendeten Chemikalien dem Reinheitsgrad p. A. und waren von der Firma Merck bezogen. Alle Eichlösungen wurden mit bidestilliertem Wasser hergestellt.

Bei den photometrischen Bestimmungen (mit Ausnahme von Natrium, Kalium und Calcium) wurden zusätzlich zu den Proben zur Kontrolle ein Eich- und ein Blindwert (bidestilliertes Wasser) mit angesetzt und gemessen. Die Proben wurden gegen den Blindwert gemessen. Verwendetes Photometer für die Bestimmungen von Phosphat, Ammonium und Silikat ist das Photometer Uvicon 860 (Fa. Kontron). Die Ergebnisse stellen Mittelwerte aus zwei Parallelbestimmungen dar.

2.4.2.1 Natrium, Kalium und Calcium

Die Bestimmung der Natrium-, Kalium- und Calciumkonzentrationen erfolgte aus dem Filtrat mit dem Flammenphotometer 0700 der Fa. Eppendorf (Netheler & Hinz GmbH, Hamburg). Die gemessenen Konzentrationen lagen im Bereich mg/l.

2.4.2.2 Alkalinität (Säurebindungsvermögen)

Zu 50 ml unfiltrierter Probe wurde ein Tropfen 0,1%iger Methylorange-Lösung zugegeben und mit 0,1 n HCl (Tirisol) titriert. Der Verbrauch an 0,1 n HCl mal 88 entspricht dem Gehalt an gebundenem CO₂ (SCHWOERBEL 1994). Aus den Ergebnissen wurde der Gehalt an gelöstem CO₂ und HCO₃⁻ in mg/l berechnet.

2.4.2.3 Gesamthärte

In 100 ml unfiltriertem Probenwasser wurde eine Indikator-Puffertablette gelöst. Nach Zugabe von 1 ml konzentrierter Ammoniaklösung wurde gegen Titriplex B-Lösung titriert. Der Verbrauch von 1 ml Lösung entspricht 1 °dH bzw. 7,14 mg Ca²⁺/l. Die Werte werden in °dH angegeben.

2.4.2.4 Nitrat

Zur Bestimmung des Nitrat-Stickstoffgehalts im Wasser wurden ca. 1,5 ml filtrierte Wasserprobe in den Ionenchromatographen eingespritzt.

Ionenchromatograph:

Gerät	Ionenchromatograph Dionex Serie 2000 i/SP Säule: Dionex IonPac ASA4 4 mm (10-32) Vorsäule: Dionex IonPac AGA4 4 mm (10-32) Anion Mikro Membran Suppressor
Eluent	1,8 mM Natriumcarbonat (Na ₂ CO ₃) 1,7 mM Natriumhydrogencarbonat (NaHCO ₃)
Regenerat	25 mM Schwefelsäure (H ₂ SO ₄)
Fluss	1 ml/min
Interface	PE Nelson Serie 900 Modell 2100
Software	PC Integrator Software Version 5.1
Auswertung	Integration der Peaks über die Fläche

2.4.2.5 Ammonium

Der im Ammonium vorliegende Stickstoff wurde photometrisch mit Natriumdichlorisocyanurat und Natriumsalicylat nach DIN 38 406 – E5 – 1 (1983) bestimmt. Die gemessenen Konzentrationen lagen im µg/l-Bereich.

2.4.2.6 Phosphat gelöst und gesamt

Für die Gelöstphosphatbestimmung wurde filtriertes Probenwasser verwendet.

Um den Gesamtphosphatgehalt ermitteln zu können, müssen die beständigen Phosphorverbindungen aufgeschlossen werden. Dazu wurden 50 ml Filtrat mit dem starken Oxidationsmittel Kaliumperoxodisulfat gekocht.

Die photometrischen Bestimmungen des gesamten und gelösten Phosphats mittels Ammoniummolybdat wurden in Anlehnung an DIN 38 405 – D11 – 1 (1983) durchgeführt.

2.4.2.7 Silikat

Der Siliciumgehalt im Silikat wurde mit dem „Phosphat und Silikat-Testsatz“ der Firma Merck photometrisch erfasst.

2.4.3 Biologische Parameter

2.4.3.1 Makrophyten

Um das Wachstum der Makrophyten beobachten zu können, wurde wöchentlich kartiert. Bei dieser nicht invasiven Methode werden die dreidimensionalen Pflanzen zweidimensional abgebildet, um deren Flächendeckungsgrad zu ermitteln. Diese Werte sind keine absoluten Größen. Sie eignen sich dafür, das Wachstum über längere Zeiträume ermitteln zu können. Dazu wurde über jedes Kompartiment ein flächendeckendes Raster mit 5 x 6 Feldern gelegt (siehe FEIND 1986). Senkrecht von oben wurde die Flächendeckung der einzelnen Arten auf ein Papier mit demselben Raster übertragen. Bei Potamogeton wurde die Anzahl der Blätter und beim Myriophyllum die Anzahl der Wedel gezählt. Auftretende fädige Algen wurden mit erfasst. Für die weitere Auswertung wurden die Flächendeckungsgrade bestimmt.

2.4.3.2 Phytoplankton

Zur Analyse des Phytoplanktons wurden 250 ml der Mischprobe (entnommen mit dem Entnahmegerät nach ZIERIS) mit essigsaurer Lugol'scher Lösung fixiert. Das Iod fixiert und konserviert die Organismen. Sie werden durch die Einlagerung von Iod schwerer und sinken rasch zu Boden (SCHWOERBEL 1994). Bis zur Auswertung wurden die Proben im Dunkeln aufbewahrt. In Abhängigkeit von der Planktondichte wurden 5 - 50 ml Aliquote der Proben in

Röhrenkammern gefüllt und zum Absedimentieren der Algen mindestens 24 Stunden stehen gelassen, wie in FURET & BENSON-EVANS (1982) beschrieben.

Die quantitative Auswertung erfolgte im Umkehrmikroskop (Labovert, Leitz) bei 400-facher Vergrößerung. Pro Kammer wurden 19 gleichmäßig über die Kammerfläche verteilte Felder mit einer Kantenlänge von 300 μm (0,09 mm^2 Fläche) ausgezählt (vgl. RAEDER 1990) und die Werte auf Zellzahl/ml umgerechnet. Es wurden Einzelzellen gezählt.

Die Algen wurden auf Artniveau bestimmt, ersatzweise auf die niedrigste mögliche Taxonomiestufe. Die Angabe der Algendichte erfolgt in Zellzahl/ml.

Algenkolonien wurden ebenfalls zellulär erfasst, da je nach Größe der Kolonie die Zellzahlen erheblich schwanken.

Zur Bestimmung der Algen wurde folgende Literatur verwendet: Ettl *et al.* (1979 - 1991), GERMAIN (1981), HUBER-PESTALOZZI (1950 - 1983) MIGULA (1897), STREBLE & KRAUTER (1988).

2.4.3.3 Chlorophyll a

Der photosynthetisch aktive Chlorophyll a-Gehalt des Phytoplanktons wurde mit dem Chlorophyll-Kinetik-Photometer (Universität Regensburg, Institut II-Festkörperphysik, Prof. Dr. W. Gebhardt) bestimmt. Die verzögerte Fluoreszenz der lebenden Pflanzenzellen wird gemessen (HINDELANG 1993). Der Messbereich liegt zwischen 0,2 und 1000 μg Chlorophyll a/l. Die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehalts dient der summarischen Erfassung der Algenkonzentration im Wasser.

Bei dieser Messmethode wird das Kaolin als fluoreszierende Substanz mit gemessen. Um diesen Fehler zu eliminieren, wurden die Proben nach der Messung eingefroren, die Algen dadurch zerstört und die Proben nach dem Auftauen erneut gemessen. Die Differenz der beiden Messwerte ist der Chlorophyll a-Gehalt des Wassers.

2.4.3.4 Zooplankton

Für jede Probe wurden die mit dem Entnahmegerät entnommenen Wassersäulen über ein Prüfsieb mit der Maschenweite 63 μm (Fa. Retsch) filtriert. Das Filtrat wurde dem Beckenwasser wieder zugeführt, die auf dem Sieb verbleibenden Organismen wurden mit Leitungswasser in eine Polyethylen-Weithalsflasche gespült. Noch im Freiland wurden die Proben mit

Formaldehyd (6 Gew.-%) und mit kohlensäurehaltigem Wasser vorfixiert. Am gleichen Tag wurde im Labor Formaldehyd (37 Gew.-%) zur Endfixierung bis zu einer Endkonzentration von 3 % zugegeben. (vgl. BROCK *et al.* 1992 b). In 250 ml Standzylindern sedimentierten die Proben nach Zugabe von einem Tropfen Spülmittel (zur Herabsetzung der Oberflächenspannung) ab. Nach mindestens 48 Stunden wurde das Volumen durch Absaugen der überstehenden Lösung auf 10 ml eingengt und die Proben in Polyethylenflaschen überführt. Bis zur Auswertung wurden die Proben im Dunkeln aufbewahrt. Das Auszählen erfolgte unter einem Stereomikroskop (M 3, Fa. Wild), die Tiere wurden dazu in eine Zählplatte mit Millimeterraster gebracht (ZIERIS 1986). Es wurde die niedrigste mögliche Taxonomiestufe der Individuen auf einer Zählplatte mit Millimeterraster bestimmt. Das Zählergebnis wurde auf Individuen pro Liter (Ind./l) umgerechnet.

Die Bestimmung der Organismen wurde anhand folgender Literatur vorgenommen: FLÖBNER (1972), HERBST (1976), KIEFER (1973, 1978), LÖFFLER (1972), RUTTNER-KOLISKO (1972), SAETHER (1972), VOIGT & KOSTE (1978).

2.4.3.5 Makroinvertebraten

Zur Erfassung der Makroinvertebraten hat sich die Verwendung von künstlichen Sammelsubstraten bewährt, die in den Becken exponiert sind, da sie nur eine geringe Störung beim Entnehmen verursachen (BROCK *et al.* 1992 a und b, 1993, FIEDL 1997). Ein Sammelsubstrat lag auf einem sich im Sediment befindenden Kieskorb und bestand aus einem weiteren Kieskorb und einem Plattenstapel, der im oberen Kieskorb steckte (Abb. 4).

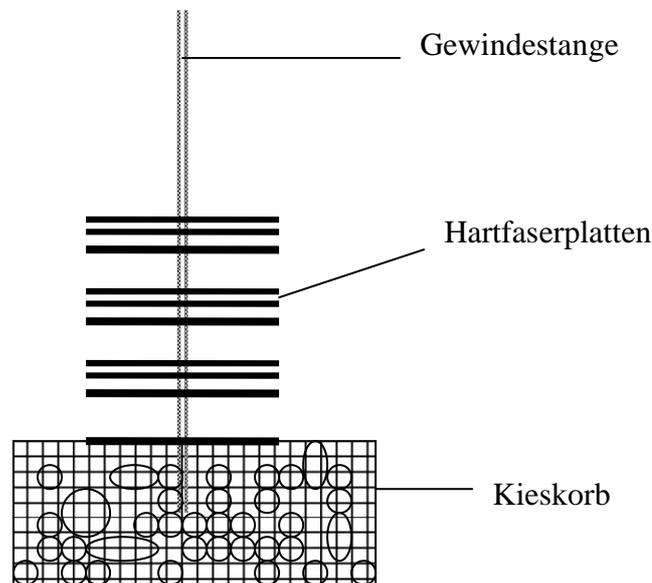


Abb. 4: Schema eines Sammelsubstrats: Kieskorb mit eingestecktem Plattenstapel (nach FIEDL (1997))

Ein Plattenstapel besteht aus 10 Hartfaserplatten (10 cm * 10 cm), die in wechselnden Abständen von 0,5 cm, 1,0 cm und 1,5 cm übereinander auf einer V2A-Gewindestange mit Muttern befestigt sind. Die Kieskörbe wurden aus Maschendraht der Weite 19 mm in der Größe 20 x 20 x 10 cm gefertigt und mit Kies der Siebung 16/32 gefüllt.

Ein 14-tägiger Entnahmeabstand ist nach HUBER *et al.* (1995) und FIEDL (1997) ein Kompromiss von Erfassungsgenauigkeit und Vollständigkeit der Fauna. Von den zwei pro Kompartiment vorhandenen Kunstsubstraten wurde abwechselnd je eines im 14-tägigen Rhythmus entnommen. Die Tiere wurden lebend gezählt und dem System wieder zugeführt.

Während der Trübungsphase mit Kaolin wurden die Organismen so lange im Kescher gespült, bis kein Kaolin mehr die Sicht beim Auszählen stören konnte.

Die Auswertung erfolgte nach Möglichkeit auf Artebene mit der Einheit Individuen/Sammelsubstrat. Zur Bestimmung wurde BROHMER (1992) verwendet.

2.4.4 Trübungsmessung

Zur Erfassung der Trübung wurde ein Feldgerät (Modell SA2 mit Sensor-Modell 25-E-HC, Monitek) zur Messung von Trübungs- und Feststoffgehalt unter der Wasseroberfläche und 10 cm oberhalb des Sediments verwendet. Es wurde ab Tag 0 kurz vor und kurz nach der

Einschlammung des Kaolins gemessen. Diese Messungen wurden als Kontrolle für die Kontinuität der Trübung durchgeführt. Da die gemessenen Werte sehr stark von der Helligkeit der Umgebung abhängig waren, sind diese Daten nicht zur weiteren Auswertung brauchbar, sondern dienten lediglich der groben visuellen Überwachung, ob die beabsichtigte Trübung eingetreten ist. Im Folgenden werden diesbezüglich keine Daten wiedergegeben.

2.4.5 Terbutylazin- (TBA-)Analytik

Je nach TBA-Konzentration des Teichwassers wurden 50 - 200 ml Wasser für die TBA-Analyse verwendet. Die Extraktion erfolgte mit einem Vakuumextraktionsgerät (Visiprep Vacuum Manifold, Supelco). Die C18 Sepak-Kartuschen (Waters) wurden mit 4 ml Aceton und 8 ml Wasser (HPLC grade, Merck) vorgespült. Nach der Extraktion der Wasserproben trockneten die Kartuschen ca. 15 Minuten im Luftstrom und wurden mit 4 ml Aceton eluiert, dann im Stickstoffstrom im Wasserbad bei ca. 60 °C bis zur Trockne eingedampft und vor der Injektion in 200 µl Methanol (HPLC grade, Merck) aufgenommen. 40 µl dieser Lösung wurden manuell in die HPLC eingespritzt (siehe auch STROJIC 1995).

Zur Absicherung der Messwerte wurde bei jeder Serie von Einspritzungen ein 100 µg/l TBA-Standard mit gemessen.

HPLC-System:

Pumpe	Kontron LC Pump 410
Injektor	Rheodyne Handeinspritzventil mit 20 µl Einspritzschleife
Datenträger	PC Integration Pack (Kontron)
Detektor	Uvicon 720 LC (Kontron)
Säule	Supelcosil LC 18, 25 cm x 4,6 mm, 5 µm
Vorsäule	Supelcoguard LC 18, 2 cm x 4,6 mm, 5 µm
Mobile Phase	Methanol/Wasser 80/20 (V/V)
Fluss	1 ml/min
Injektion	40 µl manuell mit einer Hamiltonspritze
Detektor	Wellenlänge 220 nm
Retentionszeit	ca. 5 min
Auswertung	Peakfläche
Nachweisgrenze	0,1 µg/l

2.5 Auswertung und statistische Methoden

Die erfassten Daten wurden in EXCEL 97 eingegeben, dort die Berechnungen durchgeführt und die Graphiken erstellt.

In den Graphiken ist auf der x-Achse die Zeit aufgetragen, wobei Tag 0 im 1. Untersuchungsjahr der Tag der ersten Belastung mit Kaolin, im 2. Jahr der Tag der TBA-Zugabe ist. Die Kontrollen sind in allen Graphiken mit einer durchgezogenen schwarzen Linie und schwarzen Symbolen für die Datenpunkte gekennzeichnet. Die Kompartimente mit der kürzeren Trübungszeit im jeweiligen Becken haben graue durchgezogenen Linien, passend dazu ist für das 1. Untersuchungsjahr der Trübungszeitraum mit einem grauen waagerechten Doppelpfeil gekennzeichnet. Die Kompartimente mit der längeren Trübungszeit im jeweiligen Becken haben unterbrochene schwarze Linien. Der gestrichelte Doppelpfeil zeigt den Trübungszeitraum in diesen Kompartimenten an.

Die vertikale gestrichelte Linie in den Graphiken des 1. Untersuchungsjahres zeigt den Zeitpunkt der Kompartimentierung an.

Siehe Beispiel in Abb. 5.

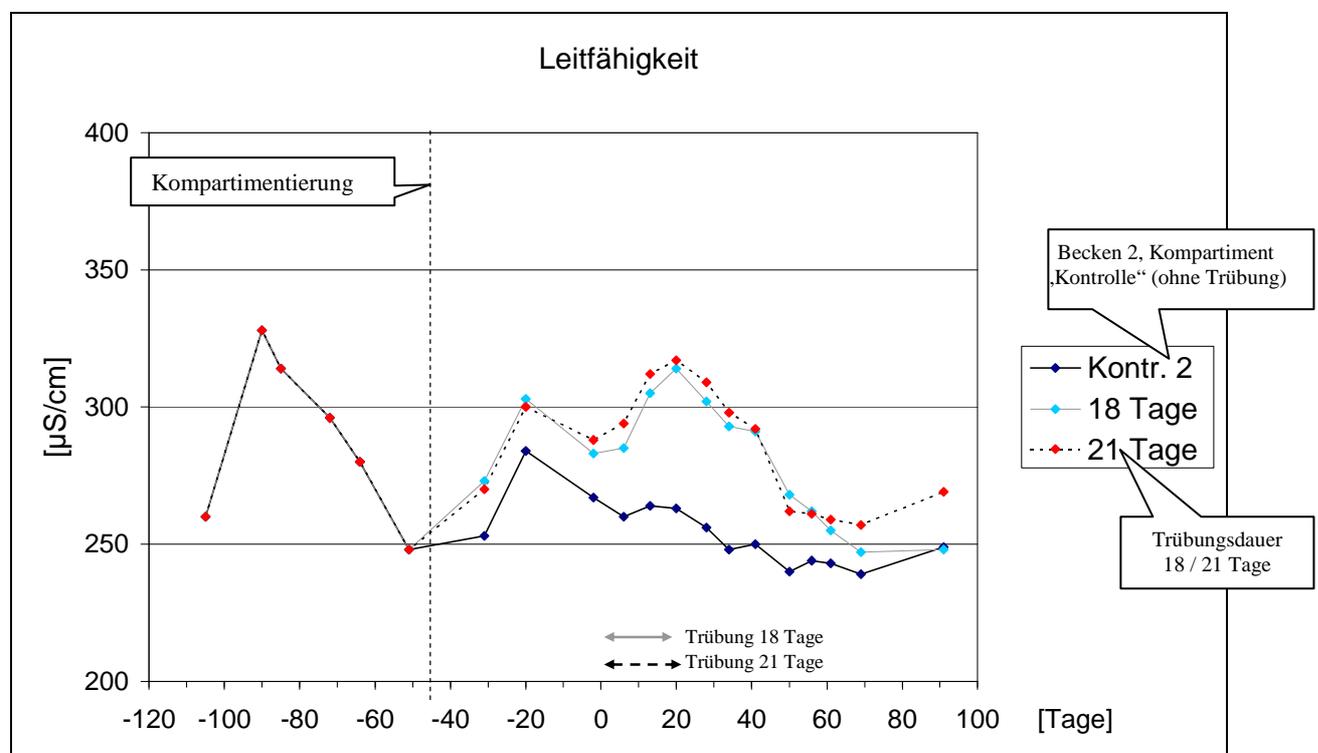


Abb. 5: Beispiel zur Erläuterung der Graphiken

Für die einzelnen Becken werden folgende Symbole verwendet: Kreuze für Becken 1, Rauten für Becken 2 und Quadrate für Becken 3.

Im 2. Untersuchungsjahr ist der für alle Kompartimente gleich lange Trübungszeitraum durch eine waagerechte Linie gekennzeichnet. Für jeden Untersuchungsparameter werden in den Graphiken die gleichen Konzentrationsbereiche zur besseren Vergleichbarkeit verwendet. In Ausnahmefällen wird darauf hingewiesen.

Die biologischen Parameter sind in logarithmischer Skalierung dargestellt.

Der zeitliche Verlauf der einzelnen Parameter wird für jedes Becken einzeln dargestellt.

Für die Vergleichbarkeit der Becken untereinander werden bei den physikalisch-chemischen Daten die Werte aus jedem Kontrollkompartiment 100 % gesetzt und die prozentualen Abweichungen der dazugehörigen belasteten Kompartimente gegen die Zeit aufgetragen.

Bei den biologischen Parametern wird folgende Transformation durchgeführt:

$$\text{Abweichung [\%]} = (R/N - 1) * 100$$

mit R = Anzahl der Individuen des belasteten Kompartiments

N = Anzahl der Individuen des dazugehörigen Kontrollkompartiments

Eine Abweichung um mehr als 50 % wird von LOZANO *et al.* (1992) als signifikante Veränderung angesehen. Dies entspricht etwa einer 2,5-fachen Standardabweichung der $\lg(N+1)$ -Transformation der Abundanzen. Diese Auswertung wurde nur für Populationen ab 5 Individuen pro Kontrollprobe durchgeführt.

Wenn im Folgenden von „Effekt“ gesprochen wird, so ist damit die nach LOZANO *et al.* (1992) signifikante Abweichung gemeint.

Ist dagegen von „Tendenzen“ die Rede, so sind in der vorliegenden Arbeit Abweichungen gemeint, die konzentrationsabhängig, jedoch nicht größer als 50 % und damit nicht signifikant nach LOZANO *et al.* (1992) sind.

Bei den Messdaten werden Veränderungen nur dann interpretiert, wenn diese an zwei aufeinander folgenden Messtagen festgestellt worden sind.

Um mögliche Zusammenhänge zwischen den gemessenen Parametern zu finden, wurden die Datensätze mit der multivariaten statistischen Methode der PRC (principle response curve) untersucht. Dazu wurde CANOCO 4.5 verwendet gemäß ESER (2001), GRÜN WALD (2003) und DAWO (2005).

Die biologischen Daten wurden einer Transformation

$$Y' = \ln(a \cdot Y + 1)$$

mit Y = gemessene Abundanz

Y' = transformierte Abundanz

a = Skalierungsfaktor, der so gewählt wird, dass für die niedrigste Abundanz

$$a \cdot \min(Y) = 2 \text{ gilt.}$$

Für die Transformation der physikalisch-chemischen Daten wurde für jeden Parameter sein Mittelwert μ_Y und seine Standardabweichung σ_Y über den Messzeitraum berechnet. Mit diesen beiden Größen wurden die einzelnen Messdaten für die PRC-Berechnungen mit

$$Y' = (Y - \mu_Y) / \sigma_Y$$

transformiert (gemäß VAN DEN BRINK & TER BRACK 1999, KERSTING & VAN DEN BRINK 1997, ESER 2001).

3 Ergebnisse

3.1 Vorversuche

3.1.1 Nährstoffgehalt des Kaolins

Die wasserchemischen Untersuchungen des mit Kaolin versetzten destillierten Wassers ergaben für keinen der gemessenen wasserchemischen Parameter Ergebnisse in den messbaren Bereichen der verwendeten Methoden (siehe Kapitel 2.4.2). Daher kann davon ausgegangen werden, dass das Kaolin ein für die reine Trübung geeigneter inerte Stoff ist, der keine Nährstoffe an die Systeme abgibt. Durch die Trübung mit Kaolin wird nur eine abiotische Störung verursacht. Sie verringert den Lichteinfall und beeinträchtigt die Transparenz durch Schwebstoffe im Wasser. Eine der Natur nachempfundene Trübung ohne Eintrag chemischer oder biologischer Stoffe kann mit Kaolin als Trübstoff simuliert werden.

3.1.2 Wechselwirkung von Kaolin und Terbutylazin (TBA)

Die Analytik der mit 100 µg TBA/l und 0,25 g Kaolin belasteten Bechergläser ergab nach zweiwöchiger Standzeit im Labor bei Raumtemperatur TBA-Konzentrationen von 87 - 93 µg/l. Das entspricht dem Abbauverhalten des TBAs im Wasser (STROJIC 1995, HUBER 1995). Eine Anlagerung an das Kaolin findet nicht statt. Die toxische Verfügbarkeit des TBAs für das Ökosystem ist somit gewährleistet.

3.2 Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr (1996): Trübung mit Kaolin

Das Kompartiment mit der 11-tägigen Trübungszeit zeigte bei vielen Parametern eine andere, oft gegensätzliche Entwicklung, als die anderen Kompartimente. Grund hierfür ist das Fehlen der Makrophyten in diesem Kompartiment, das dadurch eine andere Struktur bekommen hat. Auch wiederholtes Nachpflanzen vor der Belastung führte zu keiner dauerhaften Ansiedlung der Makrophyten.

3.2.1 Physikalische Parameter

3.2.1.1 Temperatur

Da die Unterschiede zwischen Wasseroberfläche und Gewässerboden nur gering ($\leq 2,5$ °C) und in allen Teilbecken gleich sind, ist in Abb. 6 der Verlauf der Temperatur 10 cm unter der Wasseroberfläche in der Kontrolle von Becken 1 stellvertretend für alle neun Kompartimente

zu sehen. Die Wassertemperatur zeigt den erwarteten jahreszeitlichen Verlauf und hat eine ausgeprägte Spitze Anfang Juni (Tag -31) und Ende Juli (Tag 13 bis 20). Anfang Juli (Tag -2) gab es einen wetterbedingten Temperatureinbruch, der die Wassertemperatur um 12 °C sinken ließ.

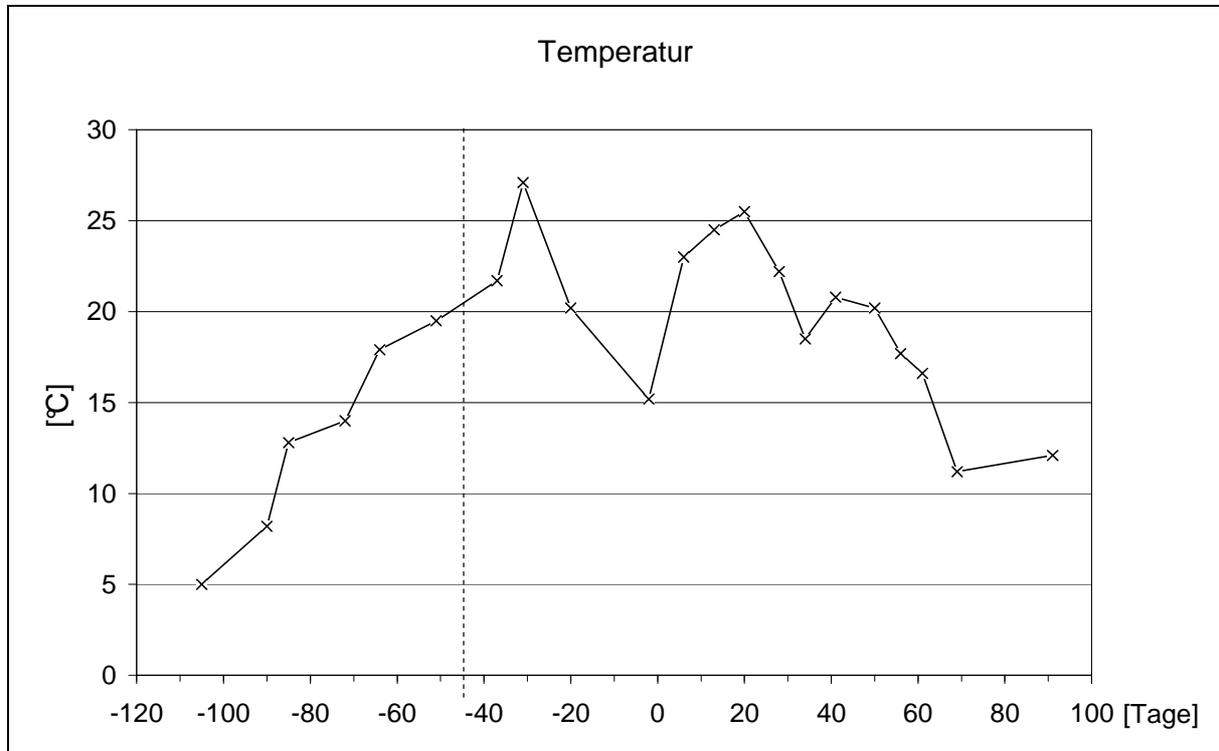


Abb. 6: Temperatur 10 cm unter Wasseroberfläche in der Kontrolle von Becken 1 (1996)

3.2.1.2 Leitfähigkeit

Von Ende März bis Anfang April 1996 (Tag -105 bis Tag -85) steigt in allen drei Becken die Leitfähigkeit stark an (in Becken 1 und 2 auf ca. 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und sinkt dann kontinuierlich bis zum Beginn der Trübung auf ca. 220 - 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab (Abb. 7 bis Abb. 9).

In allen sechs Trübungskompartmenten wurde eine Erhöhung der Leitfähigkeit nach der Kaolinzugabe beobachtet. Mit dem Ende der Trübungszeit beginnt die Leitfähigkeit wieder etwas zu sinken. Die Angleichung an die Kontrollwerte beginnt in allen Kompartimenten unabhängig von der Dauer der Trübung ab Tag 56. Im Becken 3 fällt sie mit dem Ende der Trübungszeit zusammen.

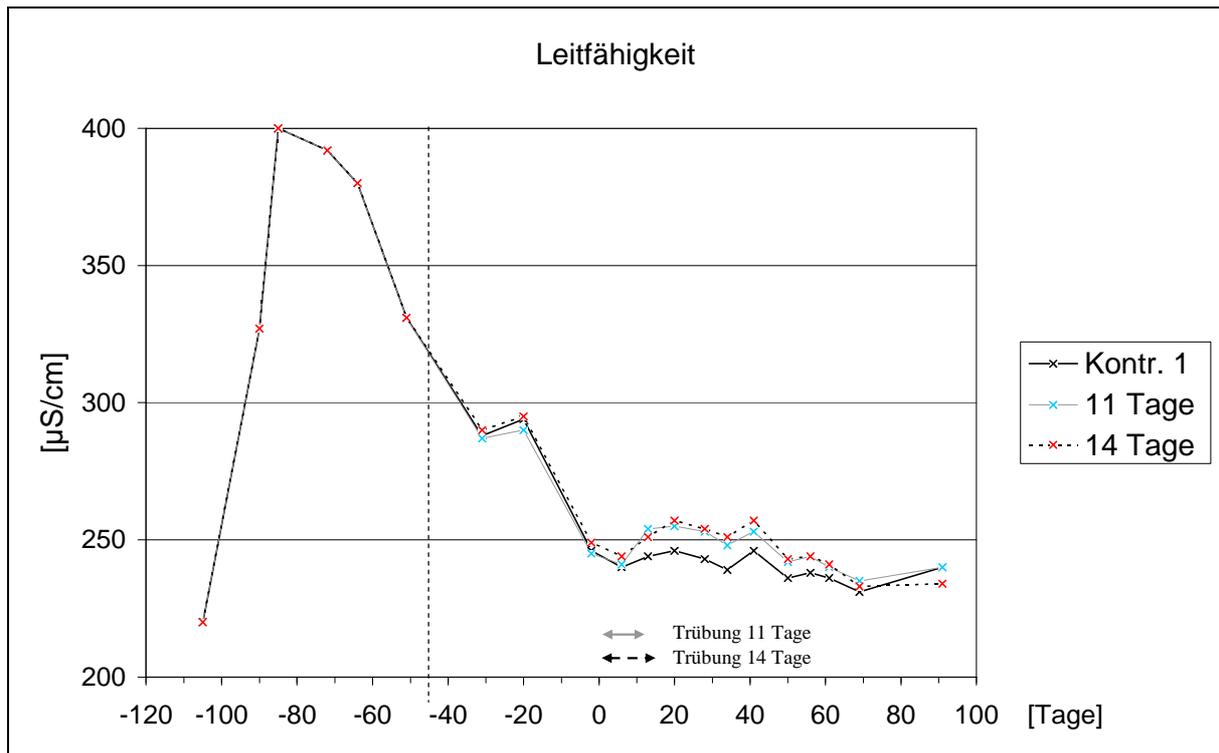


Abb. 7: Leitfähigkeit im Becken 1 (1996)

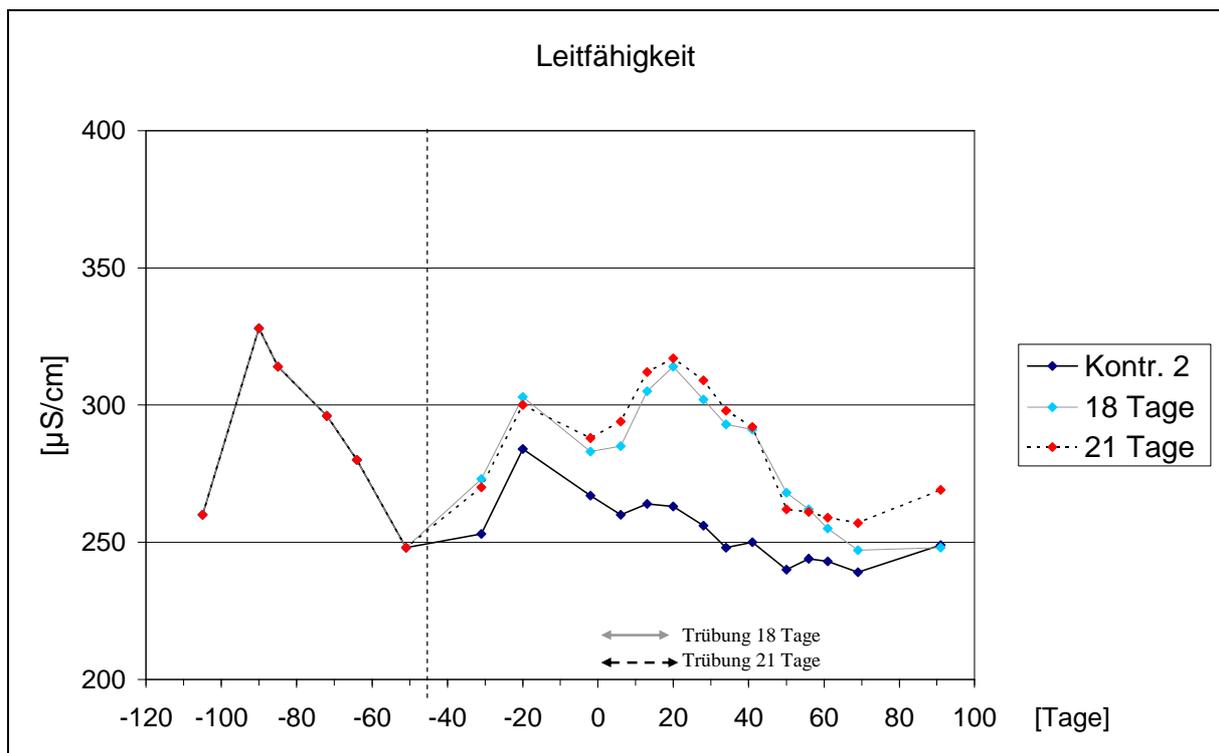


Abb. 8: Leitfähigkeit im Becken 2 (1996)

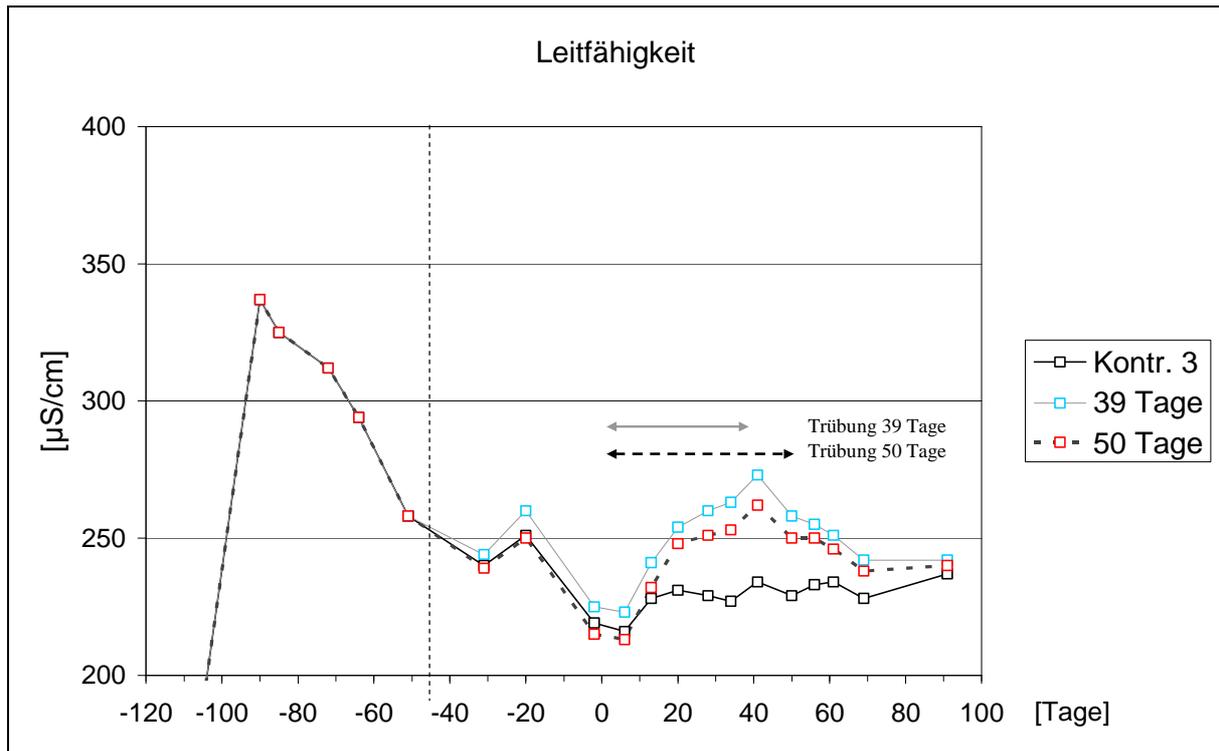


Abb. 9: Leitfähigkeit im Becken 3 (1996)

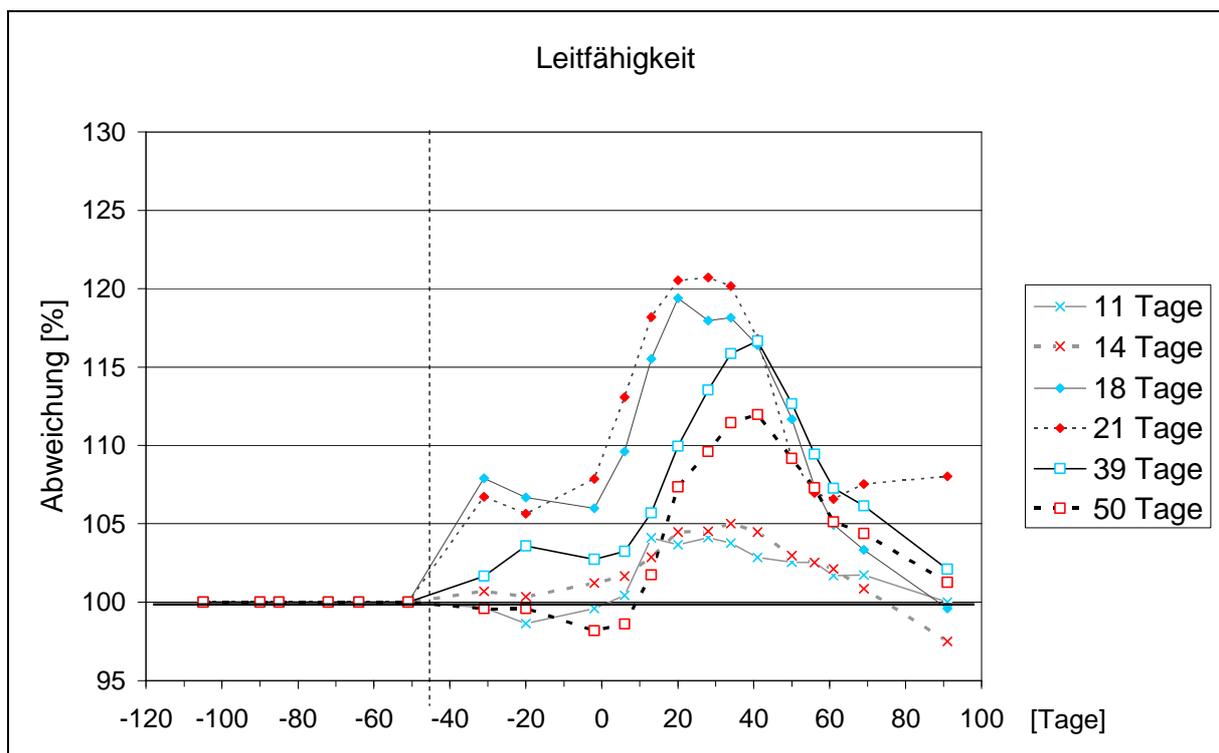


Abb. 10: Abweichung der Leitfähigkeit von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Für keine der sechs unterschiedlich langen Trübungszeiten ist die Abweichung von der Kontrolle größer als 50 % und damit nicht signifikant nach LOZANO *et al.* (1992) (Abb. 10). In den Kompartimenten mit den längeren Trübungszeiten lässt die Leitfähigkeit eine leichte Tendenz zur Zunahme erkennen.

3.2.1.3 pH-Wert

In allen Becken (Abb. 11 bis Abb. 13) ist ein Anstieg der pH-Werte im Frühjahr (Tag -105 bis Tag -50) während der Stabilisierungsphase zu beobachten. Die pH-Werte bewegen sich im Bereich von 7,9 bis 9,6. Nach der Kompartimentierung von Becken 1 gibt es eine zu vernachlässigende Auseinanderentwicklung zwischen den Kompartimenten (Abb. 11). Mit dem Beginn der Trübung sinkt der pH-Wert im Kompartiment mit der 14-tägigen Trübung stärker als im Kompartiment mit der 11-tägigen Trübung und der Kontrolle ab. Auch nach dem Ende der Eintrübung ist das Absinken zu beobachten, jetzt auch bei der 14-tägigen Trübung. In diesem Kompartiment gleichen sich die Werte ab Tag 50 wieder an die Kontrolle an, nach der 11-tägigen Trübung erst zum Jahresende. Im Becken 2 (Abb. 12) sinken die pH-Werte vor der Belastung im Vergleich zur Kontrolle stark ab. Daher sind hier Aussagen bezüglich des Trübungseinflusses kaum möglich. Es lässt sich jedoch im Vergleich mit den anderen beiden Becken das Absinken des pH-Werts in Abhängigkeit mit der Trübung und die Annäherung gegen Ende der Trübungszeit an die Kontrollwerte erkennen. Am Tag 41 ist die Annäherung abgeschlossen. In Abb. 13 (Becken 3) ist ein ähnlicher Kurvenverlauf zu erkennen. Der pH-Wert sinkt zunächst mit einsetzender Trübung und steigt vor dem Ende der aktiven Trübungszeit wieder an. Ab Tag 50 verlaufen die Kurven der drei Kompartimente wieder parallel. Die maximale Abweichung ist 7 % und daher nicht signifikant (Abb. 14).

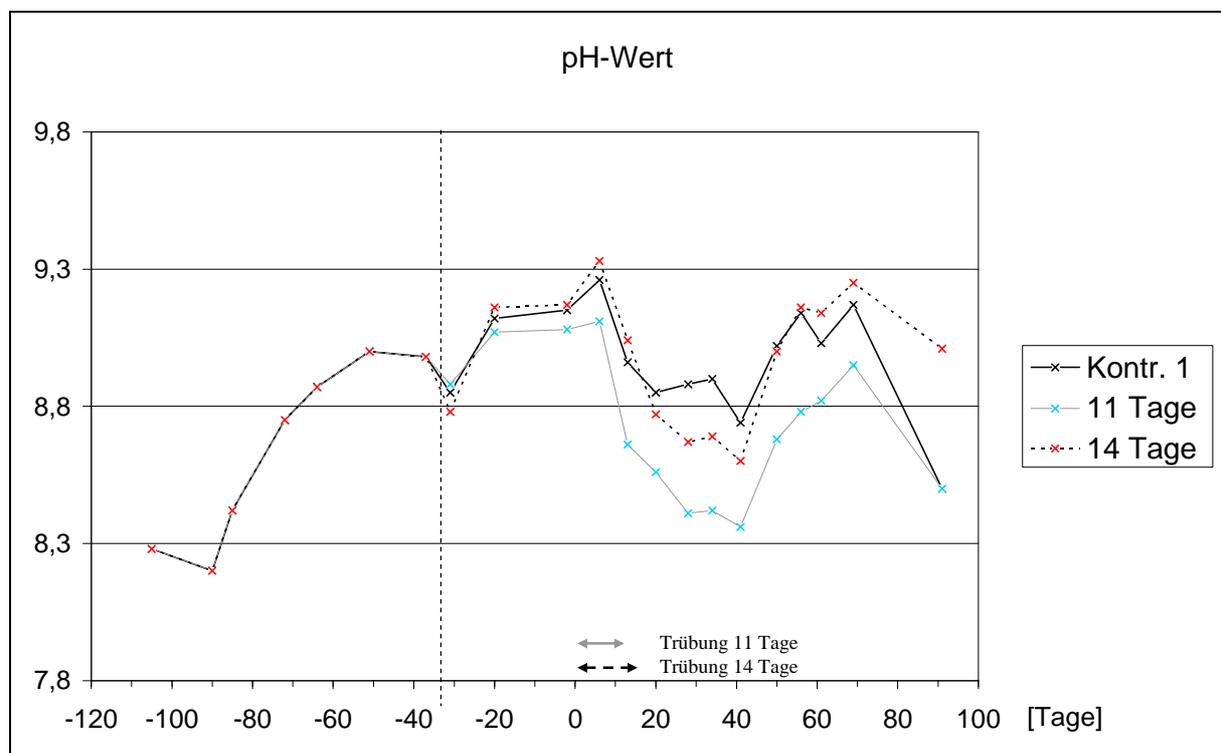


Abb. 11: pH-Wert im Becken 1 (1996)

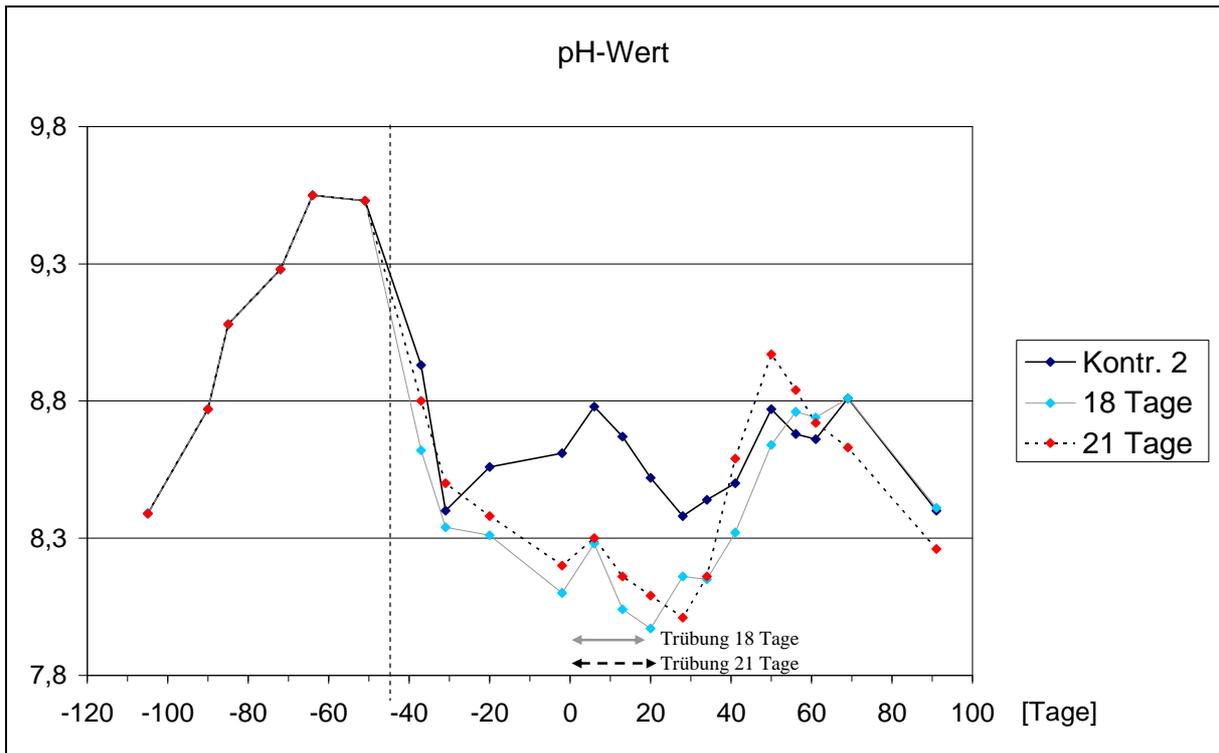


Abb. 12: pH-Wert im Becken 2 (1996)

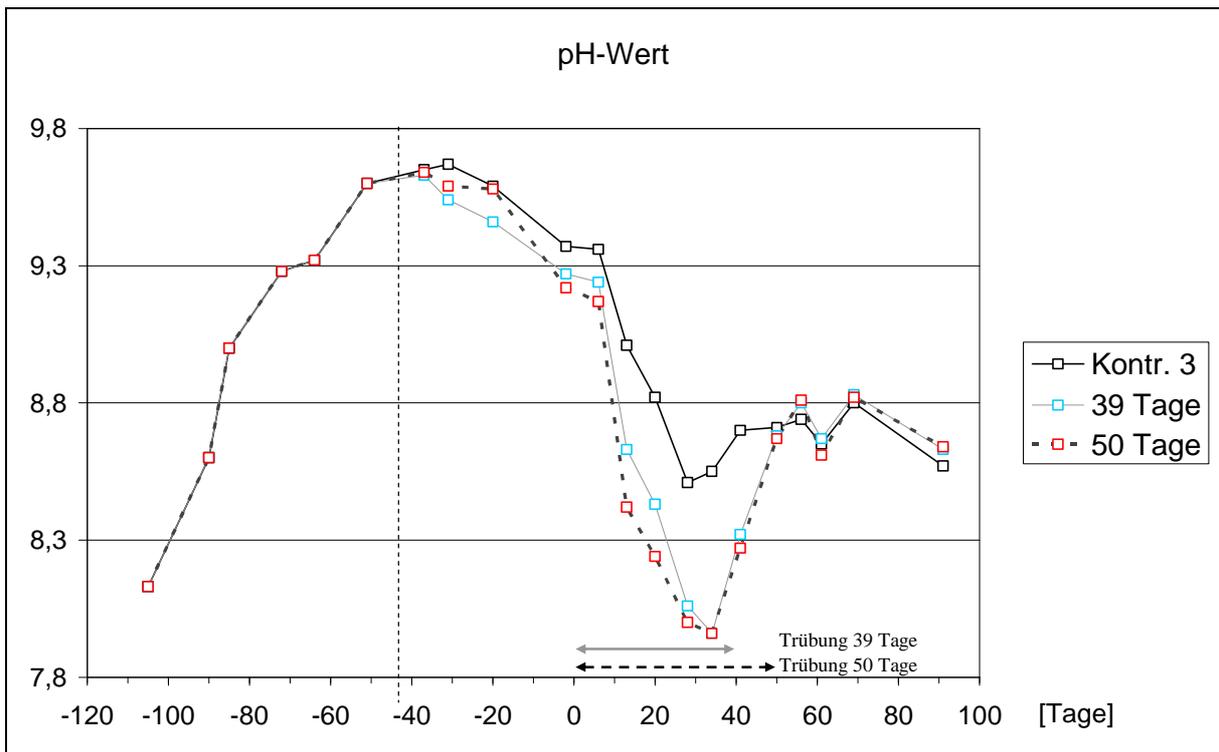


Abb. 13: pH-Wert im Becken 3 (1996)

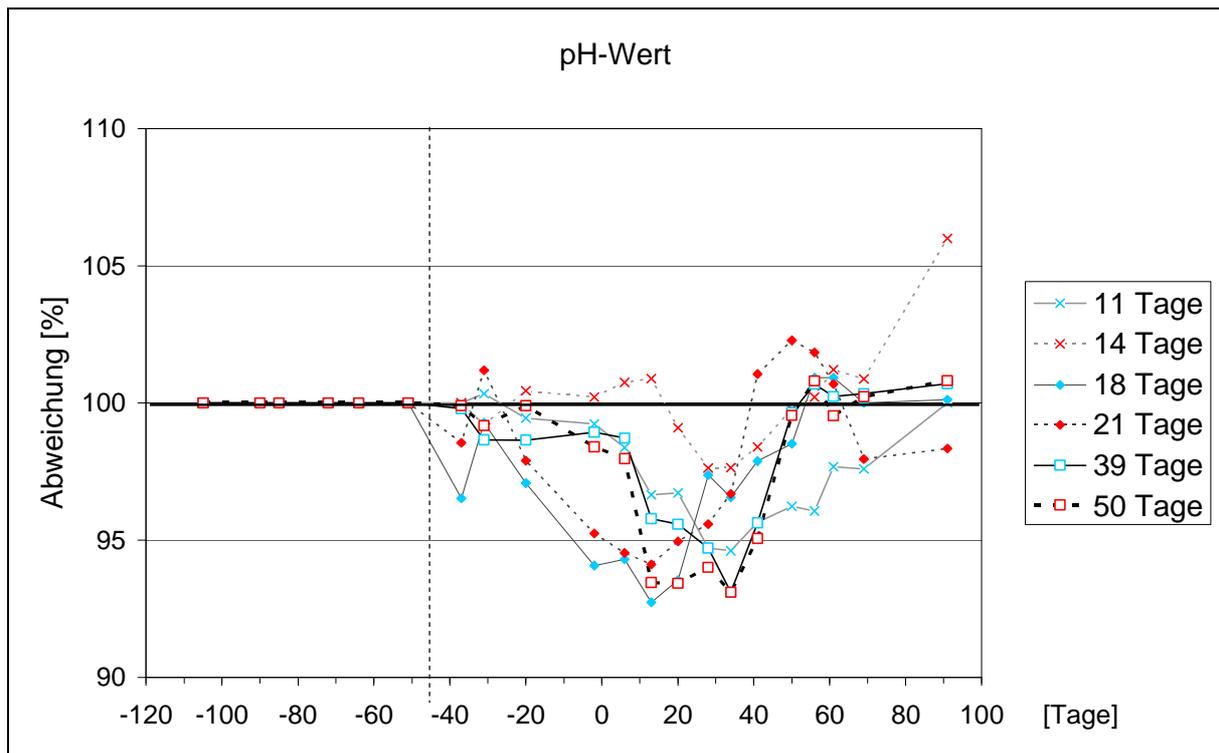


Abb. 14: Abweichung des pH-Werts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

3.2.1.4 Sauerstoffsättigung

Analog zu den Temperaturmessungen werden die Sauerstoffsättigungen 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche betrachtet. Im Becken 1 zeigt der Verlauf der Sauerstoffsättigung (Abb. 15) einen Anstieg im Frühjahr. Mit Beginn der Trübung sinken die Messwerte in allen drei Kompartimenten von 140 % auf ca. 110 % und steigen danach wieder langsam an. Nach dem Ende der Eintrübung nähern sich die Werte der getrübbten Teilbecken an die Kontrollwerte an. Bei den mittleren Trübungszeiten im Becken 2 (Abb. 16) ist zu erkennen, dass ein Absinken des Sauerstoffgehalts durch die Trübung hervorgerufen wird, denn die Werte liegen während der aktiven Trübungsphase unterhalb der Kontrollwerte. Drei (18 Tage Trübung) bzw. zwei (21 Tage Trübung) Messtage nach Trübungsende ist die Wiedererholung erreicht. Analoges gilt in Becken 3 (Abb. 17). Hier gleichen sich die Werte nach der 50-tägigen Trübung bereits vor dem Ende der aktiven Trübungszeit parallel zu den Werten nach der 39-tägigen Trübung an die Kontrolle an.

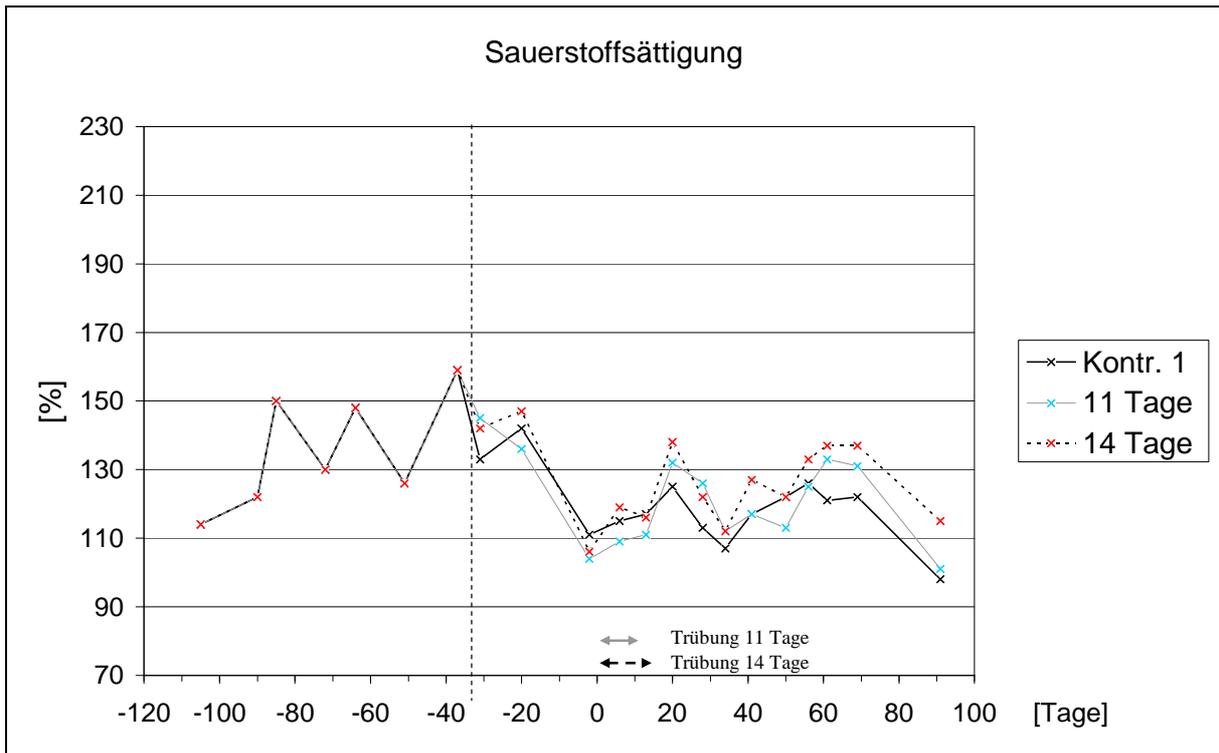


Abb. 15: Sauerstoffsättigung 10 cm unter der Wasseroberfläche im Becken 1 (1996)

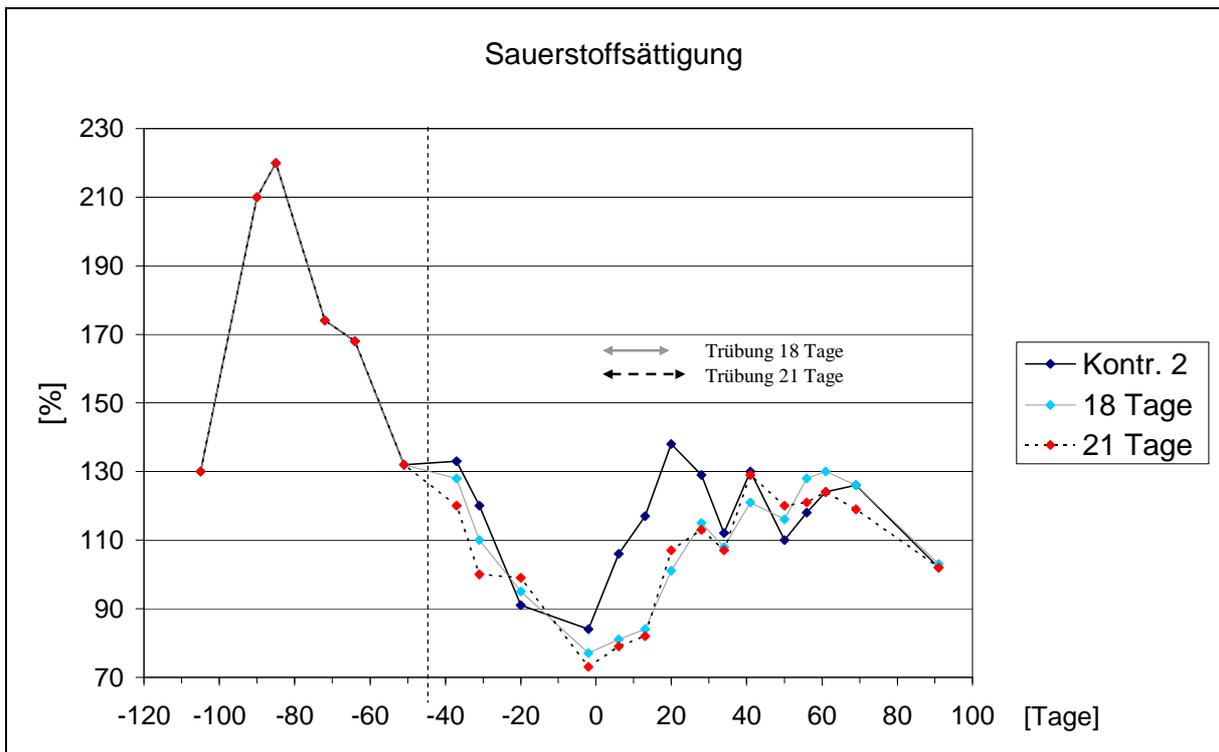


Abb. 16: Sauerstoffsättigung 10 cm unter der Wasseroberfläche im Becken 2 (1996)

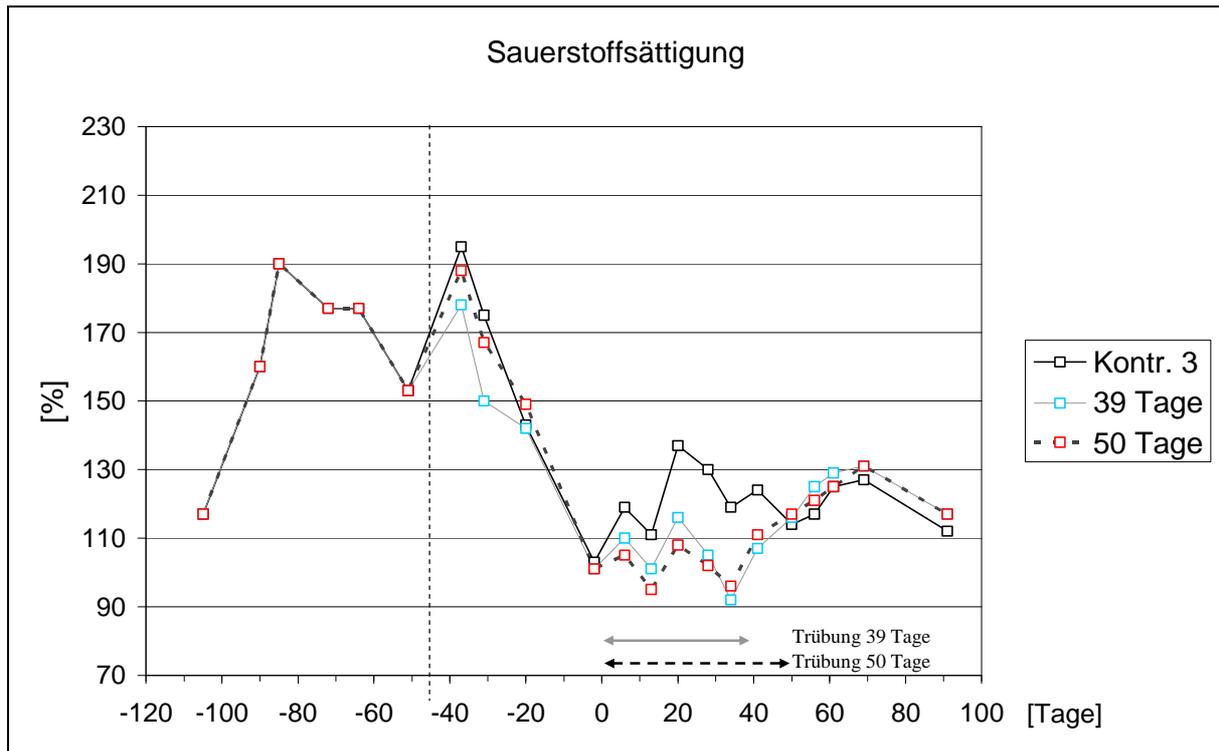


Abb. 17: Sauerstoffsättigung 10 cm unter der Wasseroberfläche im Becken 3 (1996)

In allen drei Becken bewirkt die Trübung eine Verringerung der Sauerstoffsättigung im Vergleich zur Kontrolle. Die größte Abweichung von der Kontrolle beträgt 30 % und ist damit nicht signifikant. Es findet eine Angleichung statt, die im Schwankungsbereich der Werte vor der Belastung liegt (Abb. 18).

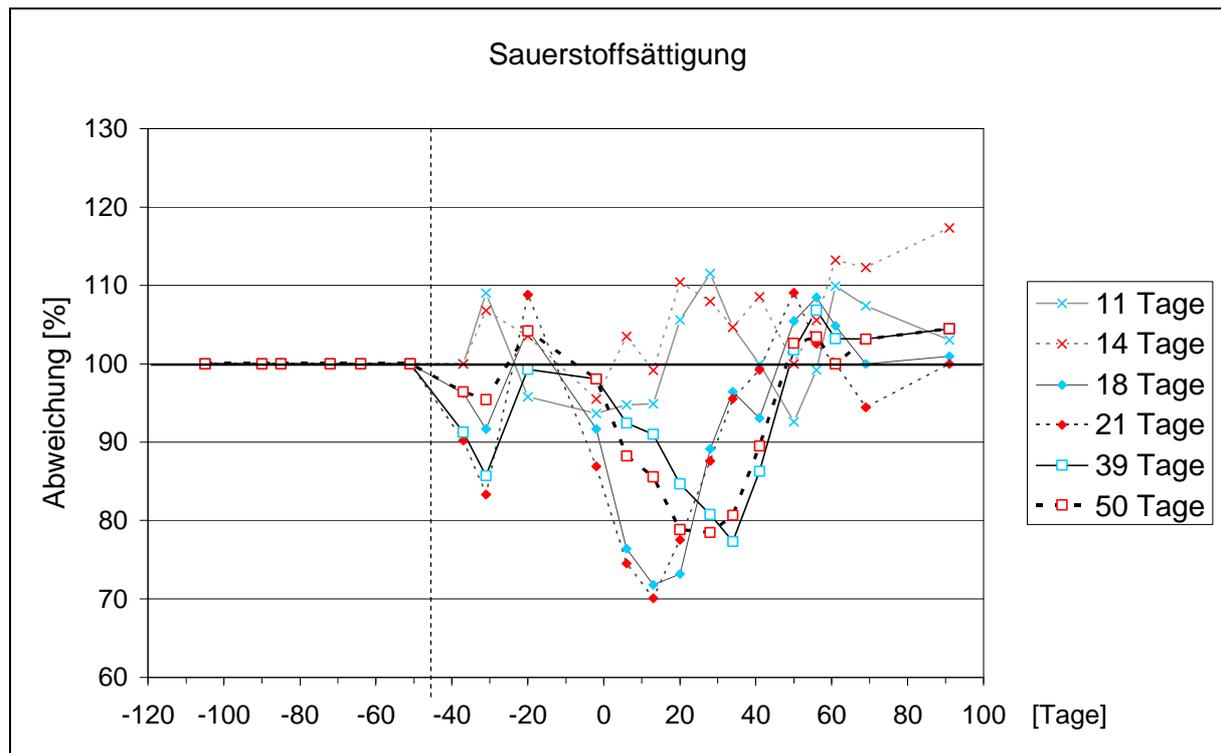


Abb. 18: Abweichung der Sauerstoffsättigung 10 cm unter der Wasseroberfläche von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Analoge Kurvenverläufe wurden für die Sauerstoffsättigung 10 cm oberhalb des Sediments erstellt. Die gemessenen Werte für den Sauerstoffgehalt in mg/l ergaben die gleichen Kurvenverläufe, so dass sie hier nicht gesondert aufgeführt werden.

Die statistische Untersuchung der physikalischen Daten mittels PRC (principle response curves) ergab keine signifikanten Abweichungen.

3.2.2 Chemische Parameter

3.2.2.1 Wasserhärte und Calcium

Calcium ist in diesen Modelökosystemen der wesentliche bestimmende Faktor für die Wasserhärte, daher gleichen sich die Kurven fast vollständig. Im Folgenden sind die Verläufe der Wasserhärte dargestellt.

Da die Becken im Herbst 1995 mit Freisinger Leitungswasser mit einer Härte von ca. 15 °dH gefüllt wurden, sind die ersten gemessenen Werte im frühen Frühjahr bis Tag -51 noch sehr hoch. Danach stabilisierten sich die Systeme mit Werten unterhalb von 8 °dH. Mit dem Beginn der Trübung steigt die Härte des Wassers um 0,5 - 1,0 °dH an. Die Unterschiede im Becken 1 (Abb. 19) liegen im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite, hier lässt sich auf

Grund der kurzen Trübungszeit kein Effekt feststellen. In den beiden anderen Becken (Abb. 20 und Abb. 21) findet nach einem leichten Anstieg während der Trübung im Herbst die Angleichung an die Kontrollwerte statt.

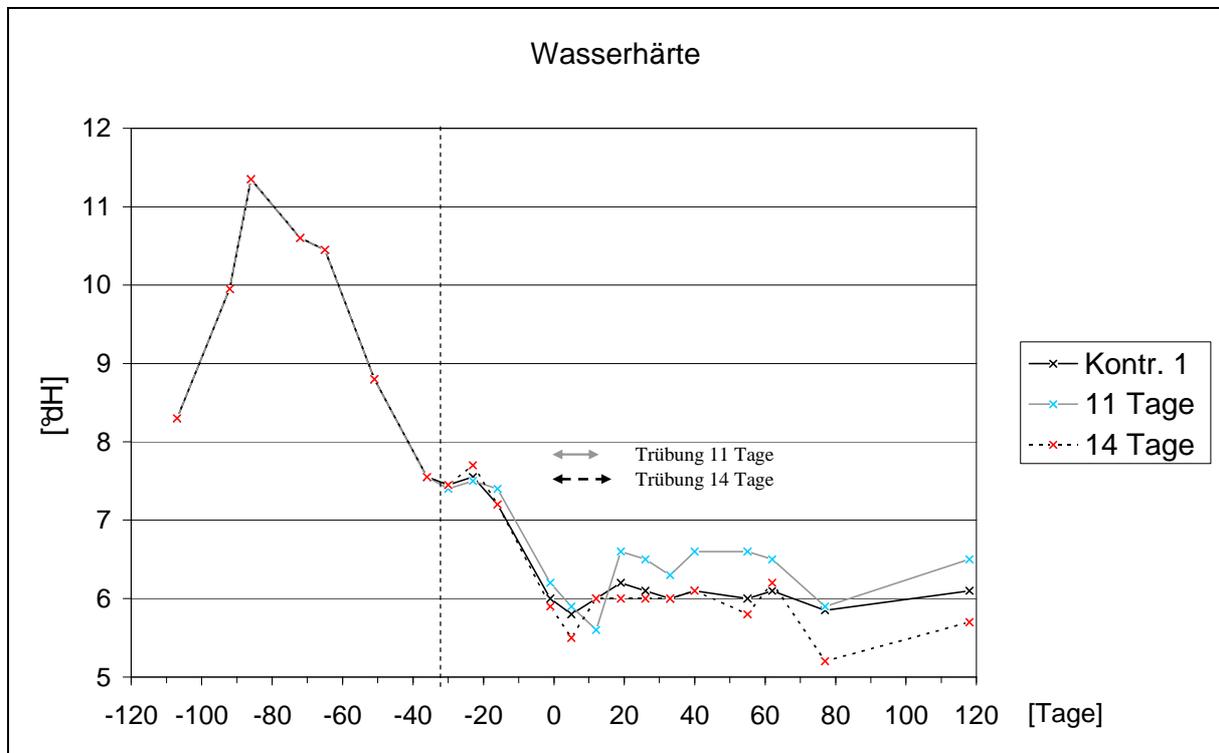


Abb. 19: Wasserhärte im Becken 1 (1996)

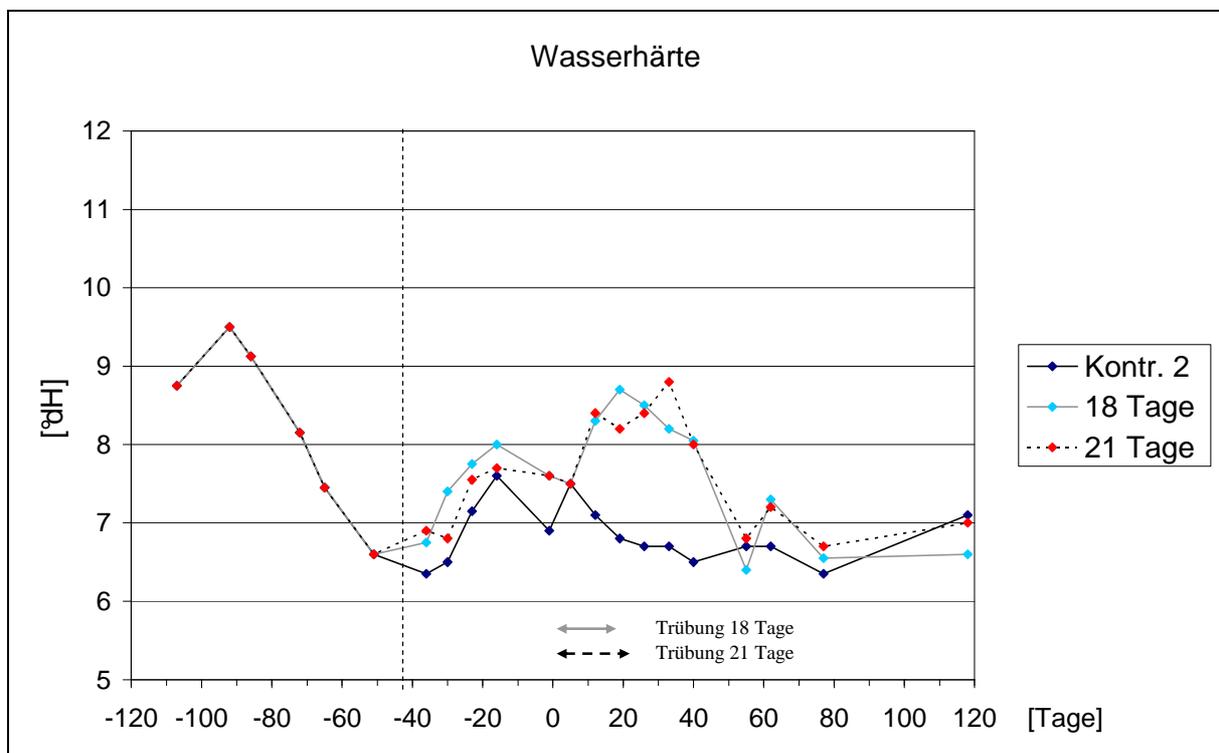


Abb. 20: Wasserhärte im Becken 2 (1996)

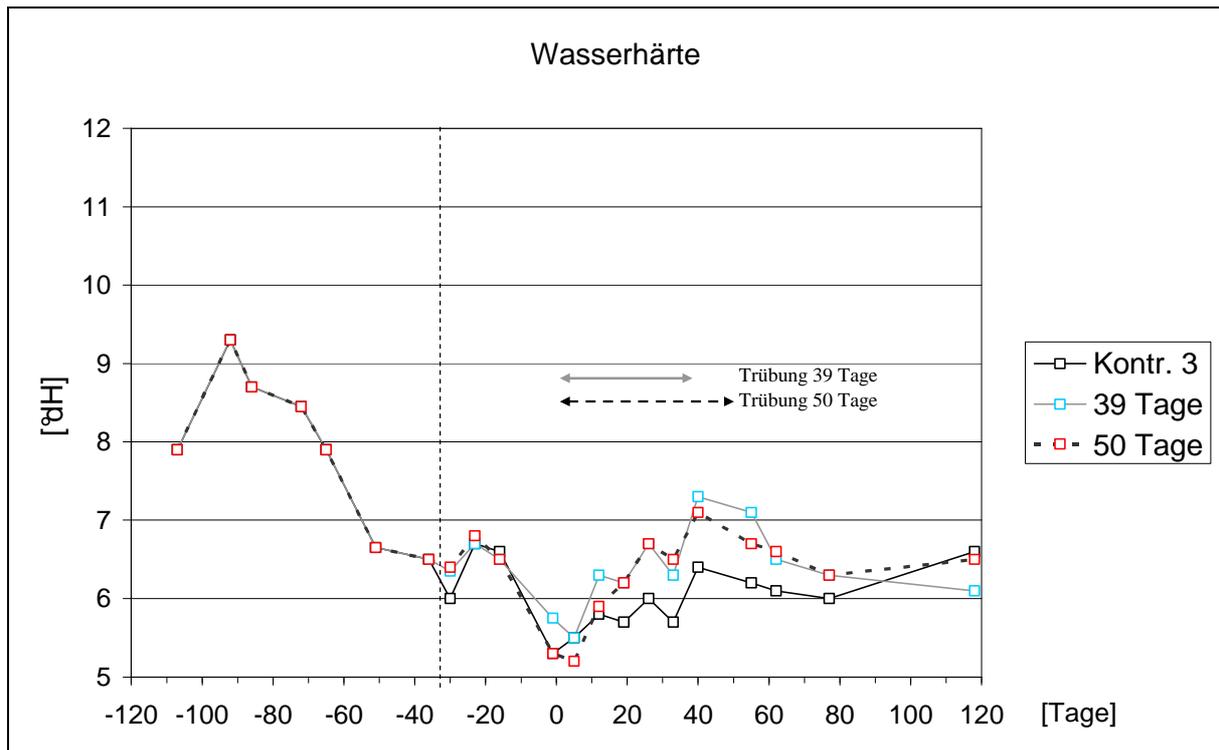


Abb. 21: Wasserhärte im Becken 3 (1996)

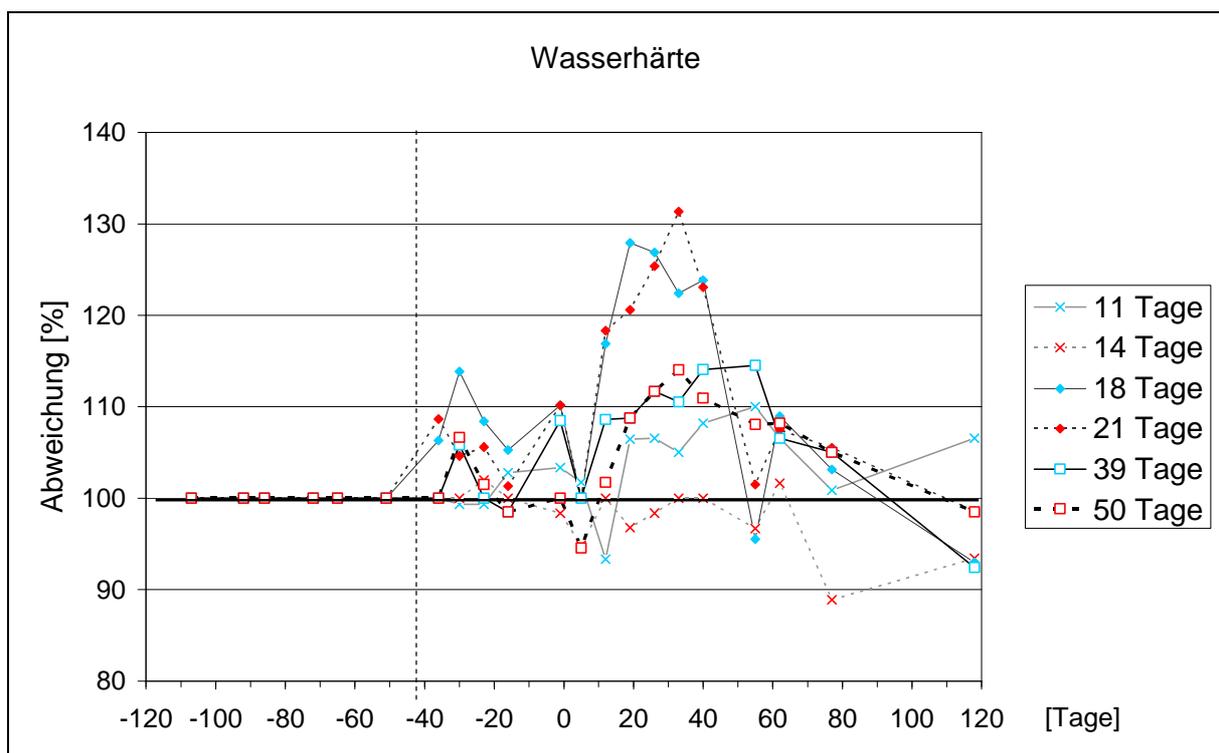


Abb. 22: Abweichung der Wasserhärte von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Die Abweichung von der Kontrolle (Abb. 22) zeigt, dass in allen Kompartimenten die Trübung – am stärksten im Becken 2 – einen nicht signifikanten Anstieg der Wasserhärte hervorruft, der ab Tag 55 wieder abklingt.

3.2.2.2 Alkalinität

Die hohen Werte zu Beginn des Jahres sind wie bei der Wasserhärte auf die noch hohen Nährstoffreserven, die durch das Einrichten der Becken entstanden sind, zurückzuführen. Mit dem Einsetzen der Trübung steigen in allen belasteten Kompartimenten die Werte an. Die Annäherung an die Kontrollwerte findet zeitverzögert zum Ende der jeweiligen Trübungszeit statt (Abb. 23 bis Abb. 25).

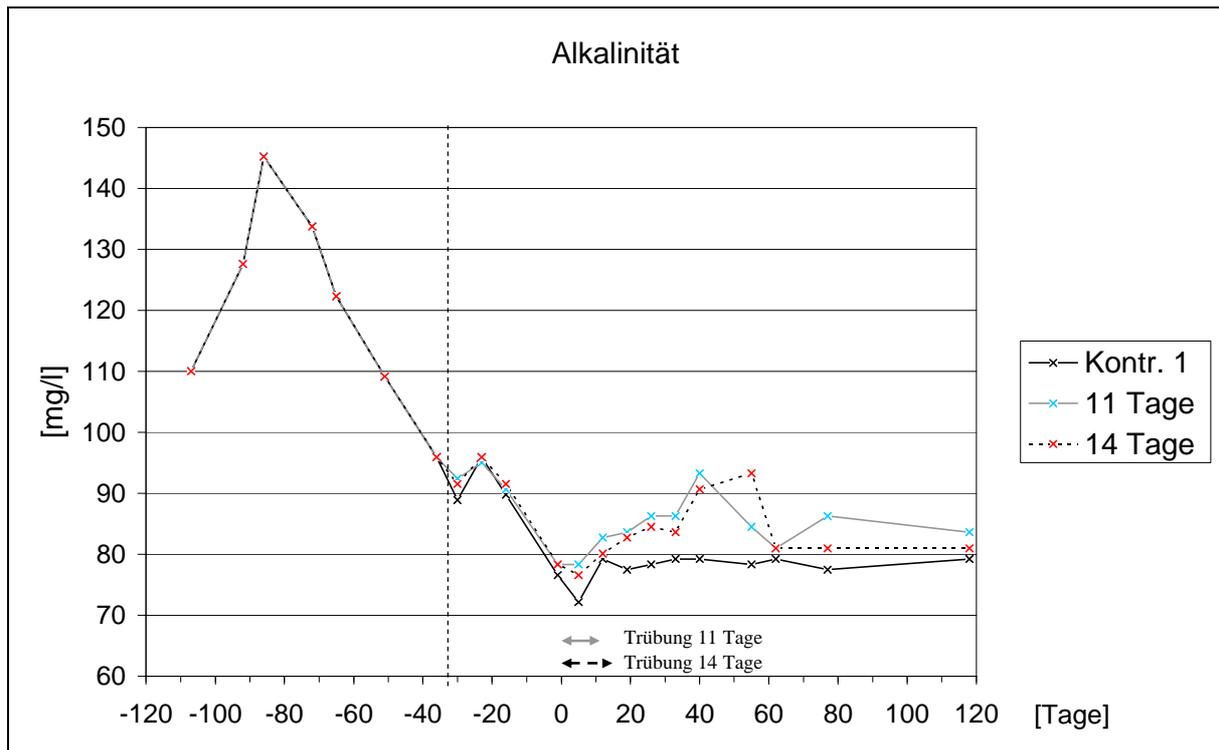


Abb. 23: Alkalinität im Becken 1 (1996)

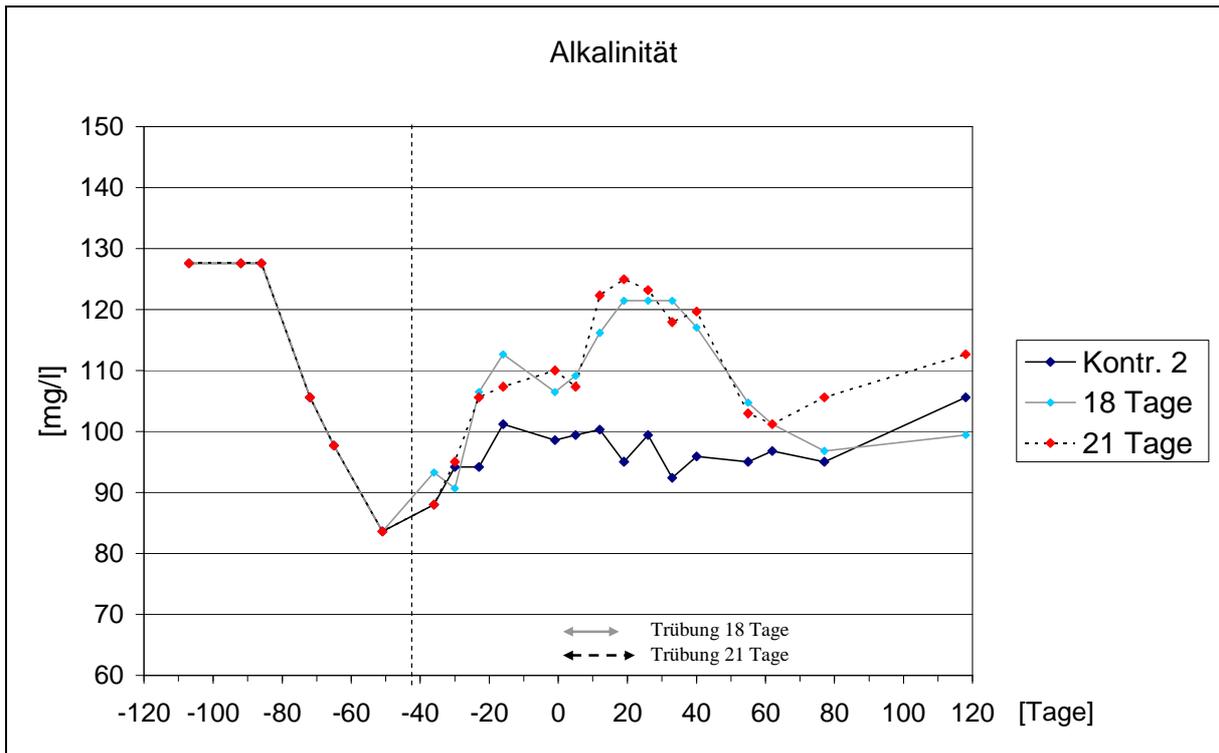


Abb. 24: Alkalinität im Becken 2 (1996)

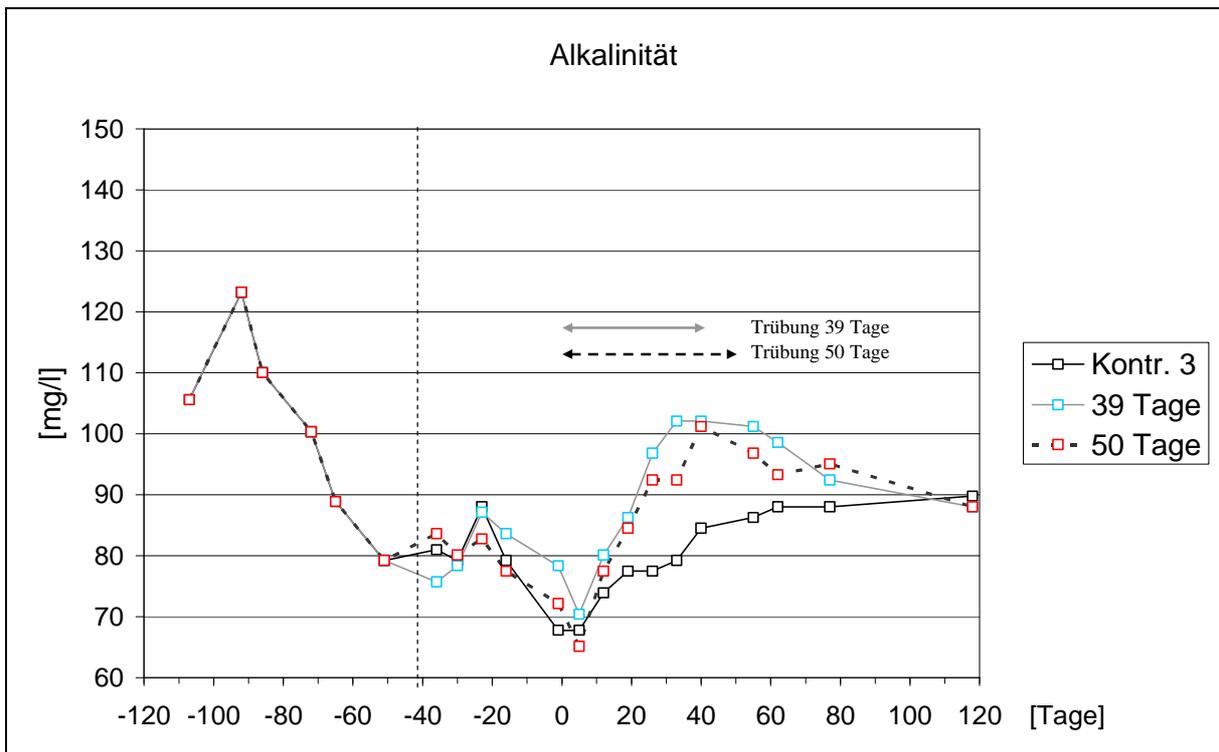


Abb. 25: Alkalinität im Becken 3 (1996)

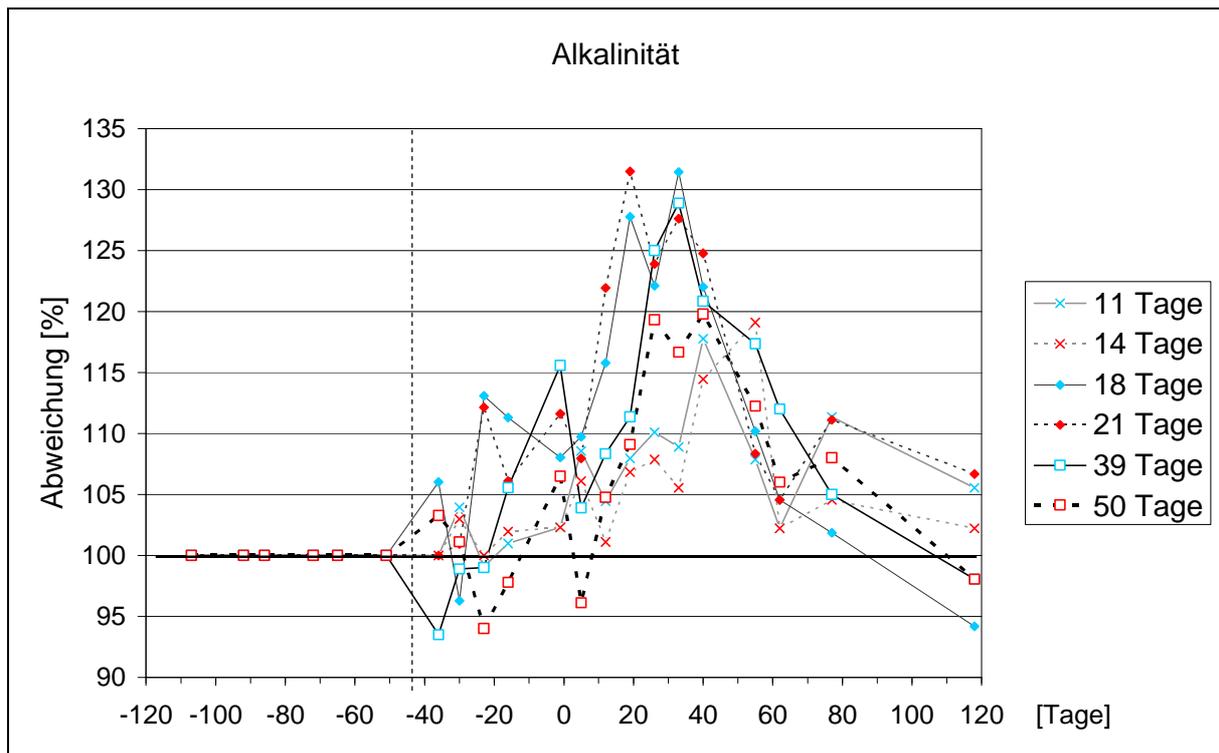


Abb. 26: Abweichung der Alkalinität von der jeweiligen Kontrolle (1996)

In Abb. 26 ist sehr deutlich zu erkennen, dass die Trübung eine tendenzielle Erhöhung der Alkalinität hervorruft, die nach dem Trübungsende abklingt. Die Abweichungen sind nicht signifikant.

3.2.2.3 Natrium

Die Natrium-Werte liegen im Messzeitraum zwischen 10 bis 17 mg/l. Es wurde im zeitlichen Verlauf und in der Abweichung von der Kontrolle kein Einfluss der Trübung auf den Natrium-Gehalt festgestellt, weder signifikant noch tendenziell.

3.2.2.4 Kalium

Die Kalium-Werte bewegen sich im Bereich von 0 - 3 mg/l.

Ein Einfluss der Trübung ist im Becken 1 (Abb. 27) nicht zu erkennen.

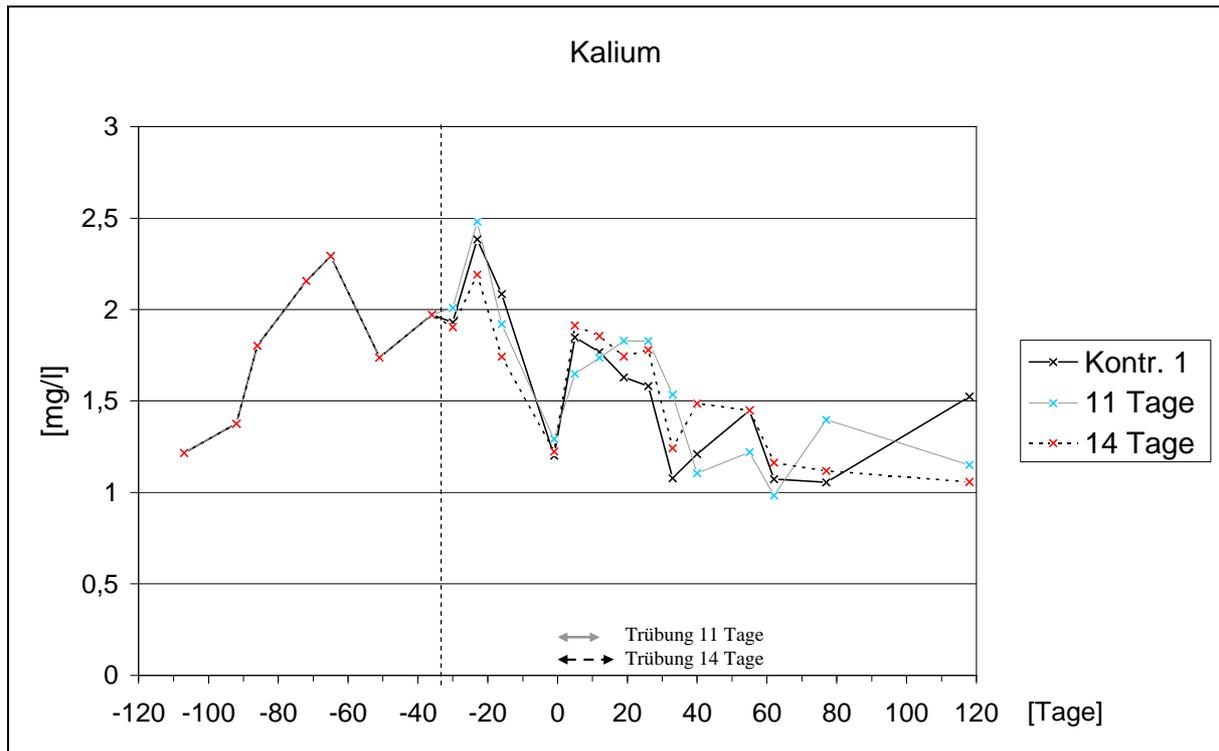


Abb. 27: Kalium im Becken 1 (1996)

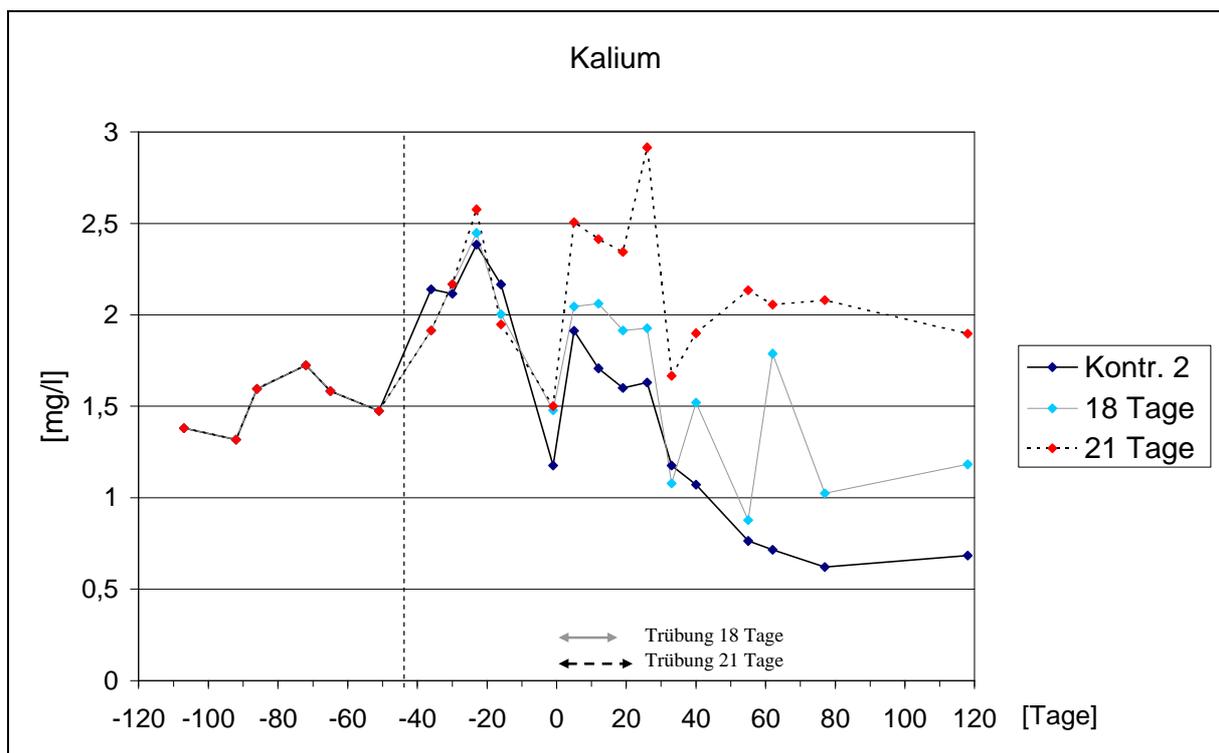


Abb. 28: Kalium im Becken 2 (1996)

Im Becken 2 (Abb. 28) steigen die Werte mit dem Beginn der Trübung im Kompartiment mit der 21-tägigen Trübung stärker als bei der 11-tägigen. Bis zum Jahresende findet keine Annäherung an die Kontrolle statt.

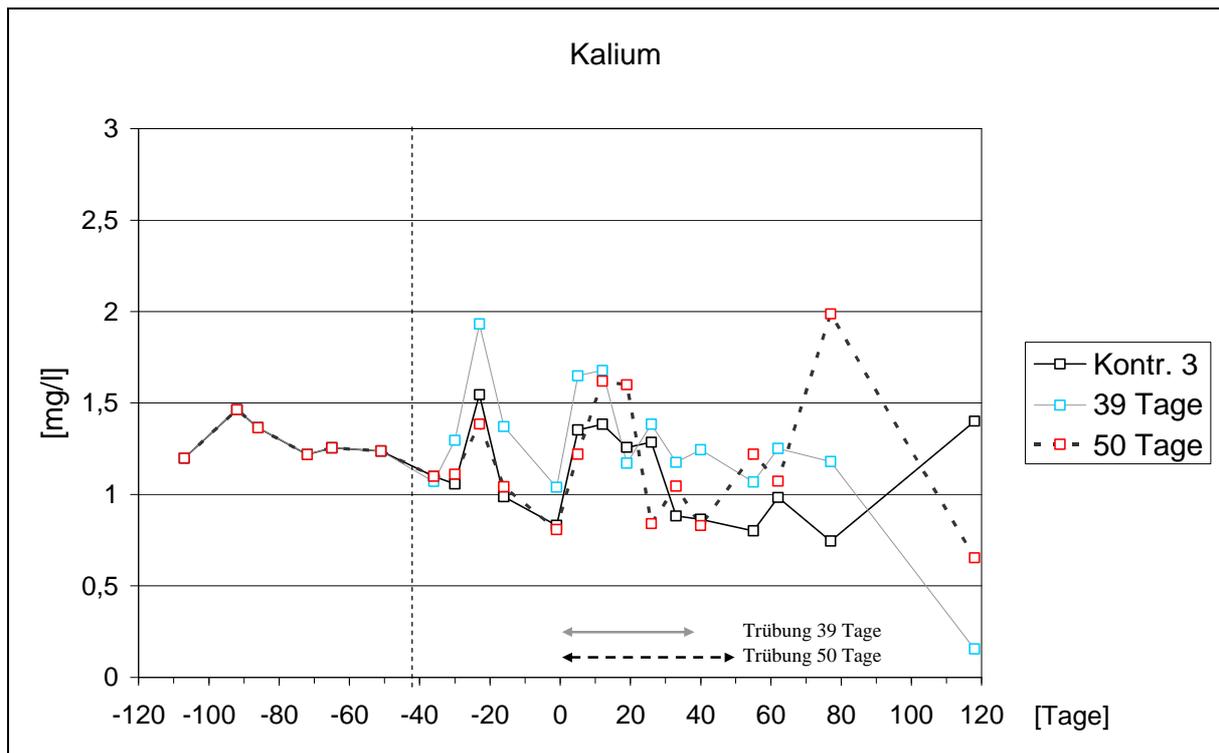


Abb. 29: Kalium im Becken 3 (1996)

Im Becken 3 (Abb. 29) ist trotz des längeren Trübungszeitraumes kein vergleichbarer Anstieg wie im Becken 2 erkennbar. Die Kaliumwerte der eingetrübten Kompartimente liegen nur geringfügig oberhalb der Kontrollwerte.

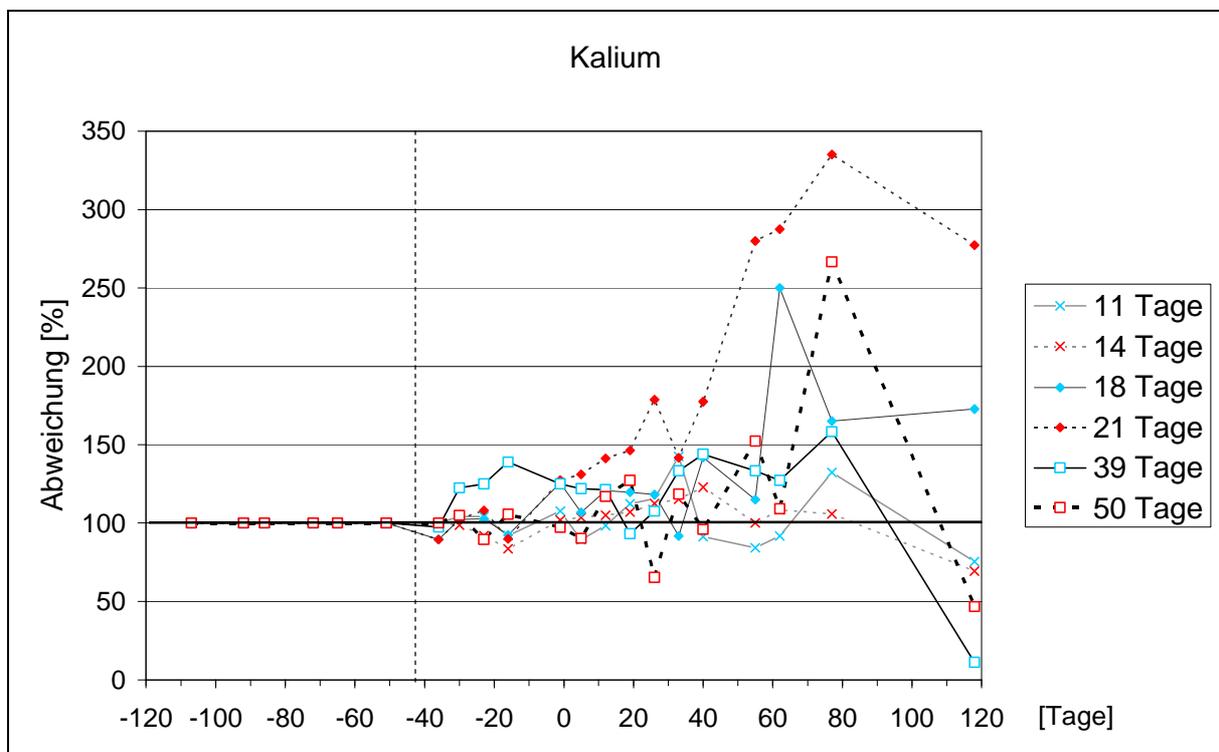


Abb. 30: Abweichung des Kaliumgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Da auf Grund der verwendeten Messmethode die Kaliumwerte nur einen sehr geringen Ausschlag auf der Messskala erzeugten, ist die Fehlerbreite der einzelnen Messwerte größer als bei den gemessenen Natrium- und Calciumwerten. Die sehr hohen prozentualen Abweichungen in Abb. 30 dürfen deshalb nicht überbewertet werden. Im Becken 2 lässt sich eine Erhöhung der Kalium-Werte durch die Trübung vermuten. Die anderen Werte liegen in etwa im Bereich naturbedingter Veränderungen und in der Genauigkeit der Messmethode.

3.2.2.5 Gesamtphosphat

Die Gesamtphosphat-Werte liegen im Bereich von 10 - 60 μg Phosphat/l. In allen Trübungskompartimenten ist nur der erste Messwert nach dem Beginn der Eintrübung stark erhöht. Danach fallen die Werte wieder in den Bereich der Kontrollwerte ab. Ausnahme ist das Kompartiment mit der 50-tägigen Trübung im Becken 3, das sich erst zum Ende der Messzeit an die Kontrolle annähert (Abb. 31 bis Abb. 33).

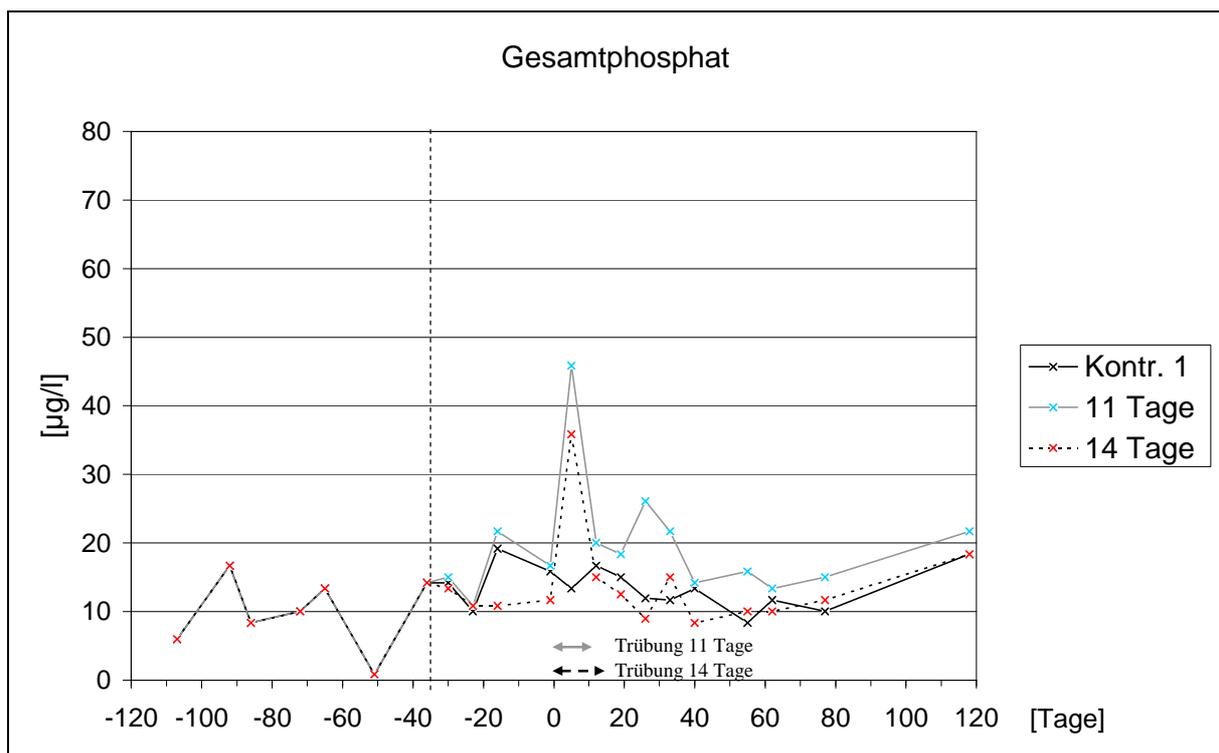


Abb. 31: Gesamtphosphat im Becken 1 (1996)

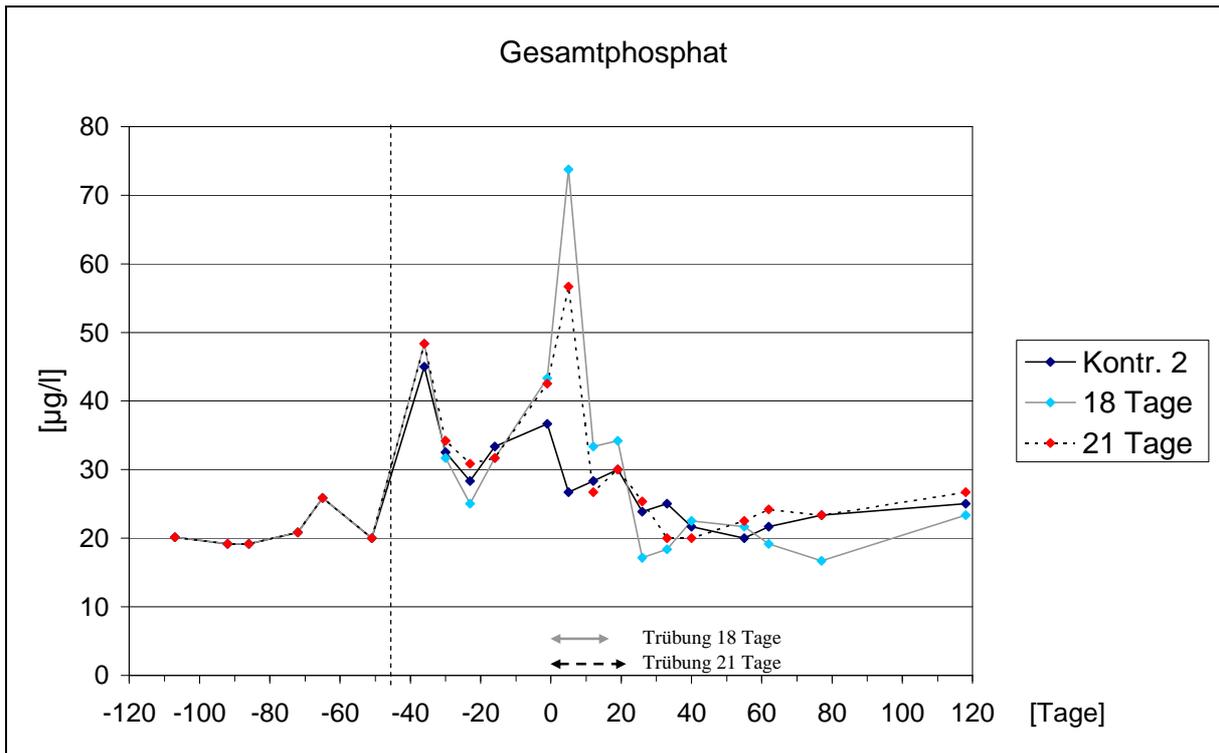


Abb. 32: Gesamtphosphat im Becken 2 (1996)

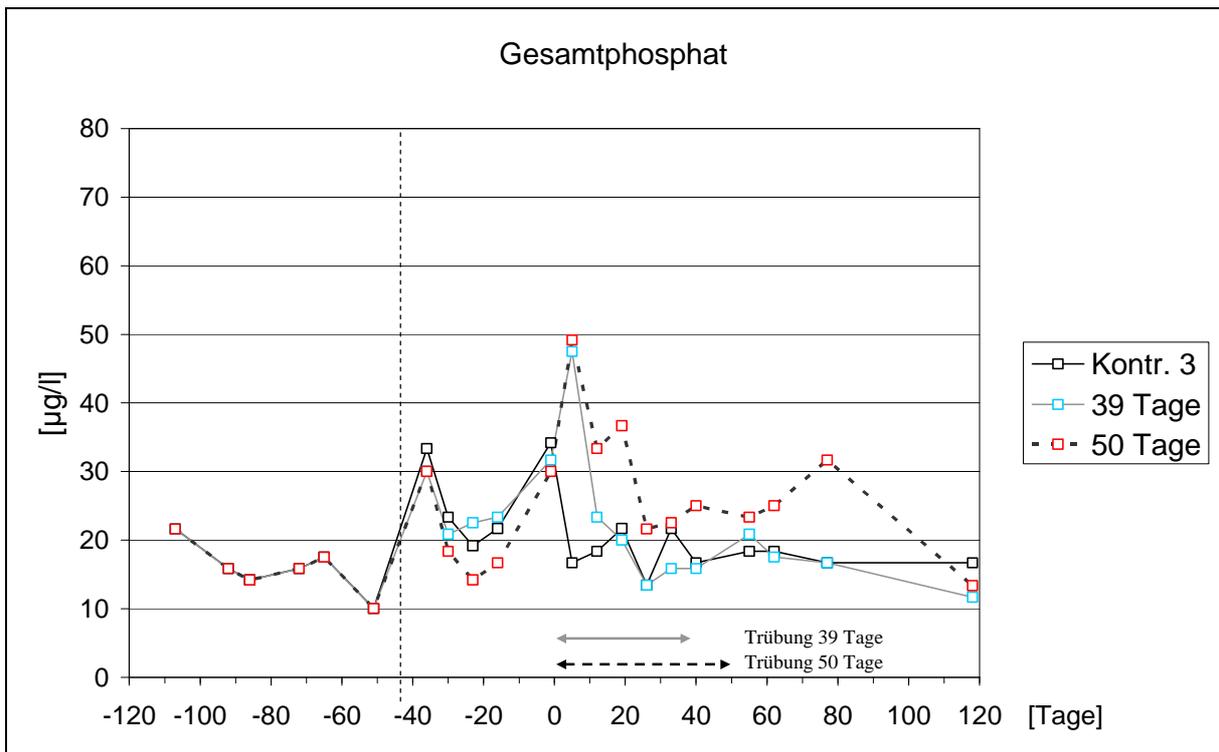


Abb. 33: Gesamtphosphat im Becken 3 (1996)

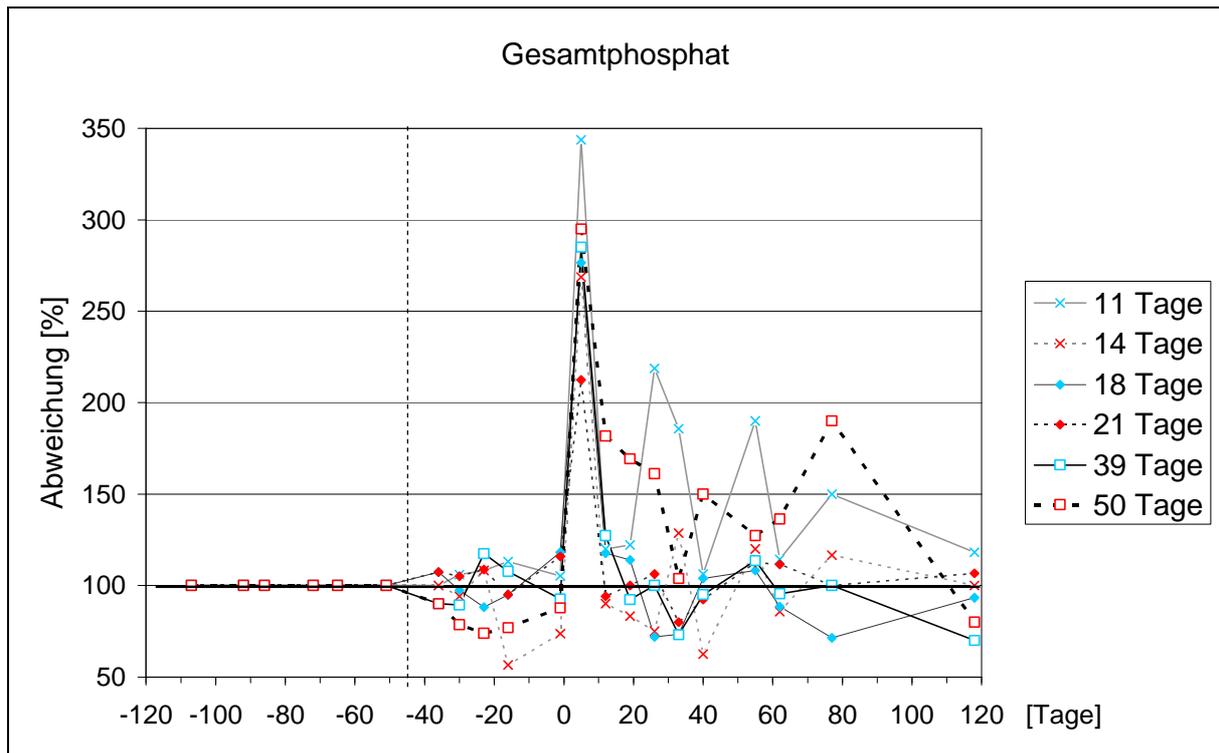


Abb. 34: Abweichung des Gesamtphosphats von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Aus Abb. 34 ist erkennbar, dass die einsetzende Trübung eine kurze signifikante Störung des Systems hervorruft, die schnell wieder abklingt. Ausnahmen bilden hier die Kompartimente mit der kürzesten und der längsten Trübungszeit. Die Abweichungen sind für alle Trübungszeiten signifikant.

3.2.2.6 Gelöstphosphat

Die gemessenen Gelöstphosphat-Werte liegen – bis auf zwei Ausnahmen (6 - 8 $\mu\text{g/l}$) am letzten Messtag (Tag 118) – unterhalb der Bestimmungsgrenze, die durch die verwendete Methode bei 5 $\mu\text{g/l}$ liegt. Etwa die Hälfte der Messwerte liegt unterhalb der Nachweisgrenze (1 $\mu\text{g/l}$). Deshalb können keine aussagefähigen Kurven erstellt werden.

Sollte frei verfügbares Phosphat aufgetreten sein, so ist es sofort in den Kreislauf aufgenommen worden.

3.2.2.7 Silikat

Die Silikatkonzentrationen bewegen sich bis zur Kompartimentierung in allen Becken im gleichen Bereich. Erst mit der Kompartimentierung steigen in Becken 2 und 3 die Konzentrationen stark an. Die Entwicklung der Kontrollen ist in allen Becken sehr unterschiedlich.

Im Becken 1 steigt ab Tag 10 der Silikatgehalt der Kontrolle an, während die eingetrübten Kompartimente fast konstante Silikatkonzentrationen aufweisen. Zum Jahresende (Tag 118) findet die Annäherung der Kontrolle an die getrübbten Kompartimente statt (Abb. 35).

Im Becken 2 (Abb. 36) steigen die Werte mit Beginn der Trübung im Vergleich zur Kontrolle deutlich an. Im Kompartiment mit der kürzeren Trübungszeit (18 Tage) findet die Annäherung an die Kontrolle bereits ab Tag 40 statt, bei der 21-tägigen Trübung erst zum Jahresende am Tag 118.

Im Becken 3 (doppelter Maßstab) liegen die Werte der Kontrolle deutlich oberhalb der Werte der getrübbten Kompartimente. Diese fallen mit Beginn der Trübung stark ab und steigen nicht wieder an. Zum Jahresende sinkt die Kontrolle wieder auf den Frühjahrswert ab (Abb. 37).

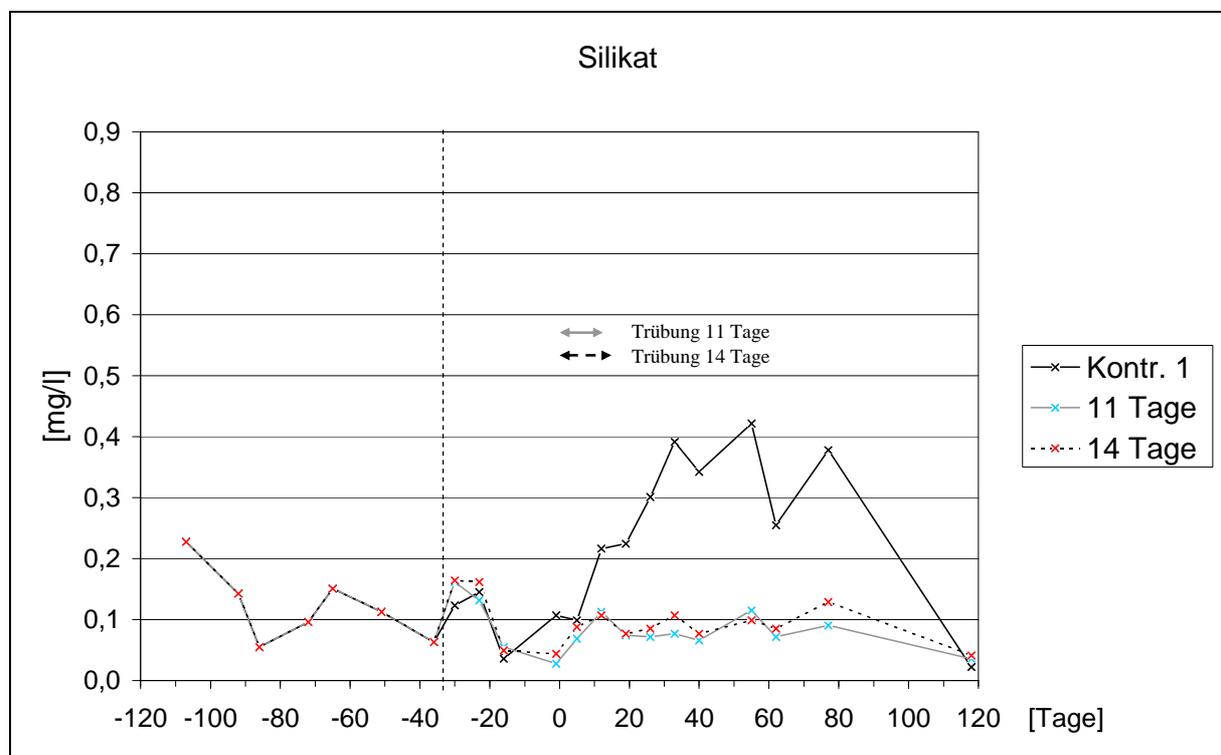


Abb. 35: Silikat im Becken 1 (1996)

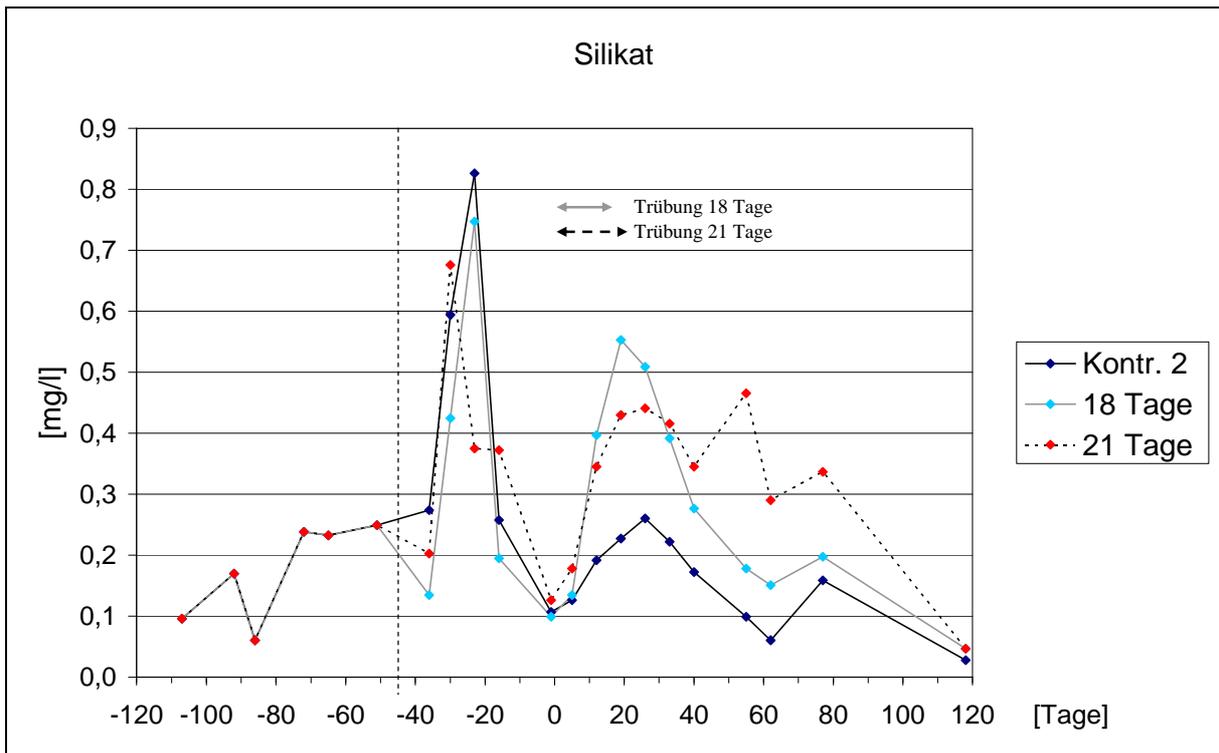


Abb. 36: Silikat im Becken 2 (1996)

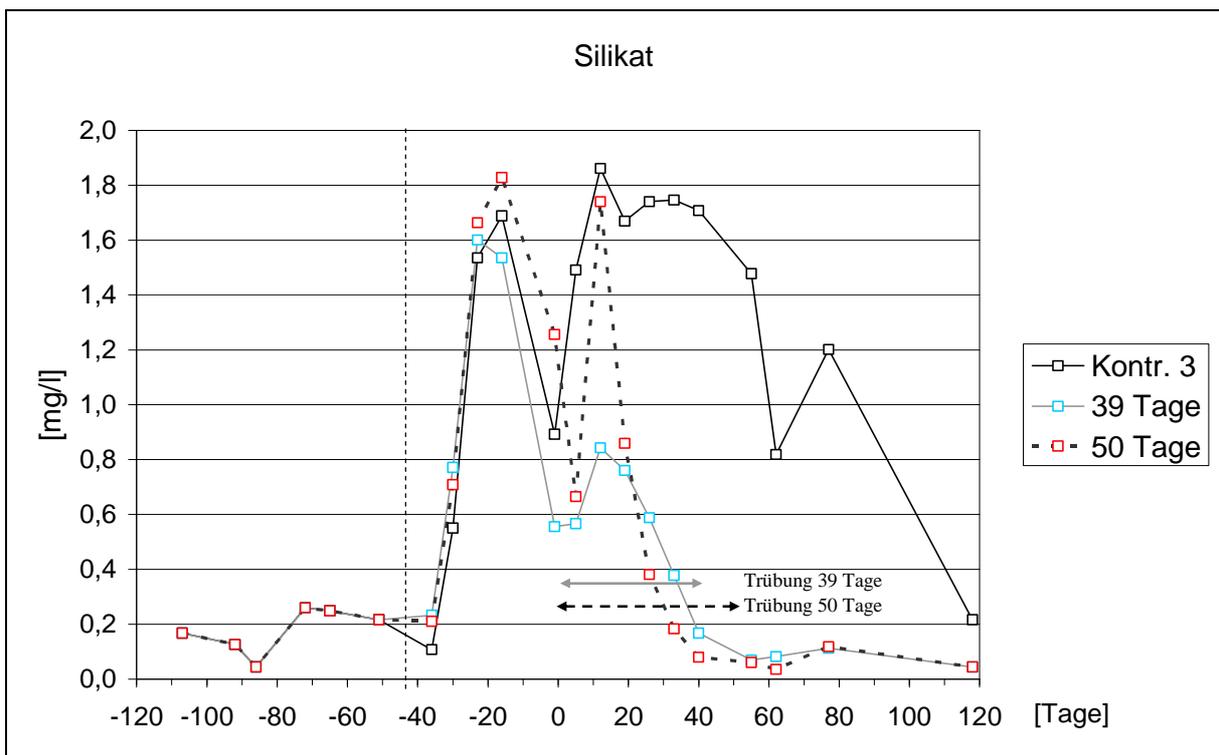


Abb. 37: Silikat im Becken 3 (1996)

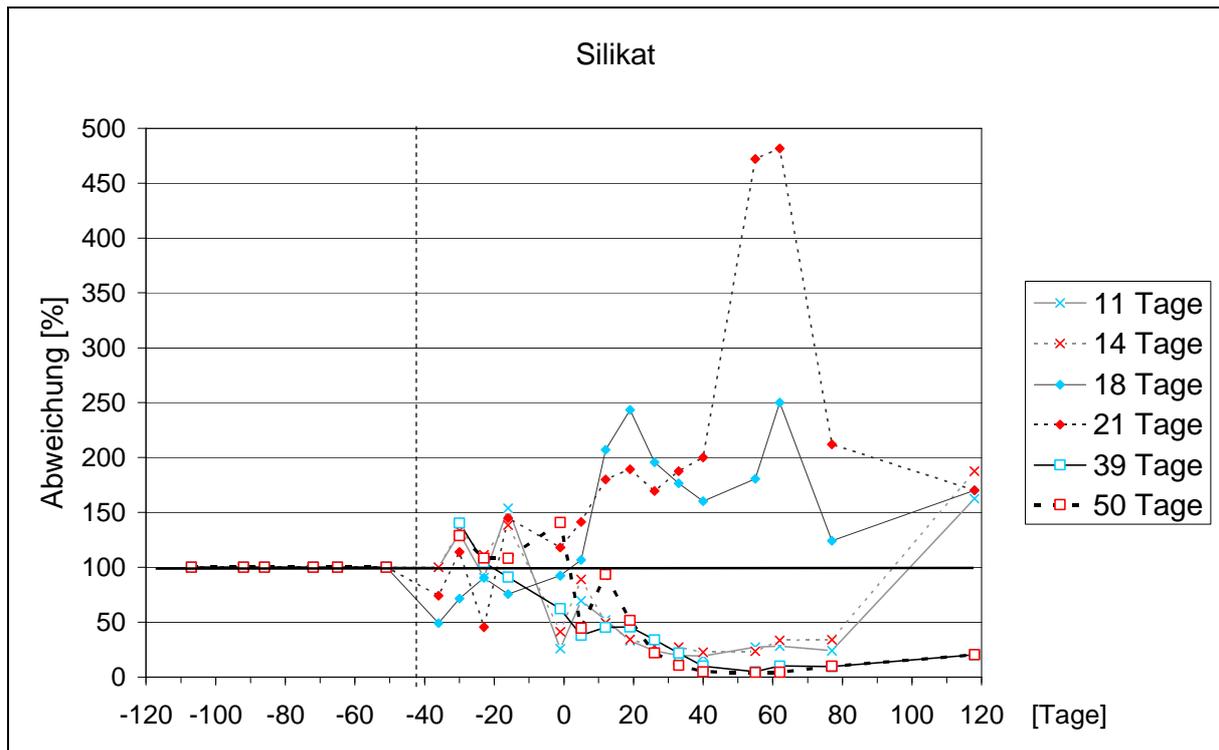


Abb. 38: Abweichung des Silikatgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Abb. 38 zeigt, dass für alle Trübungszeiten signifikante Abweichungen vorliegen. Allerdings sind die Abweichungen sowohl positiv als auch negativ. Grund dafür sind die sehr unterschiedlichen Entwicklungen der Kontrollen.

3.2.2.8 Ammonium

Die Ammonium-Werte sind starken Schwankungen unterworfen. Da die Messmethode erst im 2. Untersuchungsjahr einsatzbereit war, wurden die Wasserproben eingefroren und im folgenden Jahr gemessen. Vermutlich ist ein Teil der Schwankungen auf das spätere Messen zurückzuführen. Die Werte der Kontrollen und der eingetrübten Kompartimente unterliegen starken Schwankungen, wobei alle Werte umeinander pendeln und keine Abweichung der belasteten Kompartimente von den Kontrollen zu erkennen ist (Abb. 39 bis Abb. 41).

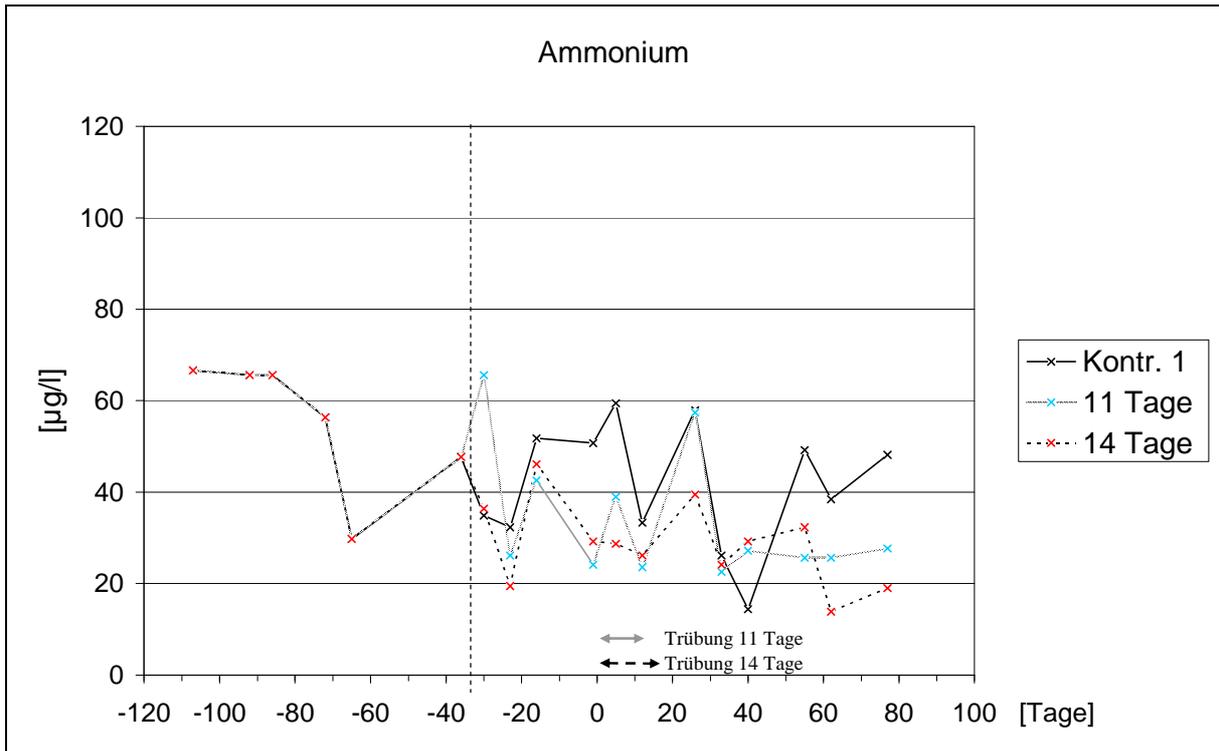


Abb. 39: Ammonium im Becken 1 (1996)

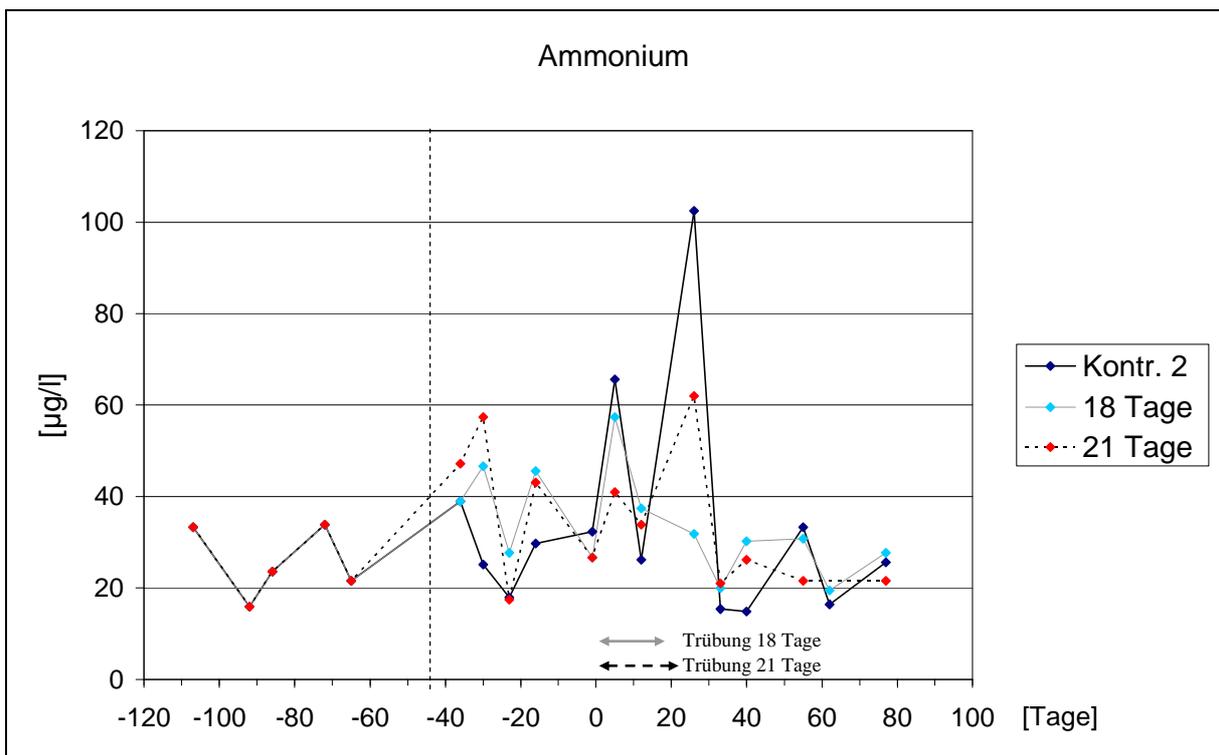


Abb. 40: Ammonium im Becken 2 (1996)

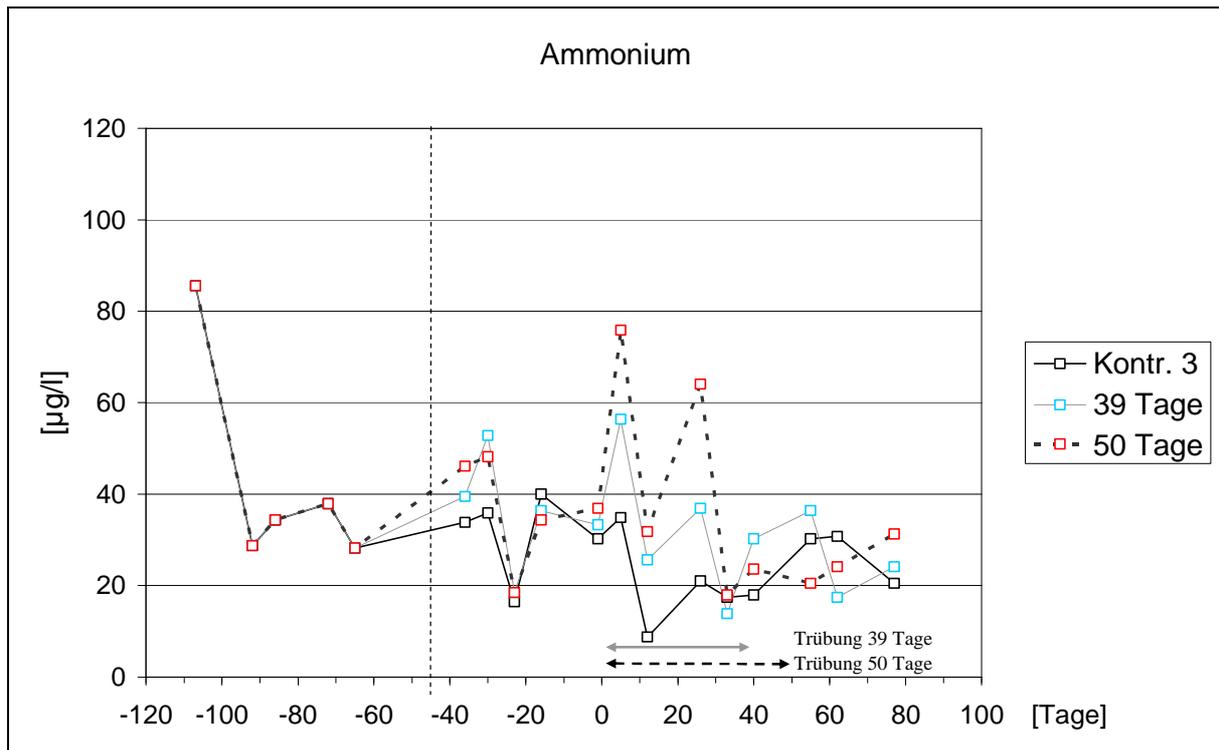


Abb. 41: Ammonium im Becken 3 (1996)

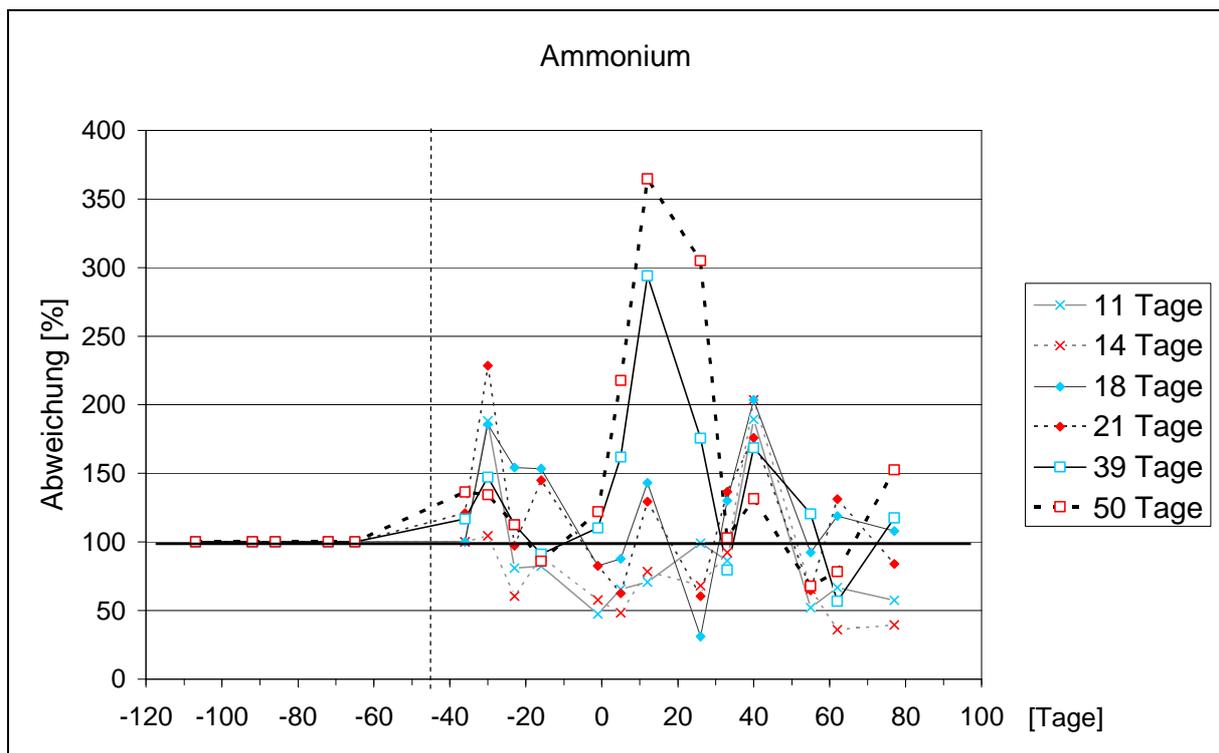


Abb. 42: Abweichung des Ammoniumgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Bei den Abweichungen von der Kontrolle ist ein Anstieg der Ammoniumkonzentration mit dem Einsatz der Trübung festzustellen, der mit Ende der Trübung wieder zurückgeht. Dies ist besonders bei den längsten Eintrübungszeiten im Becken 3 zu beobachten (Abb. 42).

3.2.2.9 Nitrat

Ab Tag -30 liegen die Nitratkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l. Die Trübung verursacht keine messbaren Veränderungen.

Die statistische Auswertung der chemischen Parameter mittels PRC ergab für keinen chemischen Parameter eine annähernd signifikante Abweichung von den Kontrollen.

3.2.3 Biologische Parameter

3.2.3.1 Chlorophyll a

Die Chlorophyll a-Konzentrationen zeigen im Frühjahr eine erste Spitze in allen Becken zum Teil vor der Kompartimentierung (Abb. 43 bis Abb. 45). Während der Trübungszeit pendeln die Chlorophyll a-Werte um die Kontrollwerte. Mit dem Ende der Eintrübung setzt in den belasteten Kompartimenten der Becken 1 und 3 (Abb. 43 und Abb. 45) ein starkes Algenwachstum ein, das im Becken 3 am Tag 77 wieder zurückgeht.

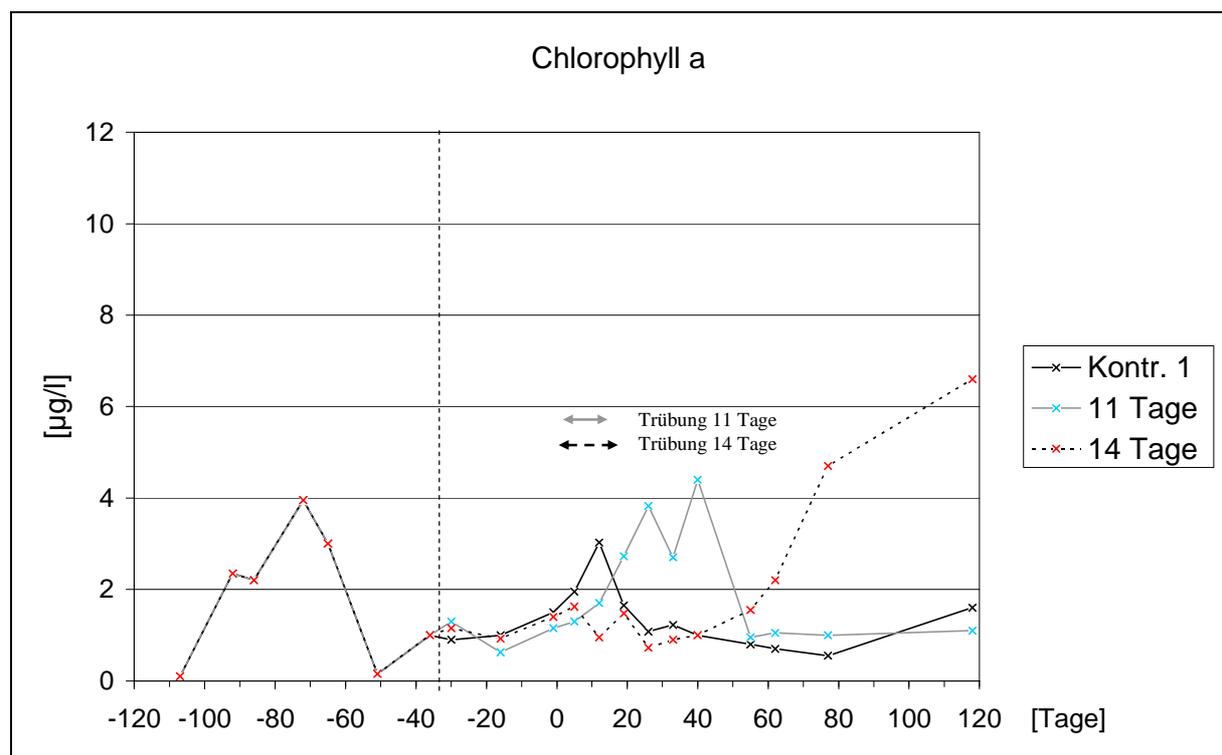


Abb. 43: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 1 (1996)

Im Becken 1 im Kompartiment mit der 11-tägigen Trübung findet die Angleichung an die Kontrolle am Tag 55 statt. Nach der 14-tägigen Trübung hingegen setzt der Anstieg der Chlorophyll a-Werte erst 2 Wochen nach dem Ende der Trübungszeit ein und steigt bis zum Jahresende stetig an. Im Becken 2 ist kein Trübungseinfluss zu erkennen (Abb. 44).

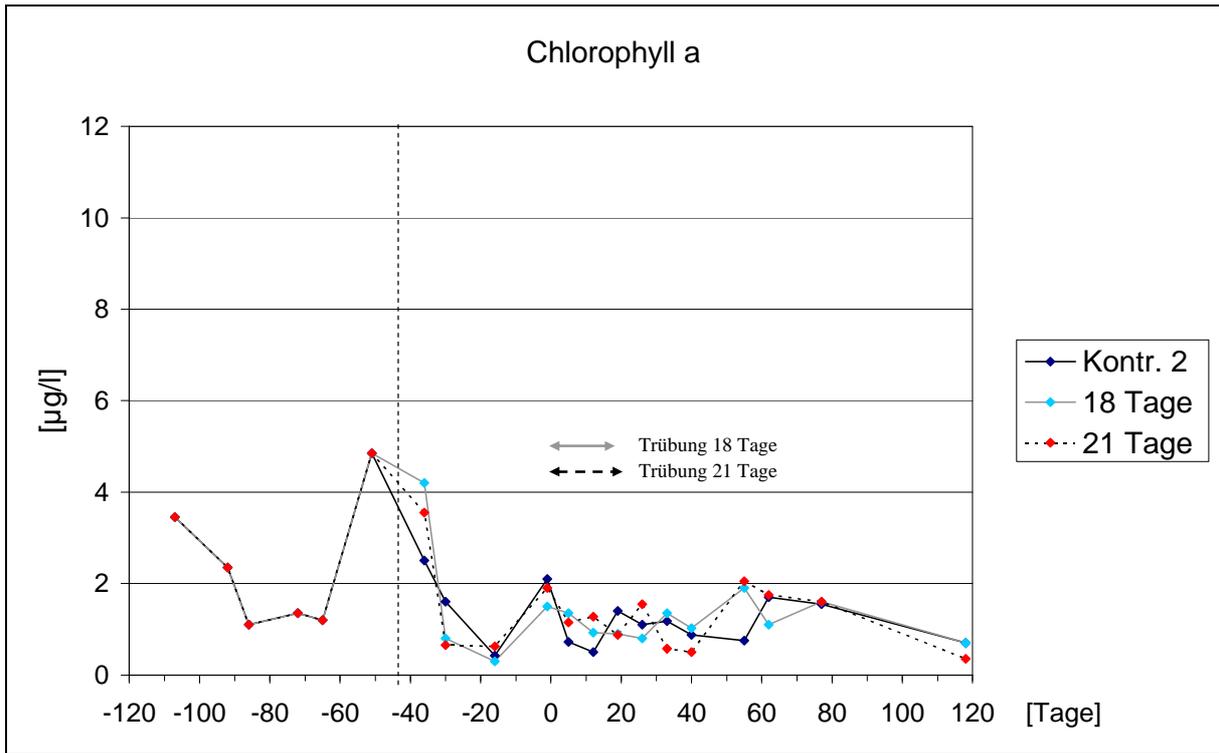


Abb. 44: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 2 (1996)

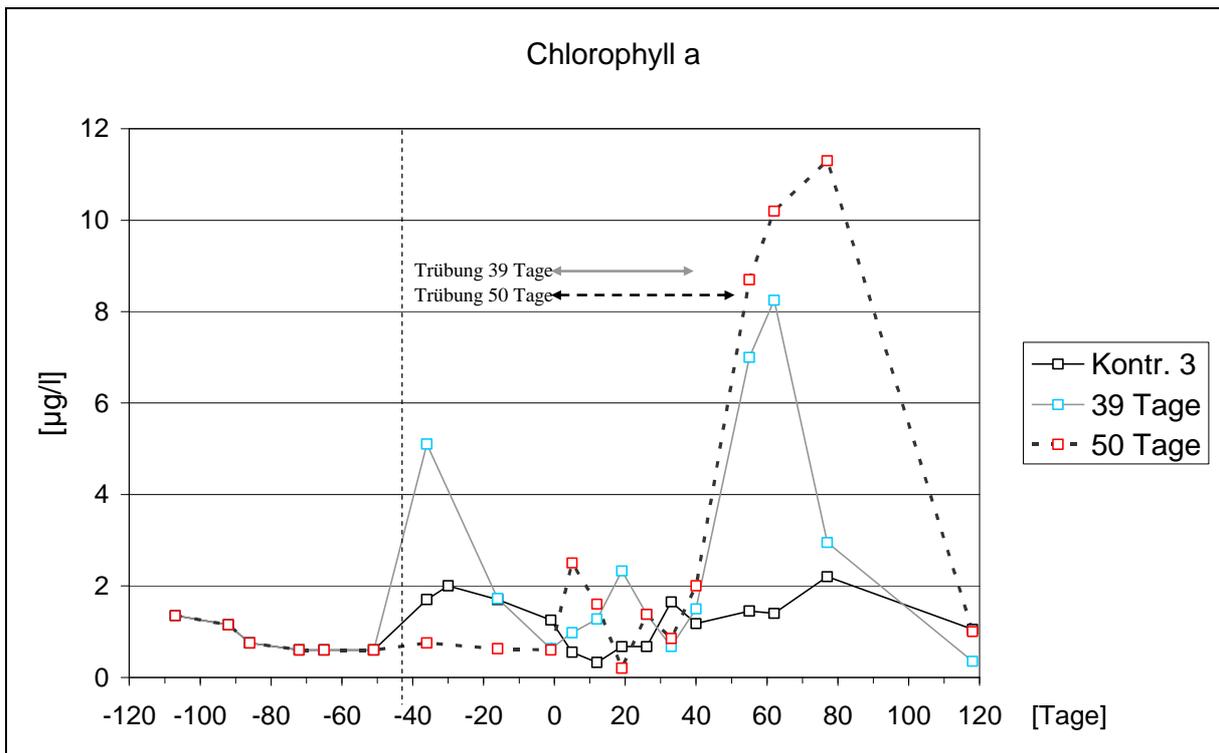


Abb. 45: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 3 (1996)

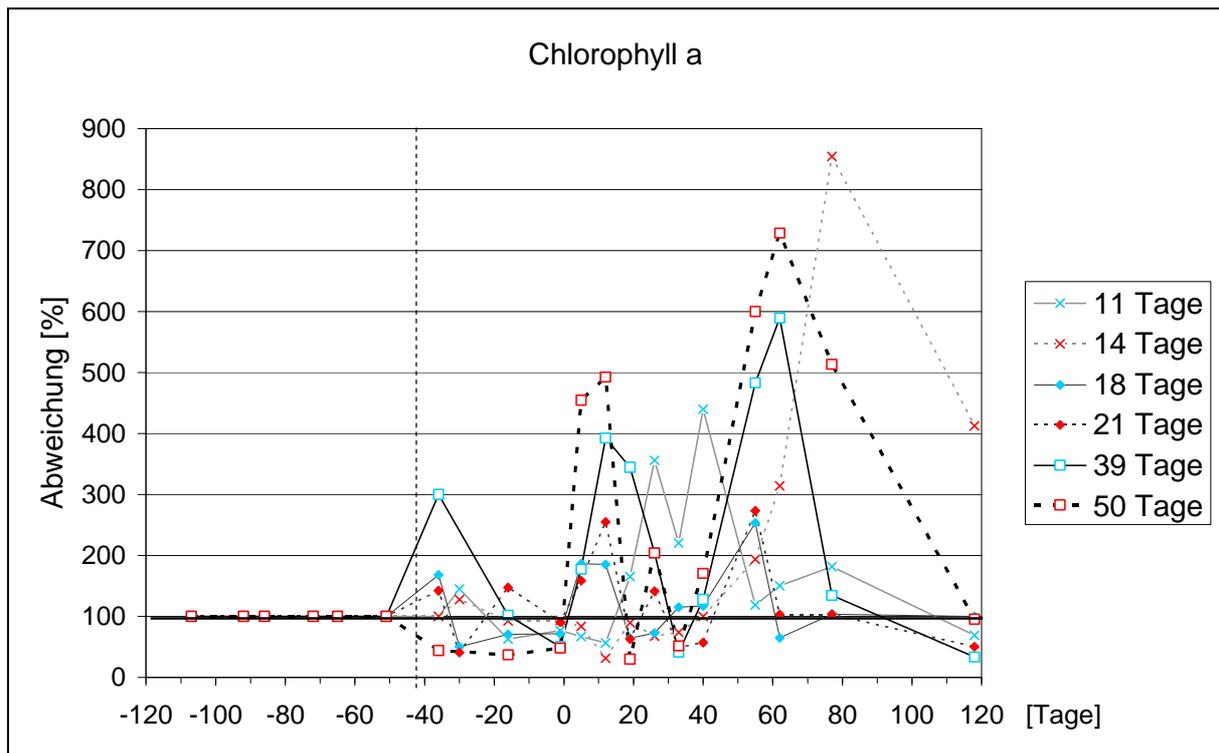


Abb. 46: Abweichung des Chlorophyll a-Gehalts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Die Abweichung von der Kontrolle zeigt stark signifikante Unterschiede in allen Trübungs-kompartimenten. Allerdings liegt die Schwankungsbreite vor dem Beginn der Eintrübung auch schon bei knapp -50 % bis +300 %.

3.2.3.2 Phytoplankton

In den Mesokosmen wurden Vertreter aus 8 Phytoplanktonklassen gefunden. In der am stärksten vertretenen Klasse der Chlorophyceae konnten 26 Taxa bestimmt werden. Die zweitstärkste Klasse mit 4 bestimmten Taxa sind die Cryptophyceae, gefolgt von den Chryso-phyceae (5 Taxa). Cyanophyceae (2 Taxa), Bacillariophyceae (1 Taxon), Dinophyceae (3 Taxa), Xanthophyceae (1 Taxon) spielen zahlenmäßig nur eine untergeordnete Rolle. Bei den Haptophyceae (1 Taxon) kann in den Becken 1 und 3 ein Wachstum zum Ende der Vegetationsperiode beobachtet werden. Die einzelnen Vertreter sind in Tab. 3 aufgeführt.

Tab. 3: Liste der gefundenen Phytoplanktontaxa (1996)
(Die Taxa mit den größten Abundanzen sind fett hervorgehoben)

Klasse	Ordnung	Familie	Taxon		
Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	<i>Carteria</i> spec.		
			<i>Chlamydomonas</i> spec.		
			<i>Polytoma</i> spec.		
	Chlorococcales	Chlorellaceae	<i>Chlamydonephris</i> spec.		
			<i>Monoraphidium</i> spec.		
			<i>Choriocystis minor</i>		
			<i>Tetraedron minimum</i>		
			<i>Tetraedron triangulare</i>		
			<i>Golenkinia radiata</i>		
			<i>Pediastrum boryanum</i>		
			<i>Pediastrum minor</i>		
			<i>Ankistrodesmus spiralis</i>		
			<i>Quadrigula</i> spec.		
			<i>Kirchneriella</i> spec.		
			<i>Lagerheimia subsalsa</i>		
			<i>Oocystis</i> spec.		
			<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		
			<i>Gloeocystis nägeli</i>		
			<i>Coenocystis</i> spec.		
Desmidiales	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i> ssp.			
		<i>Closterium</i> spec.			
		<i>Cosmarium</i> ssp.			
Tetrasporales	Tetrasporaceae	<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>			
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Volvox</i> spec.	
<i>Pandorina</i> spec.					
<i>Gonium soziale</i>					
Chrysophyceae	Chromulinales			Chromulinaceae	<i>Chromulina minuta</i>
					Monosigales
		Ochromonadales	Ochromonadaceae		
<i>Ochromonas</i> spec.					
<i>Mallomonas</i> spec.					
Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas marsonii</i>		
			<i>Cryptomonas erosa</i>		
			<i>Rhodomonas minuta</i>		
Cyanophyceae	Chroococcales	Merismopediaceae	<i>Katablepharis ovalis</i>		
			<i>Gomphosphaeria lacustris</i>		
Bacillariophyceae	Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena</i> spec.		
			Dinophyceae	Peridinales	Fragilariaceae
Ceratiaceae	<i>Ceratium</i> spec.				
	Glenodiniaceae	<i>Glenodinium</i> spec.			
Haptophyceae	Prymnesiales	Prymnesiaceae	<i>Peridinium</i> spec.		
			<i>Chrysochromulina parva</i>		
Xanthophyceae	Mischococcales	Characiopsicaceae	<i>Characinopsis</i> spec.		

Die Entwicklung des Gesamtphytoplanktons verläuft im Becken 2 in allen drei Kompartimenten nahezu parallel (Abb. 48). Dies war nach den Ergebnissen der gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen (siehe Abb. 44) zu erwarten.

Im Becken 1 (Abb. 47) sind die Abweichungen etwas stärker. Sie entsprechen den Tendenzen aus Abb. 43, zunächst der Anstieg im Kompartiment mit der 11-tägigen Trübung, während im Kompartiment mit der 14-tägigen Trübung die Werte fallen. Gegen Ende der Vegetationsperiode kann der Anstieg bei der 14-tägigen Trübung und das Abklingen bei der 11-tägigen Trübung beobachtet werden.

In Abb. 50 ist keine Abweichung außerhalb der 50 %-Grenze zu erkennen.

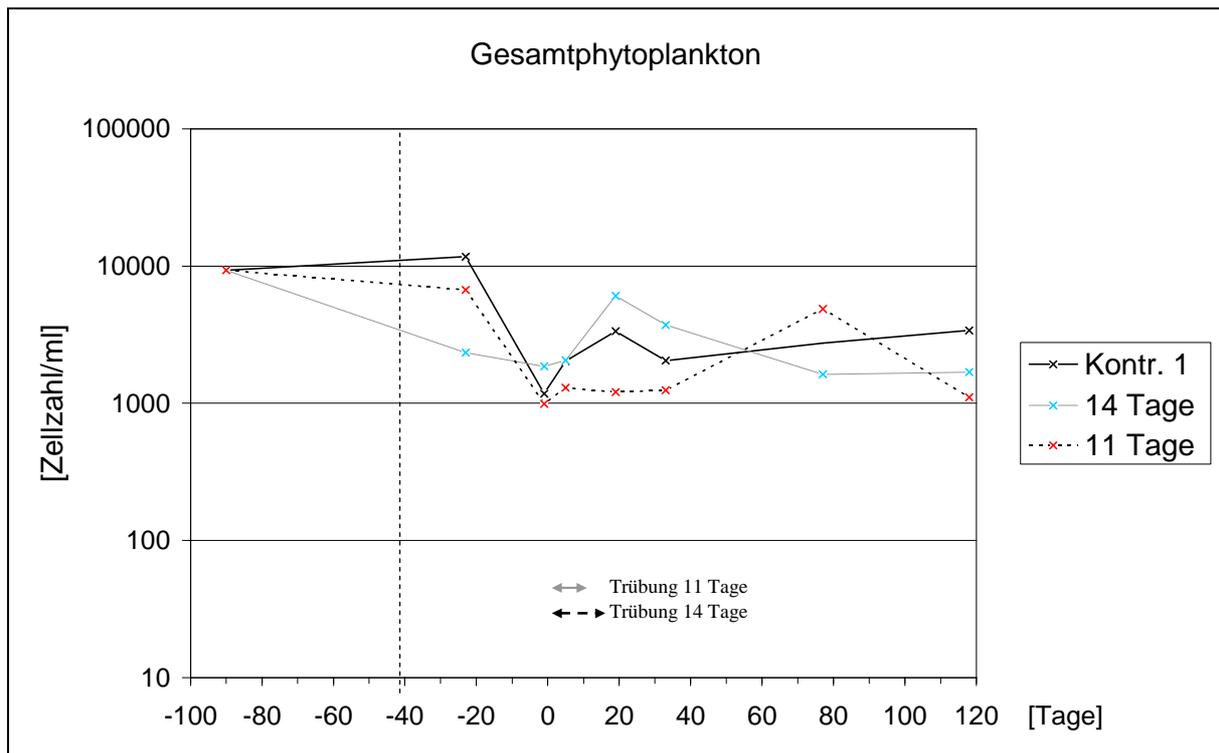


Abb. 47: Entwicklung des Gesamtphytoplanktons im Becken 1 (1996)

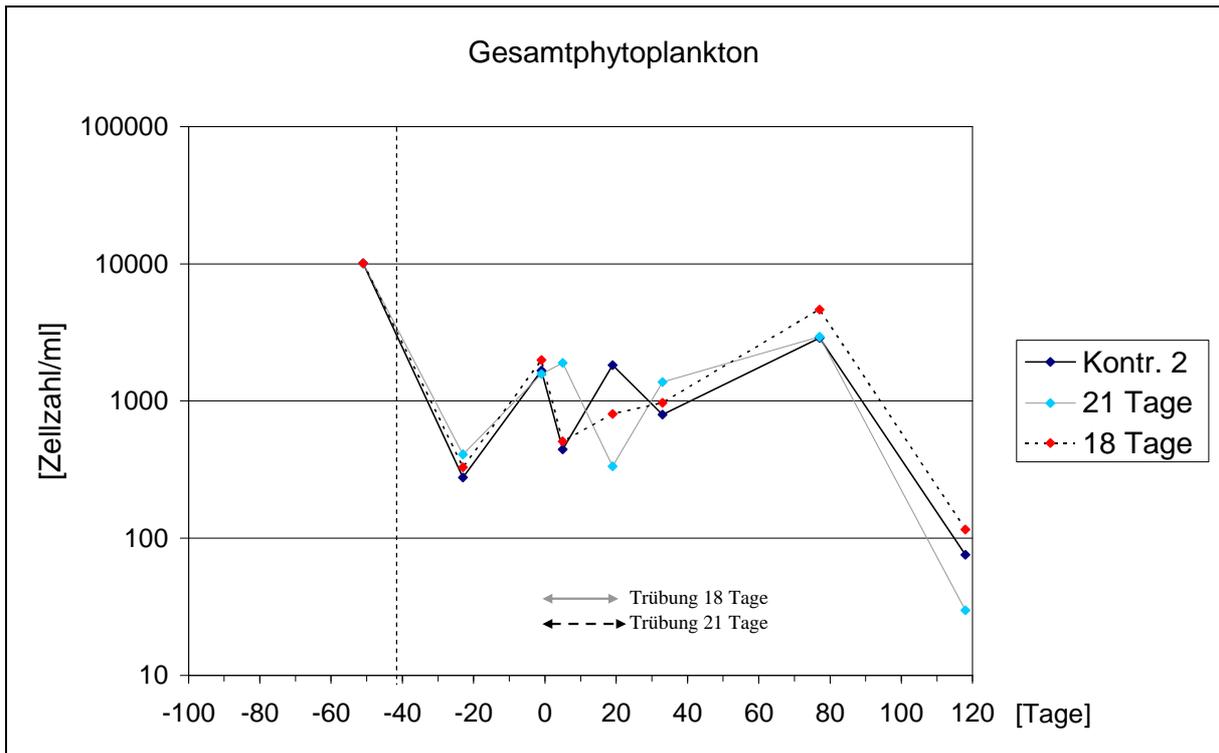


Abb. 48: Entwicklung des Gesamtphytoplanktons im Becken 2 (1996)

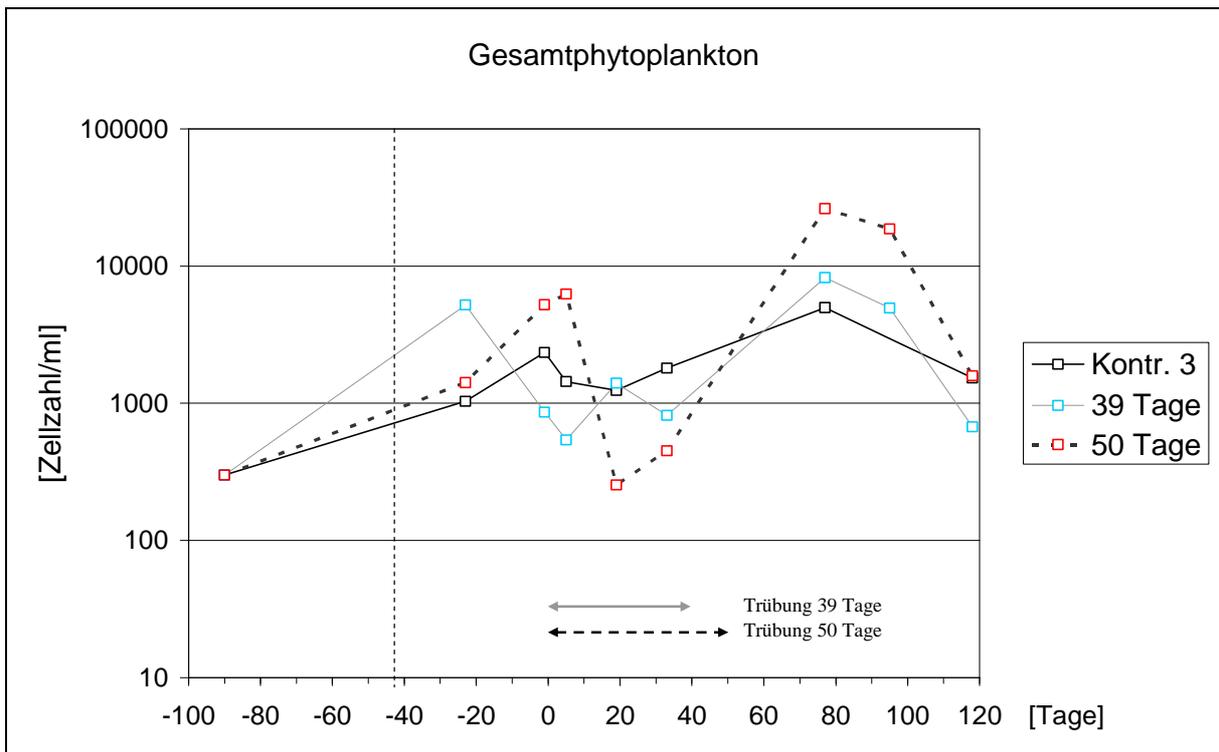


Abb. 49: Entwicklung der Gesamtphytoplanktons im Becken 3 (1996)

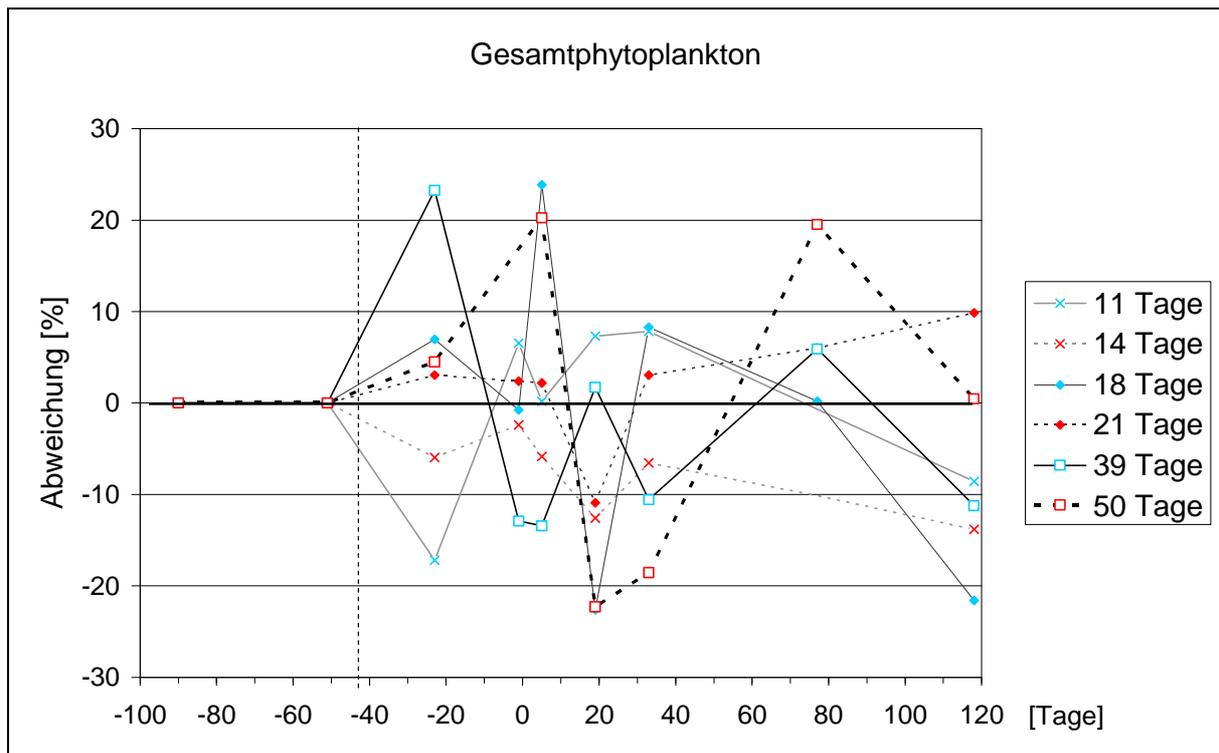


Abb. 50: Abweichung des Gesamtphytoplanktongehalts von der jeweiligen Kontrolle (1996)

Betrachtet man die prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen (Abb. 51), so haben die Chlorophyceae, Cryptophyceae und Chrysophyceae die größten Abundanzen. Bei den Chrysophyceae und den Haptophyceae kann ab Tag 55 ein Wachstum festgestellt werden.

Die Zellzahlen der Bacillariophyceae erreichen im Becken 1 maximal 150 Zellen/ml, im Becken 2 bewegen sich die Zahlen unter 10 Zellen/ml. Im Becken 3 sind im Schnitt 10 - 50 Zellen/ml zu finden mit einer Ausnahme von 130 Zellen/ml. Zwei vereinzelte Spitzen von Cyanophyceae konnten in der Kontrolle 2 mit ca. 100 Zellen/ml gefunden werden. Sonst war die Zahl der Blaualgen nahezu null. Die Klasse der Dinophyceae kann während des Untersuchungszeitraums 1996 keine Zahlen größer als 150 vorweisen. Nur vereinzelt wurde *Characynopsis spec.* als einziger Vertreter der Xanthophyceae gefunden. Diesen vier Klassen wird keine weitere Bedeutung zugemessen.

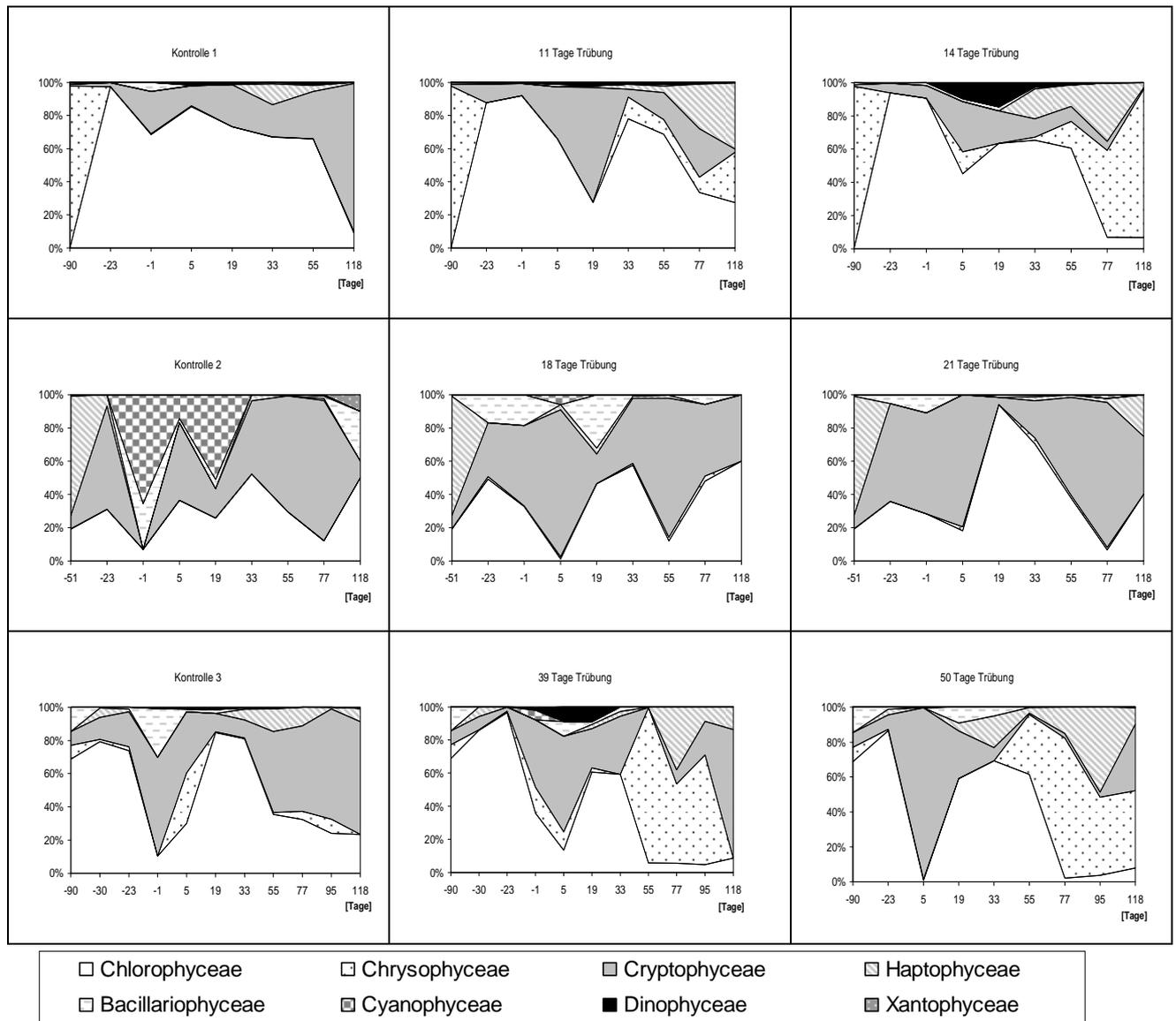


Abb. 51: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen

Die Zusammensetzungen der Phytoplanktongesellschaften sind in den drei Becken unterschiedlich. Im Becken 1 dominieren die Chlorophyceae bis fast zum Ende der Vegetationsperiode. Sie werden in der Kontrolle von den Cryptophyceae abgelöst. Am Anfang des Untersuchungszeitraums dominiert bei den Cryptophyceae *Cryptomonas marsonii*, zum Ende wird *Rhodomonas minuta* dominant. Hauptvertreter der Chlorophyceae sind *Choriocystis minor*, *Kirchneriella spec.*, *Oocystis spec.* und *Scenedesmus spec.* In den eingetrübten Kompartimenten mit 11- und 14-tägiger Trübung klingen im Herbst die Cryptophyceae-Abundanzen ab, während die Chrysophyceae stark ansteigen. Auch ein Anwachsen der Haptophyceae wird beobachtet. Diese Klasse wird von *Chrysochromulina parva* vertreten, das im Becken mit der 14-tägigen Trübung zum Jahresende dominiert.

Im Becken 2 sind die dominierenden Chloro- und Cryptophyceae in relativ ähnlichen Anteilen vorhanden. Die Chlorophyceae weisen hier im Vergleich zu Becken 1 um den Faktor 10 kleinere Abundanzen auf. Durch die insgesamt geringere Gesamtabundanz scheinen die Cyanophyceae zumindest in der Kontrolle 2 einen großen Anteil zu haben.

Im Becken 3 erfolgt kurz vor dem Beginn der Eintrübungsphase ein Einbruch der Chlorophyceae-Populationen zu Gunsten der Cryptophyceae. Es folgen ein Anstieg der Chlorophyceae und ein Abfallen zum Tag 56 hin. Hier werden die Cryptophyceae wieder dominant. In diesem Becken ließe sich vermuten, dass längere Trübungszeiten nach ihrem Ende das Wachstum von *Chrysochromulina parva* begünstigen.

Bei der Betrachtung der prozentualen Abweichung in den vier Algenklassen mit den höchsten Abundanzen ergab sich keine signifikante Störung durch die Trübung. Auch die Berechnung der PRC auf Ebene der gefundenen Taxa ergab keine Signifikanzen.

3.2.3.3 Zooplankton

Bei der Auszählung des Zooplanktons wurden 24 Taxa gefunden. 13 gehören der Klasse der Rotatoria an, die übrigen 11 der Klasse der Crustacea. Davon gehören fünf der Unterordnung der Cladocera an. Die Ostracoda wurden nicht näher bestimmt. Sie wurden als Unterklasse Ostracoda erfasst. Die restlichen Taxa der Crustacea gehören der systematischen Unterklasse der Copepoda an. Hier wurden bei den Larvenstadien die Stadien der *Nauplia* ssp. und der *Copepodite* ssp. unterschieden. Die vier Gruppen aus Tab. 4 erbeben sich aus dieser Aufteilung.

Stärkste Vertreter der Rotatorien sind *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Synchaeta* ssp. und *Ascomorpha* ssp. Nur bei *Keratella quadrata* wurden in den Kontrollen Abundanzen größer fünf gefunden.

Rotatorien sind um fast eine 10er Potenz stärker an Individuen pro Liter vertreten als Copepoden.

Die Gesamtabundanzen in Becken 2 und 3 sind ca. 10-mal so groß wie in Becken 1.

Tab. 4: Liste der 1996 gefundenen Zooplanktontaxa und ihre Zuordnung in Gruppen (fettgedruckt sind Taxa mit den größten Abundanzen)

Gruppen	Taxon
Copepoden	<i>Nauplia</i> ssp. <i>Eudiaptumus</i> spec. <i>Mesocyclops</i> spec. <i>Eucyclops</i> spec. <i>Copepodit</i> ssp.
Cladoceren	<i>Chydorus sphaericus</i> <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> <i>Diaphanosoma brachyrum</i> <i>Alona costata</i> <i>Simocephalus vetulus</i>
Ostracoden	<i>Ostracoda</i> ssp.
Rotatorien	<i>Cephalodella</i> ssp. <i>Asplancha</i> ssp. <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Synchaeta</i> ssp. <i>Polyarthra</i> ssp. <i>Ascomorpha</i> ssp. <i>Lecane monostyla</i> -Form <i>Lecane diphostyla</i> -Form <i>Testustinella patina</i> <i>Lepadella patella</i> <i>Trichotria</i> ssp. <i>Trichocerca</i> cf. <i>porcellus</i>

Im Becken 1 entspricht ab der Kompartimentierung der Becken der Verlauf der Gesamtabundanz (Abb. 52) dem der Rotatorien (Abb. 53). Vorher sind die Copepoden, im Besonderen *Nauplia* ssp., stärker vertreten. Ab Tag 28 ist *Keratella quadrata* die Art, die den Gesamtverlauf bestimmt (Abb. 54). Einzig an Tag 42 und 56 im Kompartiment mit der 11-tägigen Trübung sind bei *Keratella cochlearis* Abundanzen größer als 100 gefunden worden (Abb. 55). Dadurch wird der Knick bei *Keratella quadrata* am Tag 114 (bei der Trübung über 11 Tage) ausgeglichen, der in der Entwicklung der Gesamtzahl der Rotatorien nicht vorhanden ist. Im Kompartiment mit der 14-tägigen Trübung ist am Tag 34 ein Rückgang der Rotatorien zu erkennen. Hier bewirken die zahlenmäßig geringer vorhandenen Copepoden den Ausgleich in der Gesamtanzahl.

In allen drei Abbildungen ist ein deutlicher Anstieg im Kompartiment mit der 11-tägigen Trübung zu erkennen, der am Tag 14 beginnt und bis zum Ende der Messzeit am Tag 60 nicht abfällt. Dieses Anwachsen, das nach dem Ende der kürzesten Trübungszeit (11 Tage) einsetzt, ist in der Abweichung von der Kontrolle mit 147 % am Tag 21 signifikant.

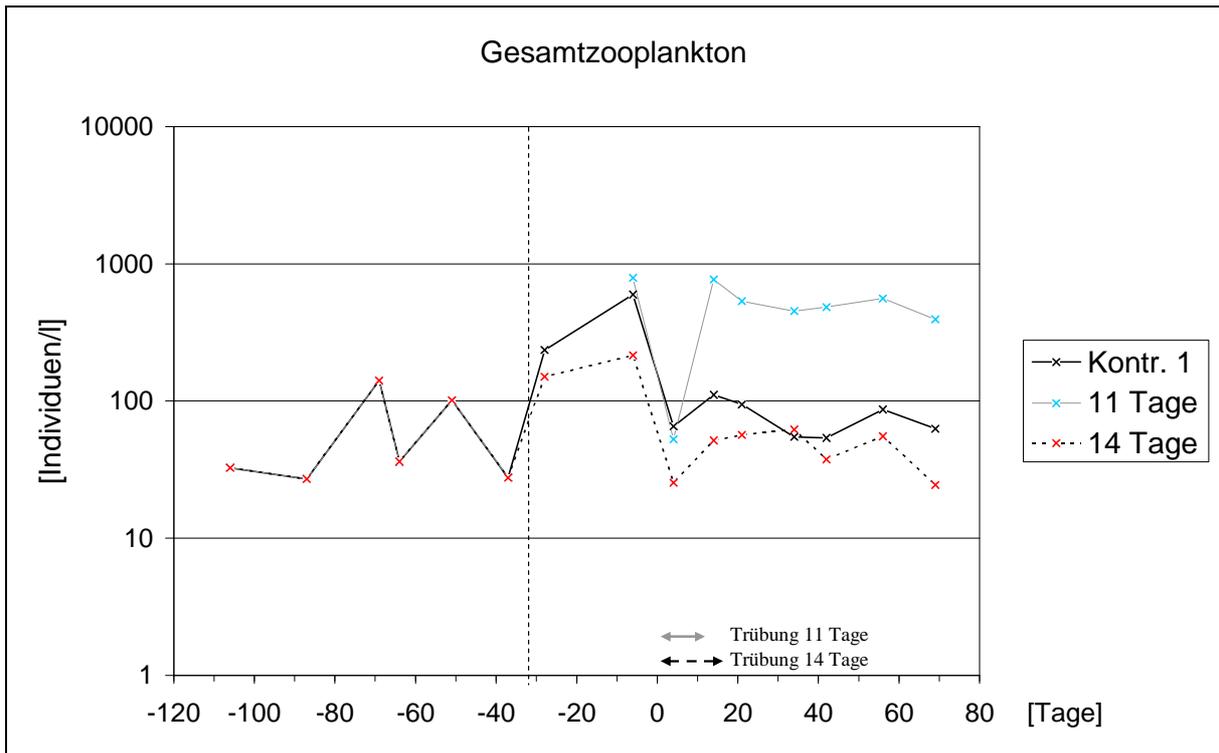


Abb. 52: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 1 (1996)

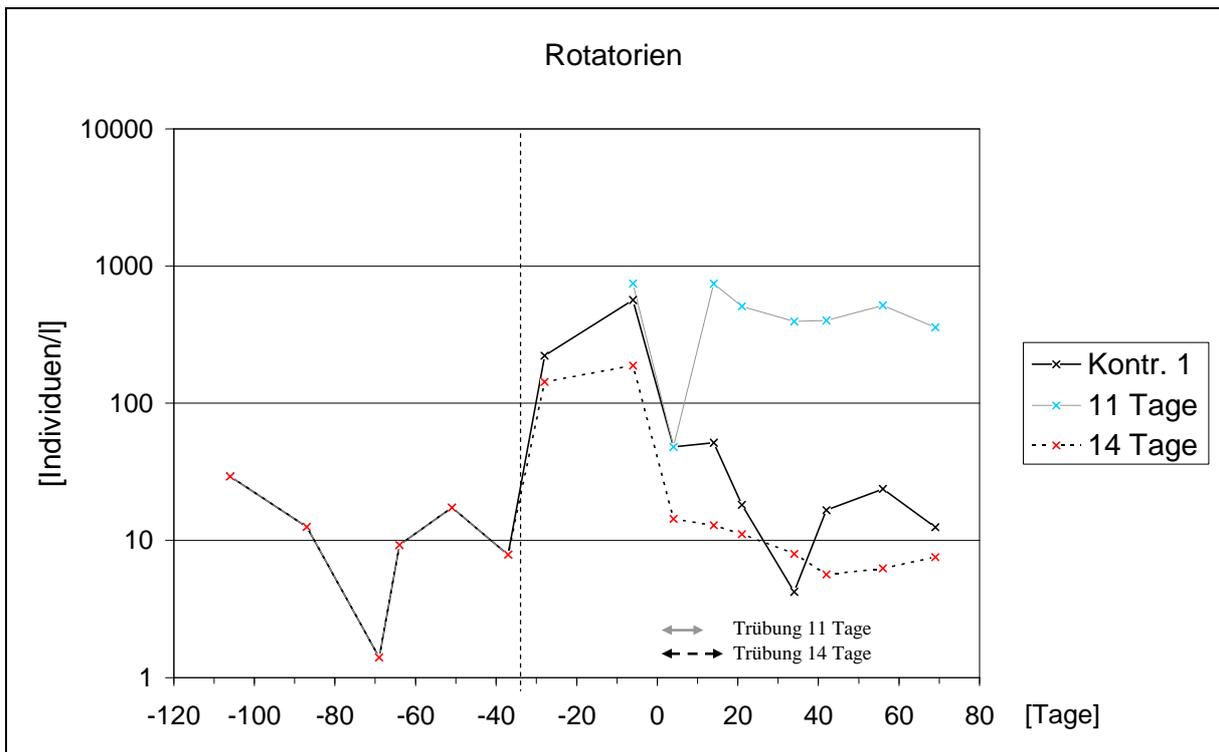


Abb. 53: Entwicklung der Rotatorien im Becken 1 (1996)

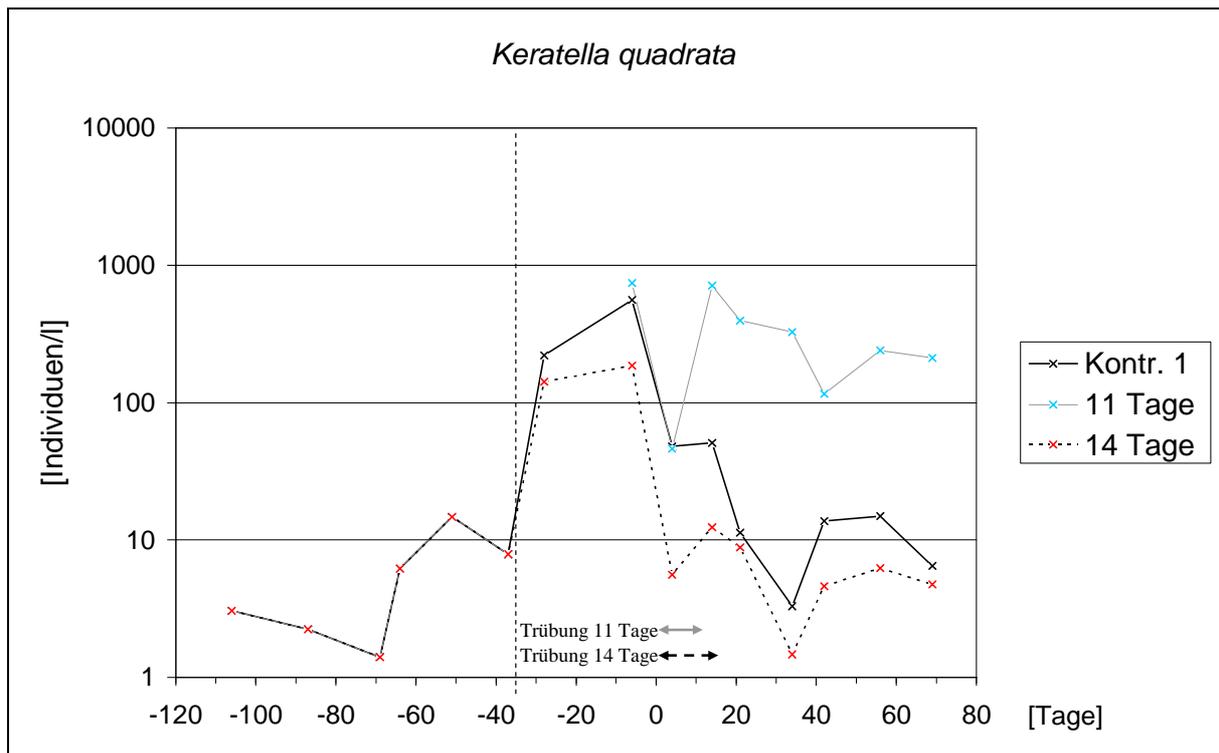


Abb. 54: Entwicklung von *Keratella quadrata* im Becken 1 (1996)

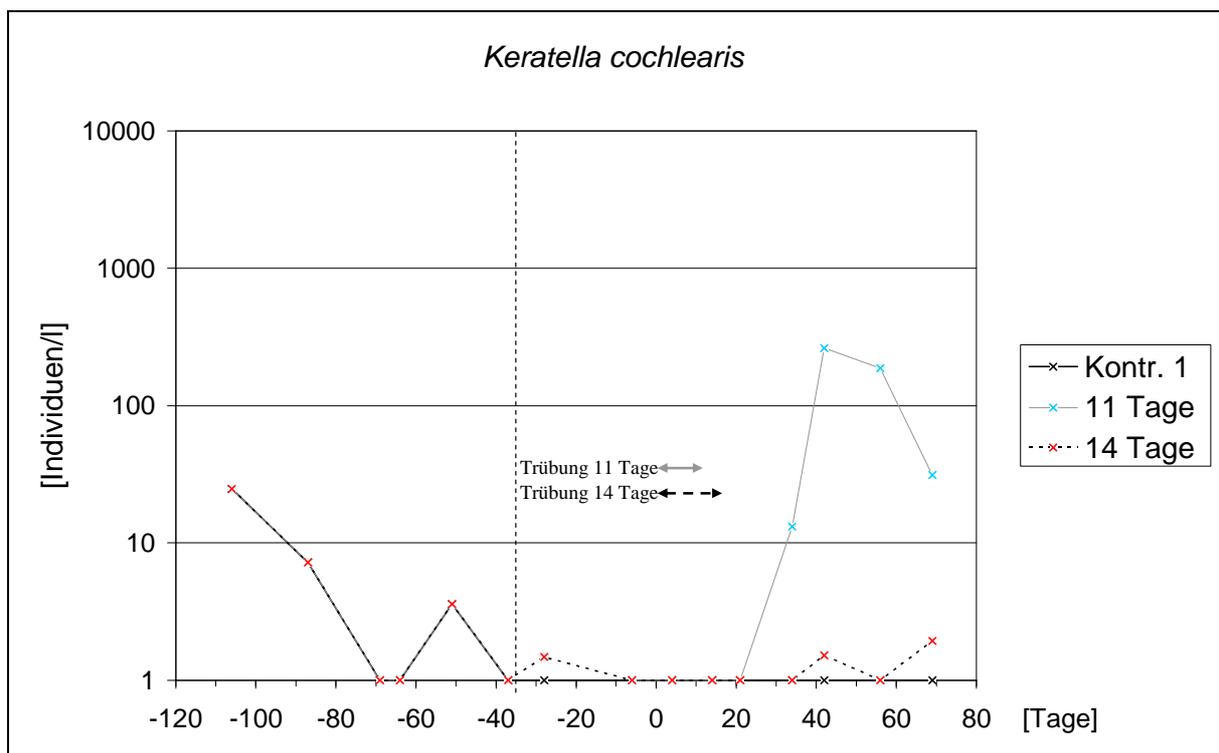


Abb. 55: Entwicklung von *Keratella cochlearis* im Becken 1 (1996)

Im Becken 2 ist der zeitliche Verlauf der Gesamtzooplankton-Abundanzen (Abb. 56) wie in Becken 1 ab Tag 37 von den Rotatorien (Abb. 57), genauer gesagt von *Keratella quadrata* (Abb. 58) bestimmt. Vor Tag 37 sind die Copepoden mit *Nauplia* ssp. am stärksten vertreten.

Es ist kein Einfluss der Trübung zu erkennen, vielmehr verlaufen alle Kurven im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite annähernd parallel.

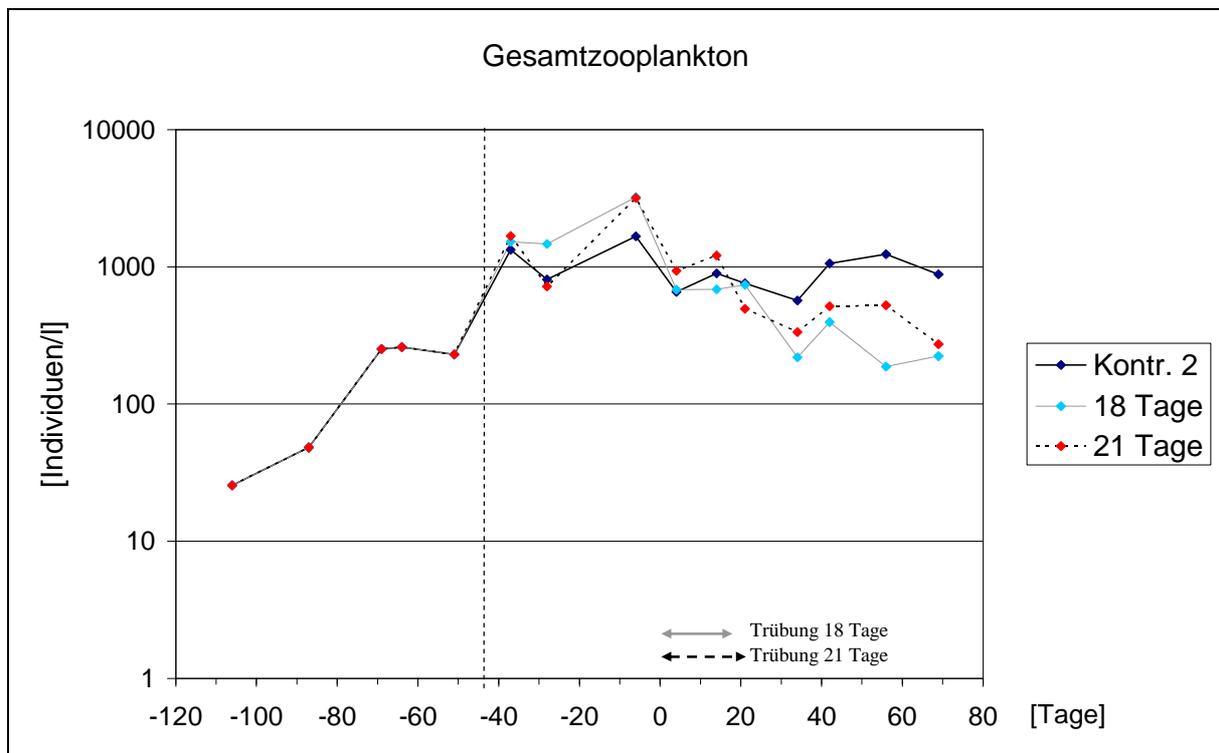


Abb. 56: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 2 (1996)

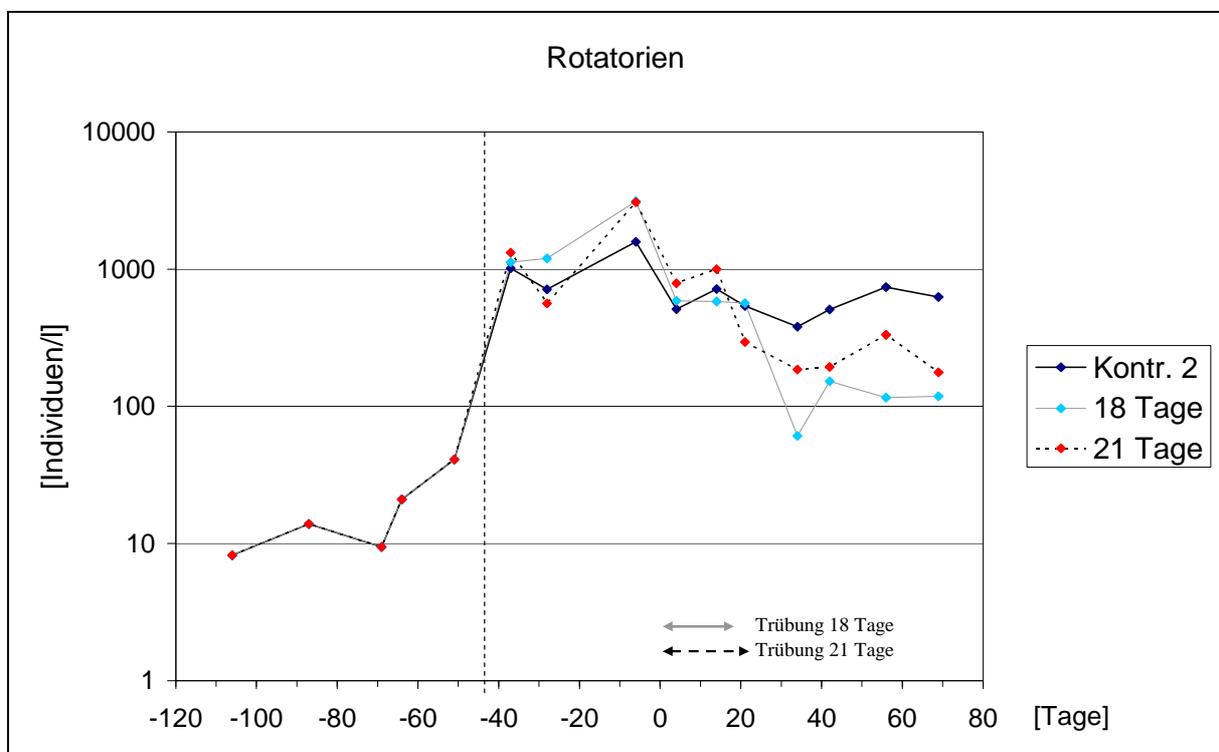


Abb. 57: Entwicklung der Rotatorien im Becken 2 (1996)

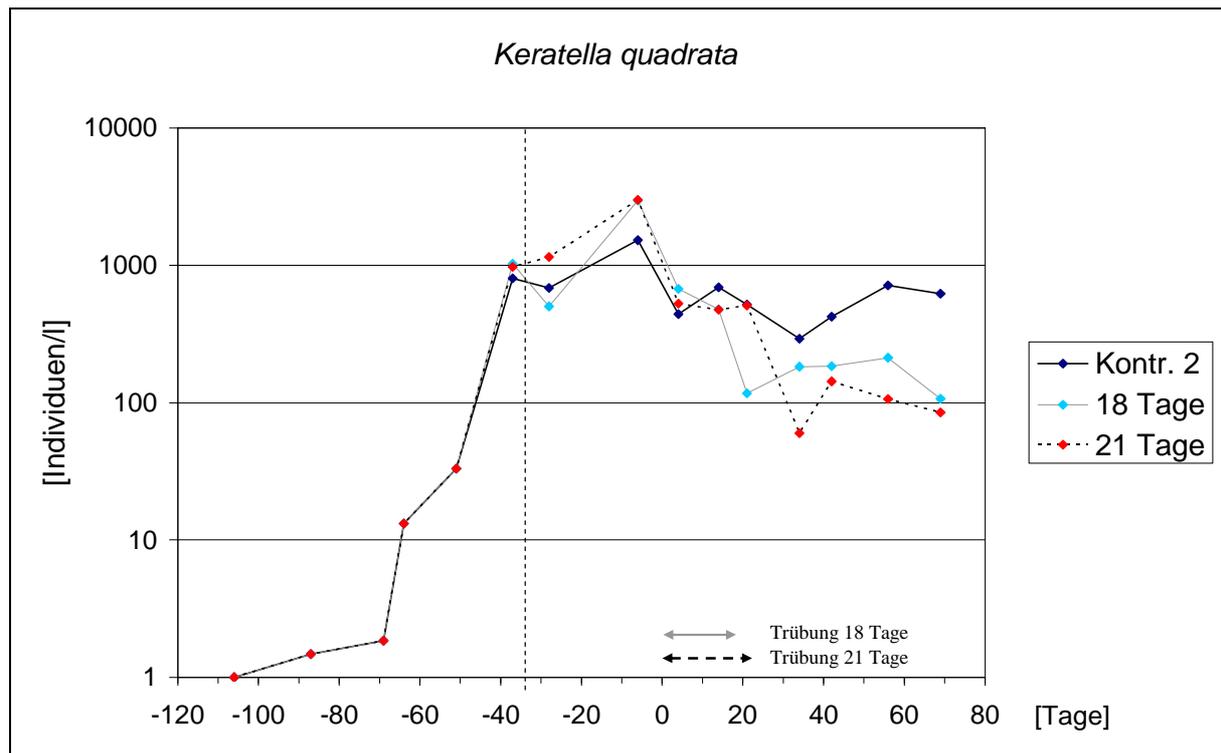


Abb. 58: Entwicklung von *Keratella quadrata* im Becken 2 (1996)

Im Becken 3 verhält es sich analog zu Becken 1 und 2. Der Kurvenverlauf des Gesamtzooplanktons (Abb. 59) entspricht dem der Rotatorien (Abb. 60). Bis zum Tag -28 ist *Keratella cochlearis* die bestimmende Art, die noch vor der Belastung wieder fast ganz verschwindet (Abb. 62). Ab Tag -28 ist *Keratella quadrata* dominant (Abb. 61). Letztere zeigt nach Tag 0 ein Ansteigen in der Kontrolle, während die Zunahme im Kompartiment mit der 39-tägigen Trübung schwächer ausgeprägt ist. Im Kompartiment mit der Trübung über 50 Tage ist ein starkes Wachstum zu beobachten, das am Tag 42 unter die Kontrolle abfällt. Trübungsende ist erst später am Tag 50.

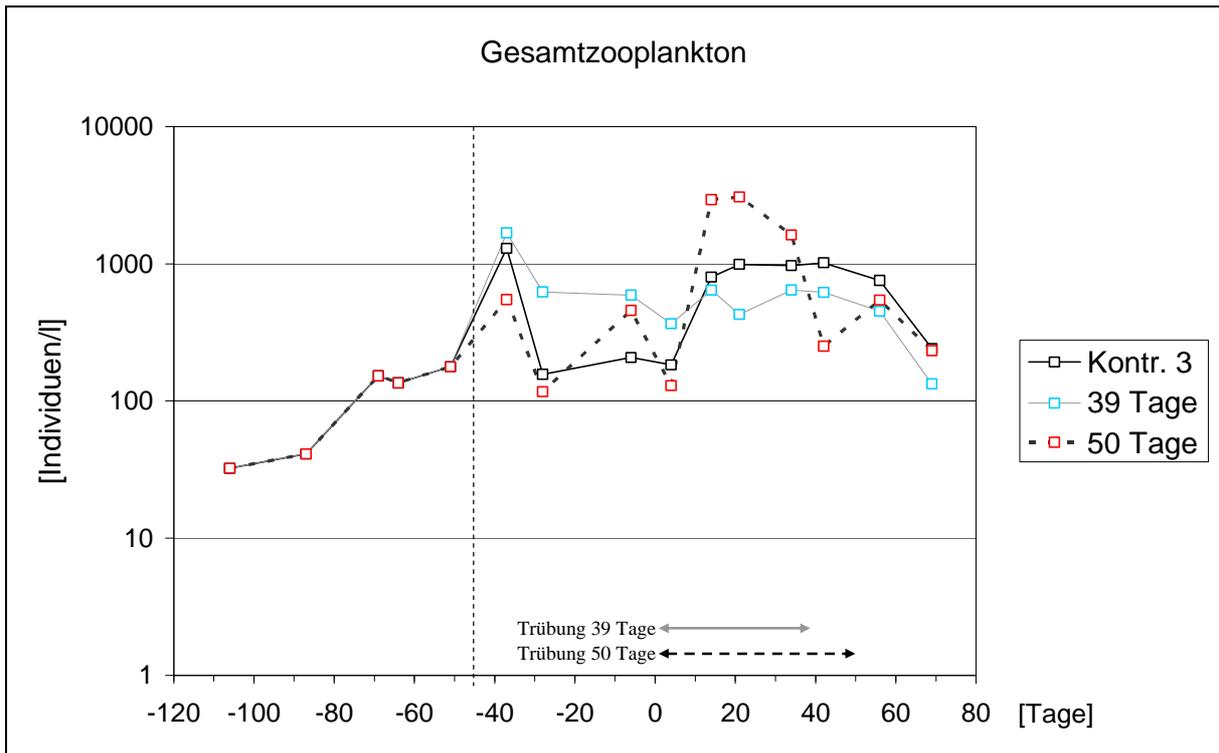


Abb. 59: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 3 (1996)

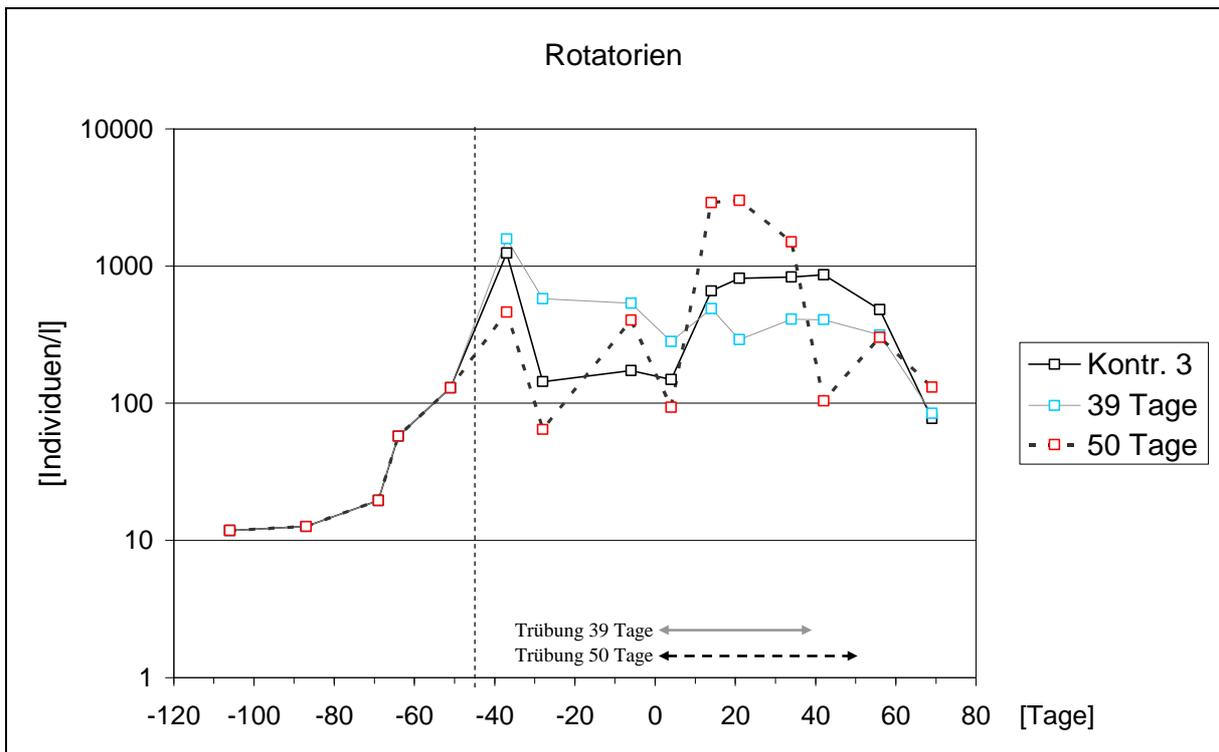


Abb. 60: Entwicklung der Rotatorien im Becken 3 (1996)

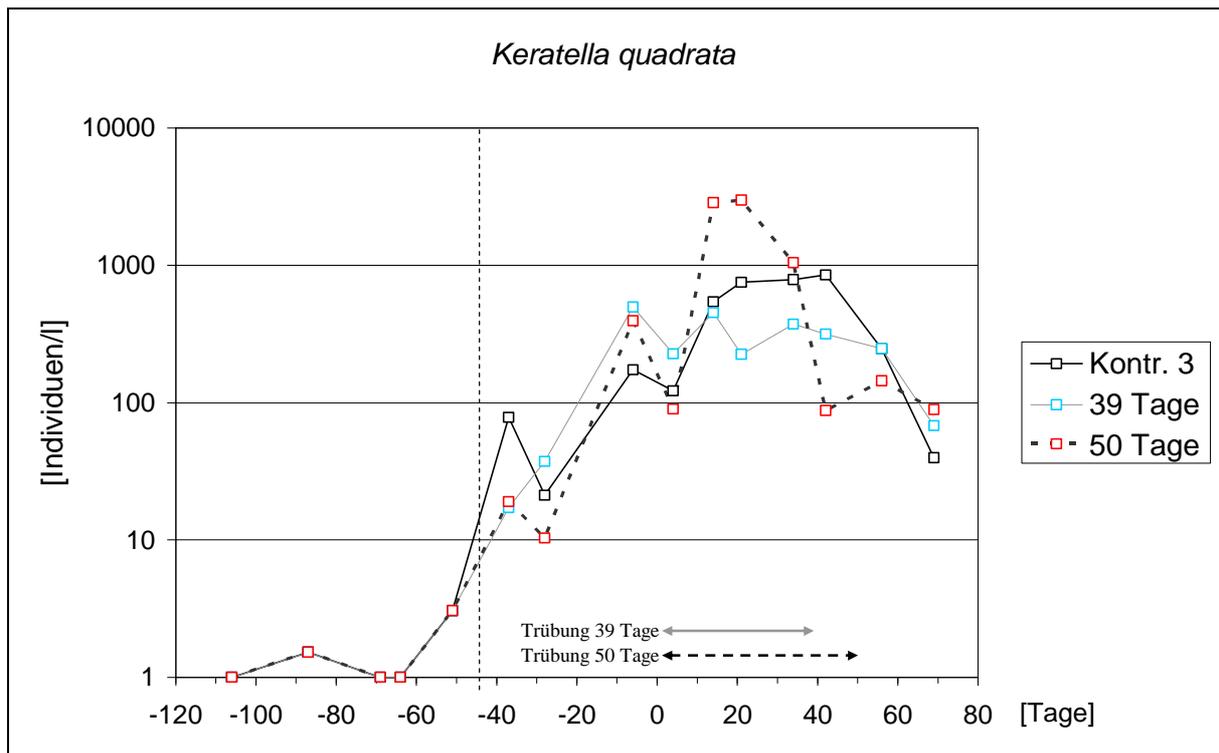


Abb. 61: Entwicklung von *Keratella quadrata* im Becken 3 (1996)

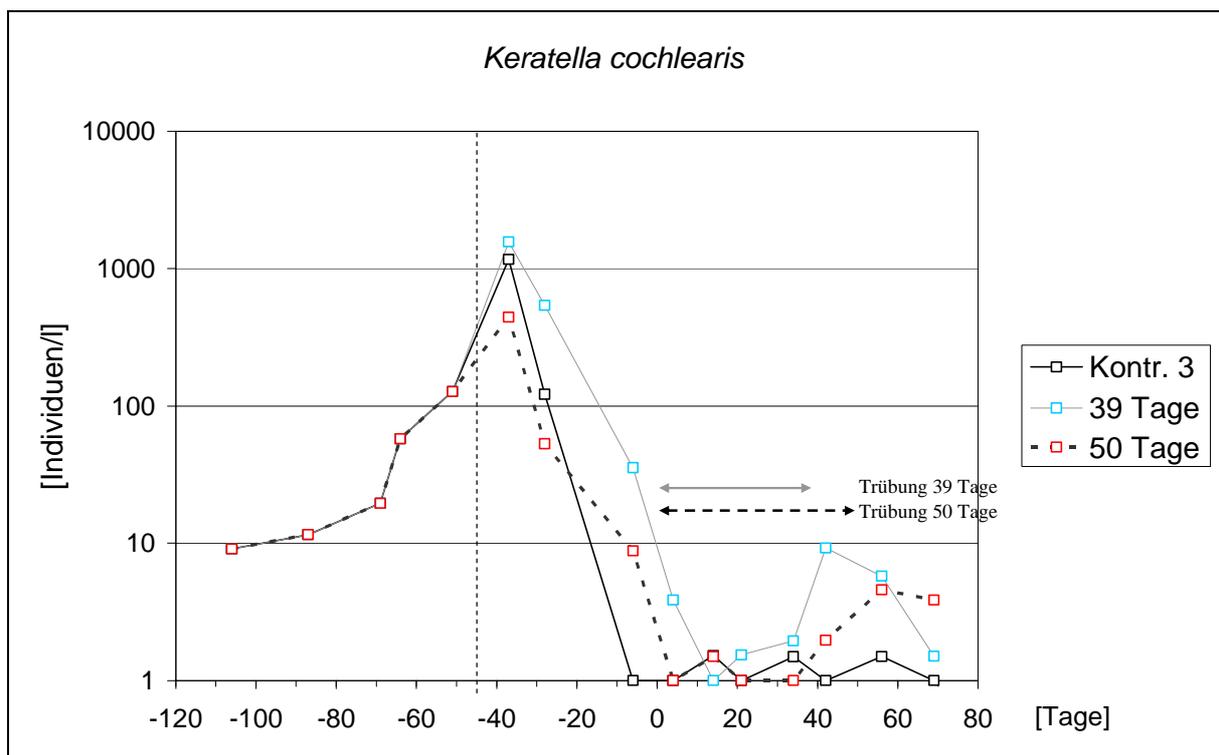


Abb. 62: Entwicklung von *Keratella cochlearis* im Becken 3 (1996)

Die PRC – berechnet auf Gruppen- und Taxa-Ebene – ergab keine signifikanten Abweichungen.

3.2.4 Zusammenfassung 1. Untersuchungsjahr (1996)

Durch Niederschläge gelangt Oberflächen-Run-off von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Oberflächengewässer. Er bewirkt unter anderem eine Eintrübung. Diese Trübung wurde im 1. Versuchsjahr im Freilandversuchsgelände in drei Becken mit je drei Kompartimenten mit Kaolin ab dem 11.7.1996 (Tag 0) simuliert und über sechs unterschiedlich lange Zeiträume aufrechterhalten. Es konnten – außer einer kurzzeitigen Erhöhung der Gesamtphosphatwerte – keine generell signifikanten Abhängigkeiten von der Trübung und ihrer Dauer gefunden werden. Vereinzelt aufgetretene Effekte gelten nicht für alle Kompartimente.

Keiner der untersuchten Parameter zeigte in der multivariaten PRC-Statistik einen signifikanten Effekt, der durch die Trübung hervorgerufen sein könnte. Bei der Abweichung von der Kontrolle – erst eine Abweichung um mehr als 50 % von der jeweiligen Kontrolle ist nach LOZANO *et al.* (1992) signifikant – konnten einzelne Störungen festgestellt werden. Bei einigen Parametern konnten Tendenzen ermittelt werden, d. h., dass sich kleinere Auswirkungen in allen eingetrübten Kompartimenten beobachten ließen. So ist der Einfluss der Trübung für die physikalischen Parameter nicht signifikant, jedoch lassen sich die folgenden Tendenzen erkennen: Die Leitfähigkeit steigt an. Es findet ein Angleich ab Tag 56 (Anfang September) statt. Der pH-Wert sinkt ab und gleicht sich ab Ende August wieder an die Kontrollen an. Die Sauerstoffsättigung verringert sich und nähert sich mit dem Ende der Trübungszeit an die Kontrollen an.

Bei den chemischen Parametern zeigen Wasserhärte, Alkalinität, und Calciumgehalt in allen Becken eine ansteigende Tendenz.

Bei Kalium konnte nur im Becken 2 ein Anstieg beobachtet werden.

Der Gesamtphosphatgehalt zeigte in allen Becken am Tag 5 einen signifikant stark erhöhten Wert. Offensichtlich wurden größere Mengen Gesamtphosphat durch den Beginn der Störung freigesetzt, die nach ca. einer Woche wieder vollständig in den Kreislauf des Systems aufgenommen wurden. Im Chlorophyll a-Gehalt spiegelt sich dieses Ereignis nicht wider.

Der Ammoniumgehalt zeigt bereits vor Tag 0 einen signifikanten Anstieg, am Tag 12 im Becken 3 mit den längsten Trübungszeiten werden die Anfangsschwankungen weit übertroffen. Becken 2 und 3 zeigen dagegen eher negative Abweichungen. Gleiches lässt sich beim Silikatgehalt mit stark signifikanten positiven Abweichungen in Becken 2 und negativen

Abweichungen in den anderen Becken beobachten. Hier sind keine eindeutigen Aussagen möglich. Die systembedingten Unterschiede zwischen den Becken sind zu groß.

Bei dem biologischen Summenparameter Chlorophyll a ist eine eindeutige Aussage, die für alle Becken gültig ist, nicht zu treffen. Im Becken 3 ist in beiden eingetrübten Kompartimenten ein starker signifikanter Anstieg zu beobachten. Für die Trübungszeit von 11 Tagen lässt sich dieser Effekt bestätigen. Das Kompartiment mit der 14-tägigen Trübung zeigt einen signifikanten Anstieg erst zu Ende der Vegetationsperiode. Becken 2 zeigt keinen Effekt.

Das Phytoplankton zeigt keinen signifikanten Effekt auf die Trübung. Eine längere Trübungszeit scheint das Wachstum von *Chrysochromulina parva* zu fördern.

Auch das Zooplankton reagiert nicht auf die Trübung. Das signifikante Anwachsen der Population von *Keratella quadrata* im Becken 1 lässt sich nicht auf die Trübung zurückführen, denn dieser Effekt kann nicht mal als Tendenz in den anderen Kompartimenten beobachtet werden.

3.2.5 Diskussion der Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr (1996)

Um Effekte auf ein System beschreiben zu können, hat GIDDINGS (1982) das Verhältnis von Primärproduktion zur Atmung (P/R) untersucht. Ist es größer als 1, so wird mehr produziert als verbraucht, durch den Überfluss an Sauerstoff steigt der pH-Wert an, ab 9,5 entweicht Kohlendioxid aus dem System. Ferner lagert sich Calciumcarbonat ab. Dies hat zur Folge, dass die Alkalinität und die Leitfähigkeit sinken, da Calcium- und Hydrogencarbonationen die häufigsten Ionen des Systems sind. Für ein Verhältnis P/R kleiner 1 ist der Effekt umgekehrt. KERSTING & VAN DEN BRINK (1997) nennen diesen Effekt der funktionalen Parameter das „Sauerstoff-pH-Wert-Alkalinitäts-Leitfähigkeits-Syndrom“.

Werden die vier Variablen des Syndroms für die verschiedenen Trübungszeiten betrachtet, lässt sich – auch wenn die statistische Auswertung mittels PRC keine Signifikanzen zeigte – ein Verhältnis von Produktion zu Atmung von kleiner 1 feststellen. Durch den eingeschränkten Lichteinfall während der Trübungszeit wurde weniger Sauerstoff produziert. Der pH-Wert ist in Folge gesunken. Daraus ergibt sich der Anstieg von Leitfähigkeit und Alkalinität. Aus dem gleichen Grund konnten während der Trübungszeit höhere Wasserhärten gemessen werden. Alle diese von den Kontrollen abweichenden Werte, zeigen nach dem Ende der Trübungszeit eine Erholung. Die Systeme werden bezüglich dieser Parameter nicht dauerhaft geschädigt.

Betrachtet man ausgehend von dem beobachteten Effekt des „Sauerstoff-pH-Wert-Alkalinitäts-Leitfähigkeits-Syndroms“ die biologischen Parameter, werden keine durch die Trübung hervorgerufenen Veränderungen sichtbar. Dies steht im Einklang mit der Aussage von GIDDINGS (1982), dass Effekte zuerst an diesen Messgrößen festzustellen sind, bevor sichtbare Beeinträchtigungen der Systeme auftreten. Ferner war dieser Effekt zu klein, um von der statistischen Auswertung erfasst zu werden.

Da sich der Rückgang der Sauerstoffproduktion nicht im Chlorophyll a-Gehalt und in der Gesamtzahl des Phytoplanktons widerspiegelt, liegt die Vermutung nahe, dass die Makrophyten die Hauptproduzenten sind, die geschädigt wurden, im Gegensatz zum Phytoplankton. Der überwiegende Teil der Makrophyten befand sich am Boden, bzw. in Bodennähe, so dass sie von dem durch die Trübung hervorgerufenen reduzierten Lichteinfall am stärksten betroffen waren. Auch bei nachlassender Trübung bekamen sie weniger Licht als die Pflanzen in den Kontrollen, da sie von dem absinkenden Kaolin „eingestaubt“ wurden, bevor am folgenden Tag die Trübung erneuert wurde. Dieses „Einstauben“ kann auch ein Grund dafür sein, dass die Wiedererholung in den eingetrübten Kompartimenten nicht zeitgleich mit dem Ende der Trübung einsetzte. Durch Wasserbewegungen bei den wöchentlichen Probenahmen und das Wachstum konnten sich die Makrophyten von der Kaolinschicht befreien.

Dass sich bei den biologischen Parametern keine deutlichen Effekte der Trübung widerspiegeln, ist durchaus mit den Ergebnissen aus anderen Veröffentlichungen über Trübungen in Gewässern in Einklang zu bringen. Hintergrund dieser Untersuchungen sind nicht Run-off-Einträge, sondern die bei den natürlichen Umwälzungen in Seen aufgeschlammten Sedimente (KIRK 1991a, KIRK *et al* 1990), die durch ihre Trübung Auswirkungen auf Zoo- und Phytoplanktongesellschaften haben. Auch in eutrophischen und hypereutrophischen Gewässern wurden Abhängigkeiten zwischen Trübung und Zooplankton festgestellt (WEITHOFF *et al.* 2000, LOUGHEED & CHOW-FRASER 1998).

KIRK (1991b) hat das Futterverhalten von *Daphnia* ssp., die mit *Cryptomonas* spec. gefüttert wurden, im Labor untersucht. Die Zugabe von Schwebstoffen kleiner als 2 μm hat die Nahrungsaufnahme von *Daphnia* ssp. um 30 % verringert, während Größen unter 1 μm keinen Effekt zeigten. Verschiedene Größen und Konzentrationen haben andere Einflüsse auf das Fraßverhalten. Die plötzliche Zugabe von Schwebstoffen bedingt eine sofortige Reduktion der Algennahrungsaufnahme.

Wie bestimmte Algentaxa auf Schwebstoffe reagieren, wurde von AVNIMELECH *et al.* (1982) im Labor untersucht. Auf die Zugabe von Bentonit (Partikelgröße kleiner 0,2 μm) reagierte *Anabena spec.* am stärksten mit Ausflockung, *Chlorella spec.* bildete erst bei höheren Schlammkonzentrationen Flocken, *Chlamydomonas spec.* reagierte noch später und *Euglena gracilis* nur schwach.

Freilandversuche wurden in einem kleinen See in North Carolina in Enclosures von 3 m Tiefe in der Arbeitsgruppe um CUKER (CUKER 1987 und 1993, CUKER *et al.* 1990, CUKER & HUDSON 1992, BURKHOLDER & CUKER 1991) durchgeführt. Sie untersuchten u. a. die Wirkung von Schwebstoffen auf Phytoplankton (CUKER 1987, CUKER *et al.* 1990), Periphyton (BURKHOLDER & CUKER 1991) und Zooplankton (CUKER & HUDSON 1992). Auch verschiedene Trophiestufen und Fische wurden bei den Untersuchungen berücksichtigt (CUKER 1993).

Diese Ergebnisse lassen sich in Teilen am besten mit den in der vorliegenden Arbeit ermittelten Aussagen in Beziehung setzen. Der in 0 - 0,5 m Wassertiefe von CUKER (1987) gemessene Chlorophyll a-Gehalt ist in allen Enclosures gleich. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Becken weisen eine maximale Wassertiefe von 80 cm auf. Sie entsprechen damit den oberen Wasserschichten in den Enclosures von CUKER (1987). Hier stimmen die Beobachtungen, dass die Trübung den Chlorophyll a-Gehalt nicht beeinflusst, überein. Erst in Tiefen von 1,5 - 3,0 m konnte nur noch die Hälfte des Chlorophyll a-Gehaltes im Vergleich zur Kontrolle gefunden werden.

Das Phytoplankton aus den über 3 m integrierten Wasserproben, teilte CUKER (1987) in Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae (ohne Flagellaten) und Flagellaten aller Klassen. Er beobachtete eine eindeutige Verschiebung durch die Trübung in Richtung der Flagellaten auf Kosten der Cyanophyceae. Seine Erklärung ist, dass Flagellaten sich eigenständig zum Licht bewegen können und dadurch begünstigt sind. Da die Algenmuster und die Wassertiefen der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Becken und der Enclosures von CUKER (1987) sehr unterschiedlich sind, gibt es keine Übereinstimmung. Cyanophyceae konnten in der vorliegenden Arbeit nur vereinzelt gefunden werden, während sie in den Kontrollen von CUKER (1987) dominant waren. Auch die Aufteilung des Phytoplanktons in Flagellaten und Nicht-Flagellaten ergab keine Unterschiede zwischen den beiden Gruppen, vermutlich auf Grund der vergleichsweise geringen Tiefe.

In der vorliegenden Studie konnte im Kompartiment mit der kürzesten Trübungszeit von 11 Tagen ein Anstieg von *Keratella quadrata* beobachtet werden, der kurz nach der Trübung aufgetreten ist. Dieser lässt sich mit dem starken Anstieg von Cryptophyceae und dem etwas geringeren der Chlorophyceae erklären, die ein reichhaltiges Futter für das herbivore *Keratella quadrata* bilden (LOUGHEED & CHOW-FRASER 1998). Dies ist kein allgemein gültiger Effekt für den Einfluss der Trübung, da er nur in diesem einen Kompartiment aufgetreten ist.

Die in der Einleitung aufgestellte Erwartung, dass die biologischen Parameter stets einen deutlich erkennbaren nachhaltigen Effekt auf die Trübung zeigen könnten, hat sich nicht bestätigt. Eine geringe reversible Störung konnte jedoch in den funktionalen Parametern Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit und Alkalinität nachgewiesen werden. Dieses bestätigt die These, dass jeder Eintrag in ein Ökosystem eine Störung zur Folge hat (Lambert 1979).

Auf Grund dieser Ergebnisse wurde für das folgende Untersuchungsjahr, in dem die Wechselwirkungen zwischen Trübung und Belastung mit dem Herbizid Terbutylazin in verschiedenen Konzentrationsstufen untersucht werden sollen, für alle Kompartimente eine Dauertrübung von 50 Tagen gewählt.

3.3 Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr (1997): Trübung mit Kaolin und Belastung mit Terbuthylazin (TBA)

Um möglichst gleiche Ausgangsbedingungen in allen Becken und Kompartimenten für das 2. Untersuchungsjahr zu haben, wurde Wasser aus allen Kompartimenten gemischt und die Kieskörbe ausgetauscht (siehe Material und Methoden, Kap. 2.1, letzter Absatz, S. 19).

Das Kompartiment mit der Belastungsstufe 5 µg TBA/l konnte sich trotzdem nicht an die anderen Kompartimente angleichen. Es ist das Kompartiment mit der kürzesten Trübungsphase (11 Tage) aus dem 1. Untersuchungsjahr. Die Makrophyten wuchsen in diesem Kompartiment sehr schlecht bis gar nicht. Während die anderen Kompartimente von den Makrophyten dominiert waren, sind in diesem Kompartiment die Phytoplanktongesellschaften dominant. Diese unterschiedliche strukturelle Zusammensetzung hat zur Folge, dass die Ergebnisse in diesem Kompartiment von den Ergebnissen der anderen Kompartimente zum Teil stark abweichen.

Am 16.6.1997 (Tag 0) wurde mit TBA in verschiedenen Konzentrationen und Kaolin (wie im 1. Untersuchungsjahr mit jeweils 60 g/Kompartiment) belastet. Im Unterschied zum 1. Jahr wurden zum einen alle neun Kompartimente, so auch die Kontrollen, mit Kaolin eingetrübt. Zum anderen wurde die Trübung beginnend mit Tag 0 über einen Zeitraum von 50 Tagen (bis einschließlich 4.8.1997) für alle Kompartimente gleich lange aufrechterhalten. Die Trübungsdauer ist in allen Graphiken mit einem horizontalen schwarzen Doppelpfeil angegeben.

3.3.1 TBA-Abbau

Die sechs mit TBA belasteten Kompartimente wurden am Tag 0 auf die folgenden Konzentrationen eingestellt: 5, 10, 20, 50, 100, 200 µg TBA/l.

Am Tag 1 (einen Tag nach der Zugabe) lagen die gemessenen TBA-Konzentrationen unterhalb der gewünschten Konzentration und stiegen innerhalb der ersten 3 Tage auf die errechneten Werte. Danach setzte der Abbau ein. Nach etwa 50 Tagen konnte nur noch die Hälfte der Anfangskonzentrationen gefunden werden. Am Ende der Versuchsperiode nach 21 Wochen (147 Tagen) sind 7 - 10 % der Ausgangskonzentrationen zu finden. Es hat in allen Kompartimenten ein konzentrationsunabhängiger Abbau stattgefunden (Abb. 63).

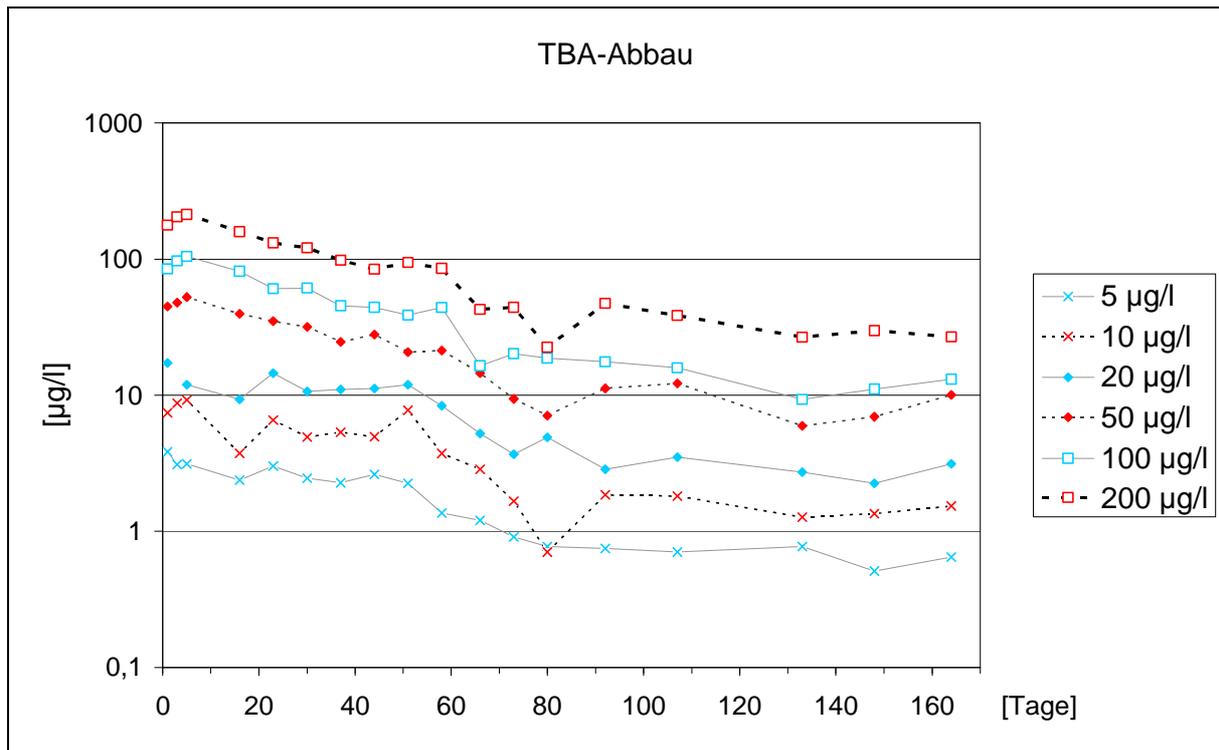


Abb. 63: TBA-Konzentrationen im Wasser (1997)

3.3.2 Physikalische Parameter

3.3.2.1 Temperatur

Abb. 64 zeigt den Temperaturverlauf 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche in der Kontrolle von Becken 1 stellvertretend für alle 9 Kompartimente. Im Vergleich zum Vorjahr, mit einem starken Temperatureinbruch Anfang Juli, gab es nur kleinere Temperaturschwankungen.

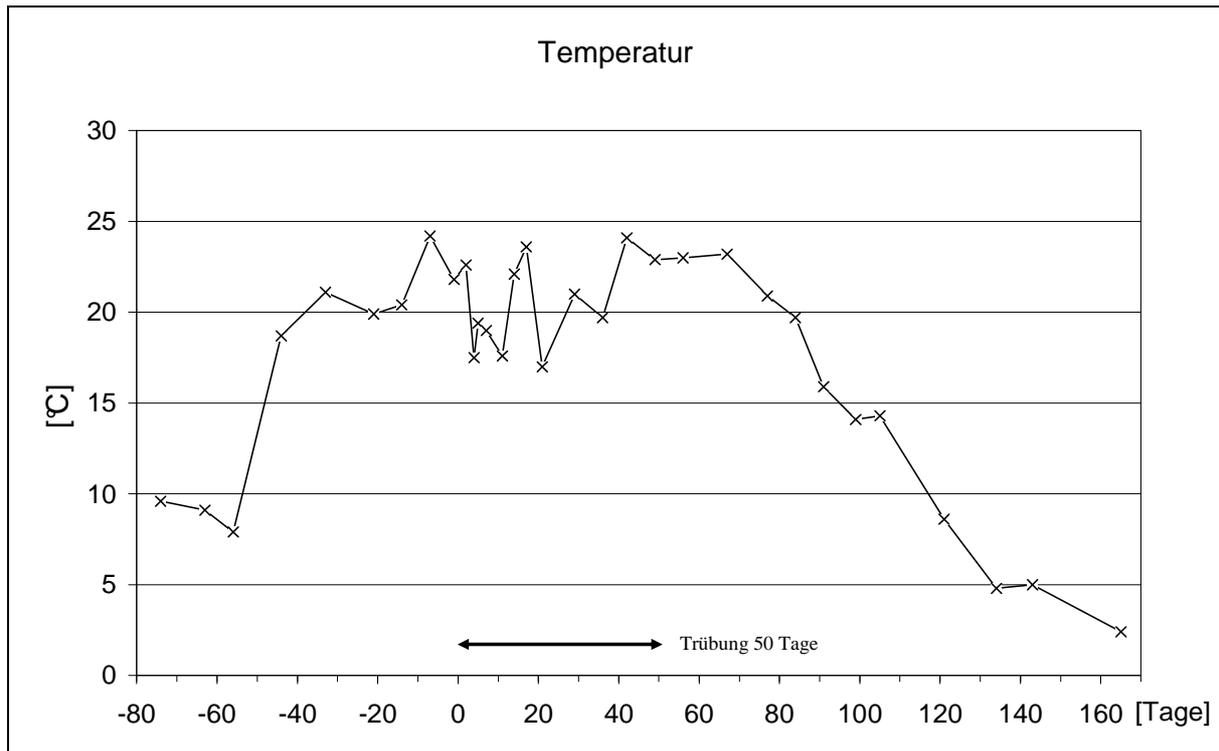


Abb. 64: Temperatur 10 cm unter Wasseroberfläche in der Kontrolle von Becken 1 (1997)

3.3.2.2 Leitfähigkeit

Im Vorjahr lagen die Werte der Leitfähigkeit im Ganzen oberhalb der Werte des 2. Untersuchungsjahres. Jedoch sind die Anfangswerte des 2. Jahres in etwa vergleichbar mit den Werten des 2. Jahres.

Abb. 65 zeigt den Verlauf der Leitfähigkeit im Becken 1 mit den zwei niedrigsten Konzentrationen 5 und 10 $\mu\text{g TBA/l}$. Die Kurven verlaufen bis zum Ende der der Trübungszeit parallel. Das nach Tag 56 einsetzende Absinken ist in dem mit 5 $\mu\text{g TBA/l}$ belasteten Kompartiment weniger stark, die Werte nähern sich an die Kontrolle an und steigen über diese hinaus.

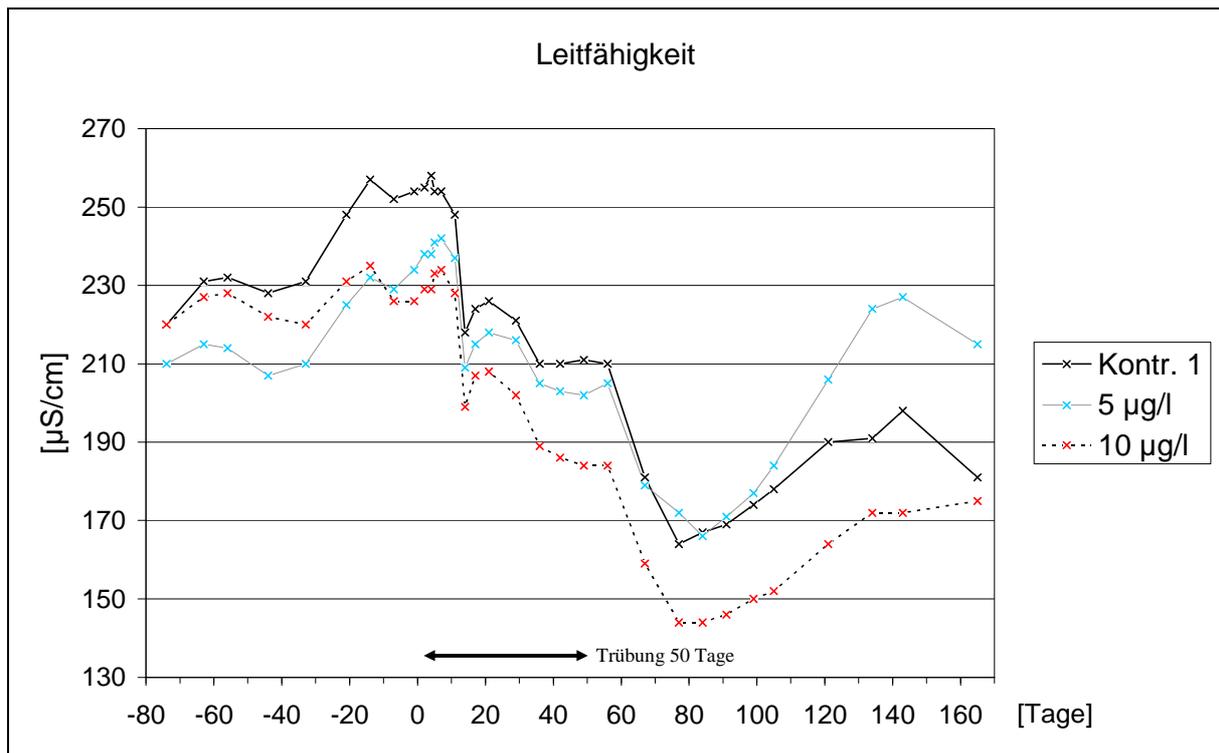


Abb. 65: Leitfähigkeit im Becken 1 (1997)

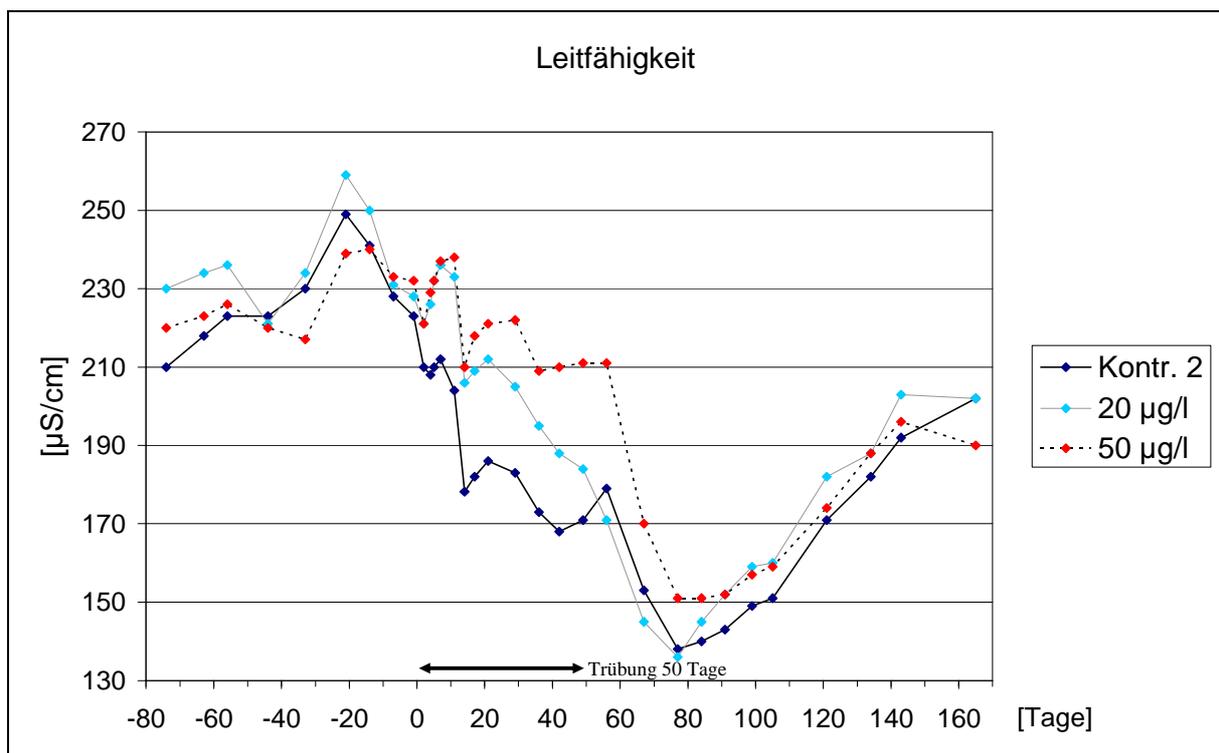


Abb. 66: Leitfähigkeit im Becken 2 (1997)

Im Becken 2 (Abb. 66) sind die Werte des Kompartiments mit der Belastungsstufe 20 $\mu\text{g TBA/l}$ vor Tag 0 im Vergleich zur Kontrolle leicht erhöht, im Kompartiment mit der Belastung von 50 $\mu\text{g TBA/l}$ pendeln die Werte um die Kontrolle. Die Belastung verursacht einen Anstieg in diesen beiden Kompartimenten, während die Kontrolle absinkt. Der weitere

Kurvenverlauf ist bis Tag 36 parallel. Danach nähert sich die Belastungsstufe 20 $\mu\text{g TBA/l}$ an die Kontrolle an, bei 50 $\mu\text{g TBA/l}$ ist ein sehr leichter Anstieg zu beobachten, der mit Tag 56 endet. Danach fällt die Leitfähigkeit in allen drei Kompartimenten auf etwa den gleichen Wert stark ab, wie auch im Becken 1, und steigt zum Jahresende ab Tag 80 synchron wieder an.

Vergleichbares ist auch in Becken 3 zu beobachten. Hier liegen die Werte der Kontrolle vor Tag 0 deutlich über denen der beiden anderen Kompartimente. Ab Tag 0 verläuft die Kurve der Kontrolle unter denen der mit TBA belasteten Teilbecken. Die drei Kompartimente zeigen einen synchronen Kurvenverlauf bis zum Jahresende ohne sich an die Kontrolle anzunähern (Abb. 67).

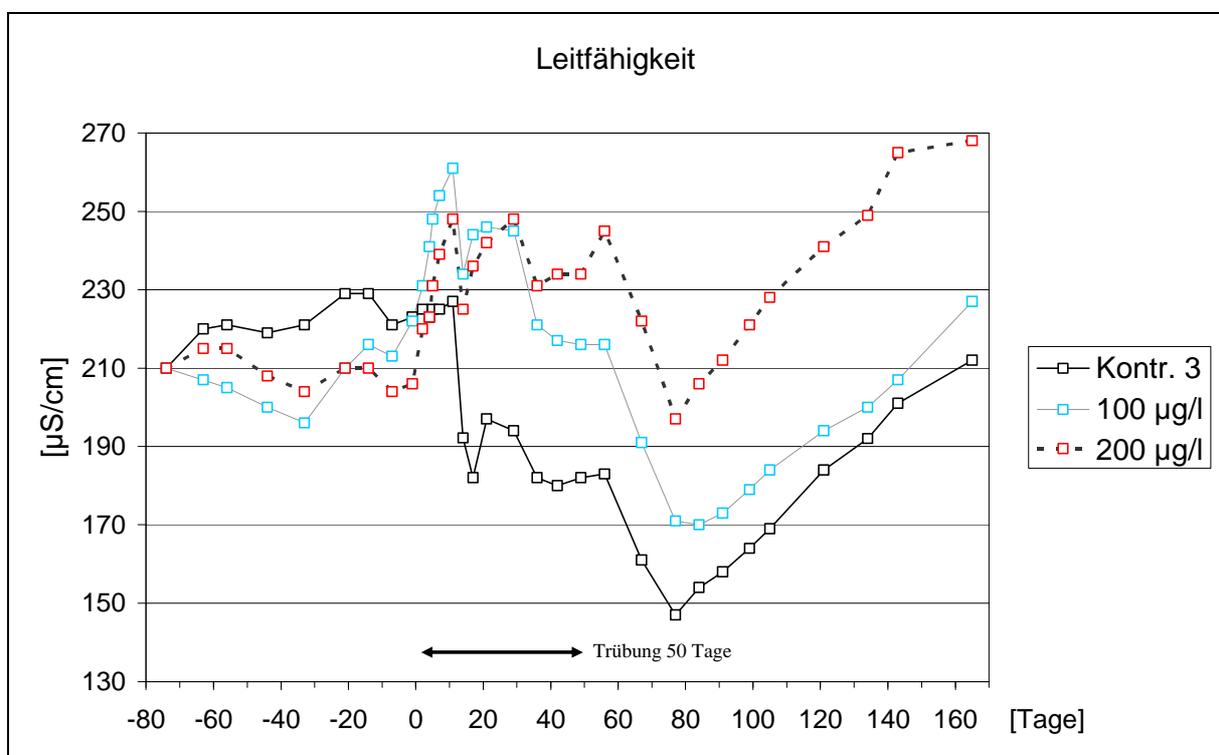


Abb. 67: Leitfähigkeit im Becken 3 (1997)

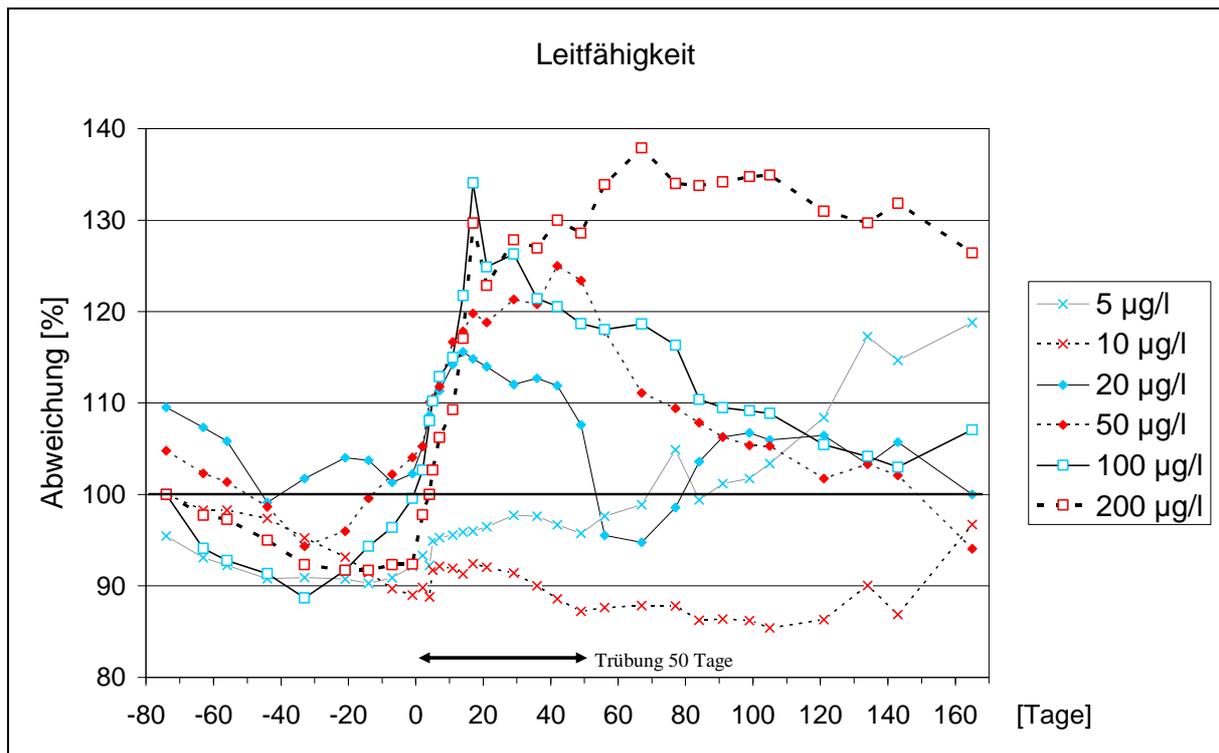


Abb. 68: Abweichung der Leitfähigkeit von der jeweiligen Kontrolle (1997)

In Hinblick auf die Leitfähigkeit lässt sich aus Abb. 68 erkennen, dass die Zugabe von TBA in den Systemen sofort eine starke sprunghafte Erhöhung der Leitfähigkeit für die vier höchsten Konzentrationsstufen bewirkt, wobei die Höhe des Anstiegs konzentrationsabhängig ist.

In der höchsten Belastungsstufe mit 200 µg TBA/l konnte bis zum Jahresende keine Wiedererholung beobachtet werden, alle übrigen näherten sich bis spätestens zum Jahresende an die Kontrollwerte an.

Das strukturell anders aufgebaute Kompartiment der Belastungsstufe 5 µg TBA/l (siehe 2. Absatz in Kap. 3.3) zeigt ab Tag 90 einen Anstieg der Leitfähigkeit im Vergleich zu den Kontrollwerten.

Die beiden kleinsten Konzentrationsstufen zeigen einen Anstieg in deutlich geringerem Ausmaß. Auch die größte Abweichung von der Kontrolle mit 38 % für die Belastung mit 200 µg TBA/l ist nicht signifikant.

3.3.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert fällt mit Beginn der Belastung (Tag 0) um so stärker ab, je höher die TBA-Konzentration ist. Nach 20 Tagen beginnen die Werte in den mit TBA belasteten Kompartimenten trotz andauernder Trübung wieder anzusteigen und sich an die Kontrollwerte anzunähern. Nach der Trübungszeit steigen die Werte in allen Teilbecken, so auch in den eingetrübten Kontrollen, über die Vorbelastungswerte wieder an (Abb. 69 und Abb. 70). Dieser Effekt war auch im Vorjahr gerade bei den beiden längsten Trübungszeiten (39 und 50 Tage) zu beobachten und kann damit auf die Trübung zurückgeführt werden.

Bei den beiden höchsten Belastungsstufen 100 und 200 μg TBA/l ist der Anstieg auch zu beobachten, allerdings erreichen die Werte die Kontrollen nicht. Das mit 100 μg TBA/l belastete Kompartiment erreicht am Tag 85 die Kontrollwerte bis auf eine Differenz von ca. 0,5 pH-Einheiten und verläuft im Weiteren um diesen Betrag parallel zur Kontrolle. Das mit 200 μg TBA/l belastete Kompartiment zeigt einen um mindestens 0,5 pH-Einheiten tiefer liegenden Verlauf in etwa parallel zur Kontrolle (Abb. 71) ab Tag 120.

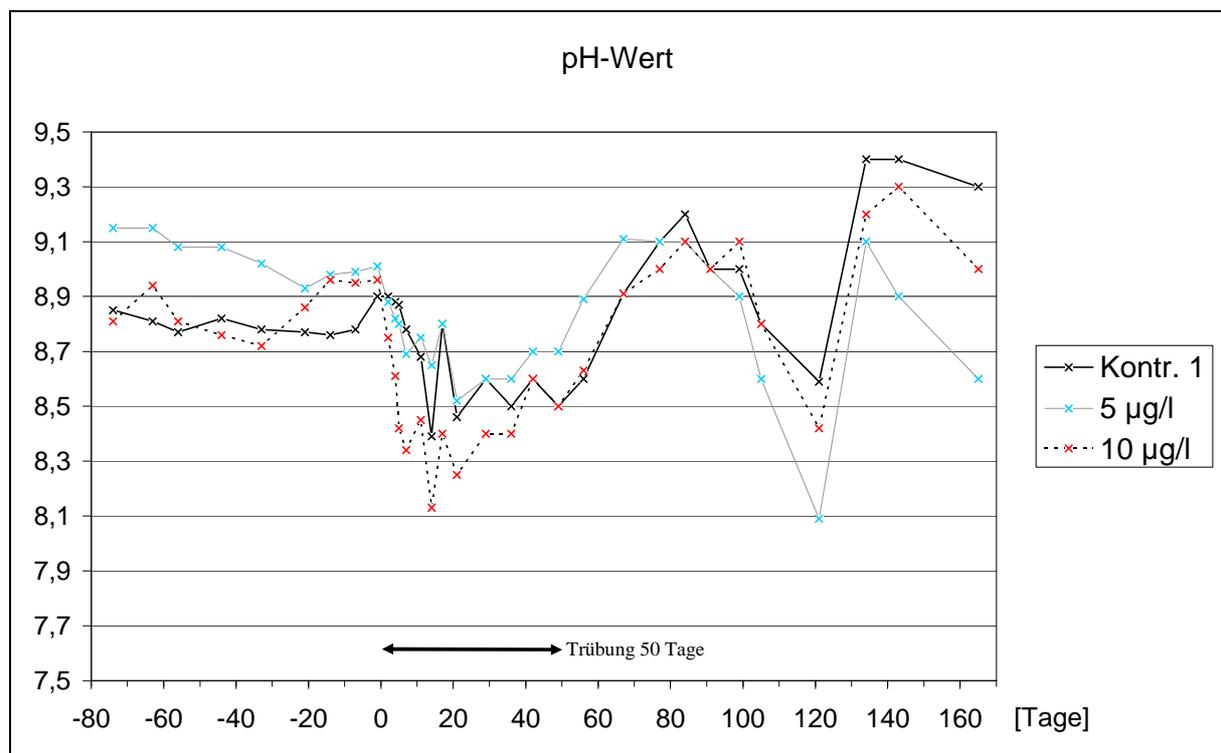


Abb. 69: pH-Wert im Becken 1 (1997)

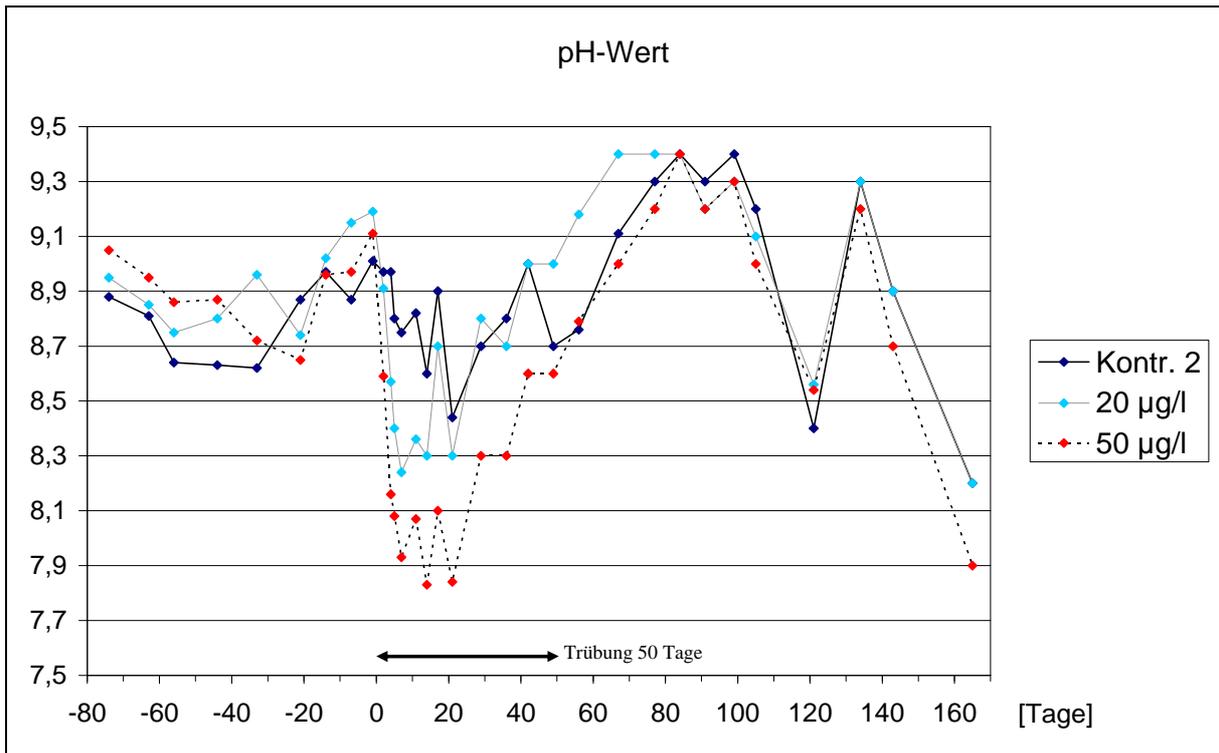


Abb. 70: pH-Wert im Becken 2 (1997)

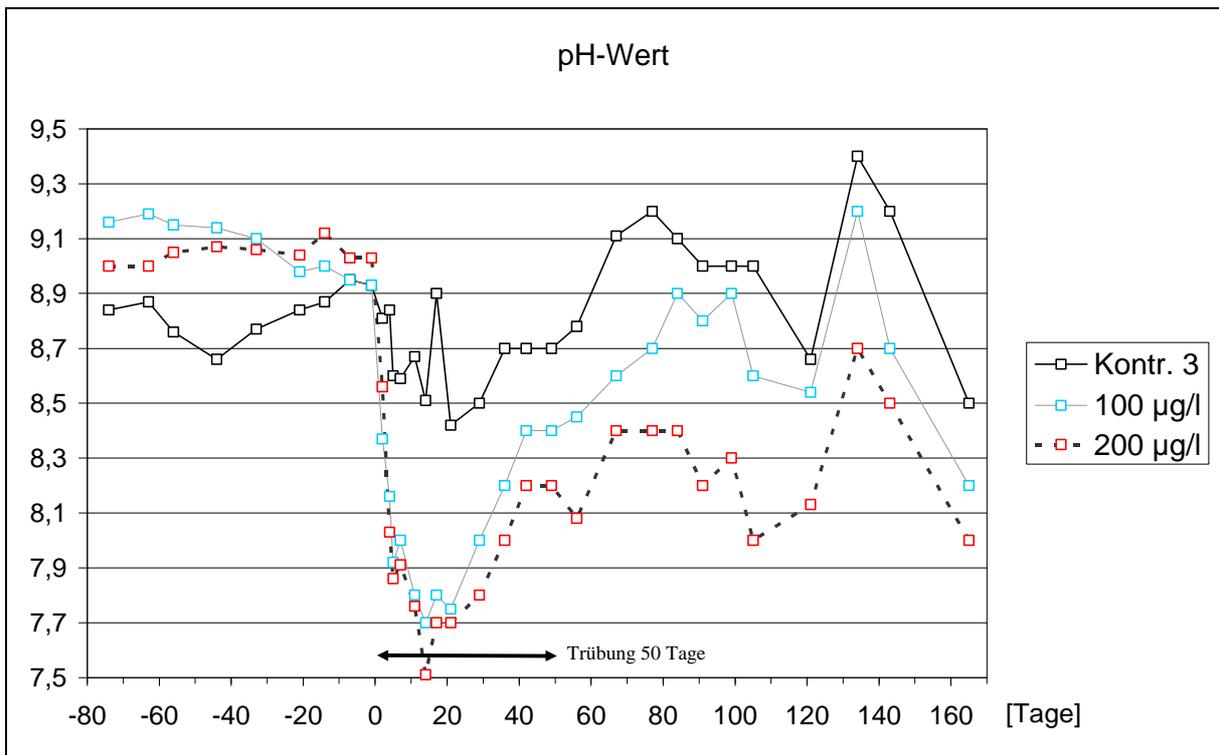


Abb. 71: pH-Wert im Becken 3 (1997)

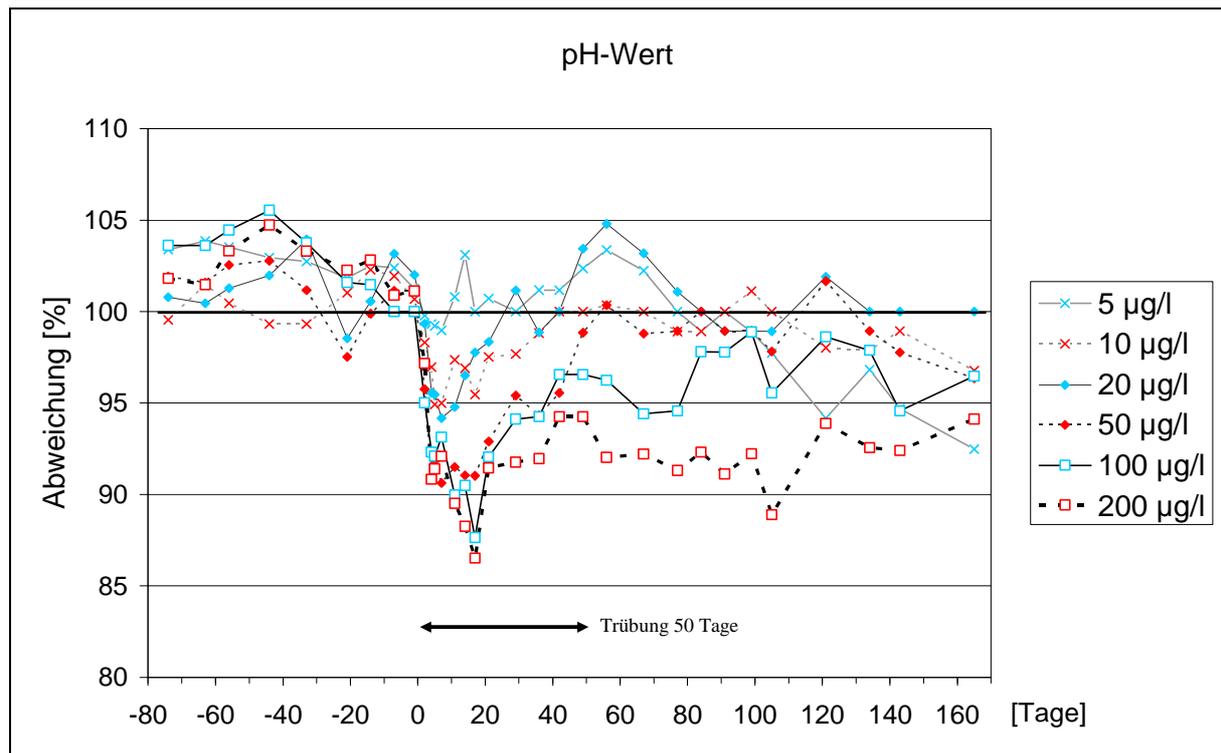


Abb. 72: Abweichung des pH-Werts von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Die Betrachtung der Abweichung von der Kontrolle (Abb. 72) zeigt diese Entwicklung sehr deutlich, obwohl sie mit weniger als 15 % als nicht signifikant zu bewerten ist.

Der Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Vorjahr zeigt im Kurvenverlauf der beiden höchsten TBA-Konzentrationsstufen (2. Jahr) und der beiden längsten Trübungszeiten (1. Jahr: siehe Abb. 13) ein Absinken der Werte im Vergleich zur Kontrolle. Da die Kontrollen im 2. Jahr auch eingetrübt wurden, ist nur das TBA für die Effekte in Abb. 72 verantwortlich.

3.3.2.4 Sauerstoffsättigung

Es werden die Sauerstoffsättigungen 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche betrachtet. Vor der Belastung verlaufen die Kurven in den drei Becken nahezu parallel. Am Tag 0 fällt die Sauerstoffsättigung in allen mit TBA belasteten Kompartimenten in Abhängigkeit von der Konzentration ab. Auch die Annäherung an die Kontrollen ist konzentrationsabhängig.

Bei den beiden niedrigsten TBA-Konzentrationen (5 und 10 µg TBA/l) findet der Angleich nach 7 Tagen statt (Abb. 73). Während der Trübungszeit liegt die Sauerstoffsättigung der drei am höchsten belasteten Kompartimente unter dem der Kontrollen und gleicht sich mit dem Ende der Eintrübung wieder an die Kontrollkurven an (Abb. 74 bis Abb. 75). Die Belastungs-

stufe 20 µg TBA/l zeigt die Angleichung an die Kontrolle bereits vor dem Trübungsende ab Tag 36.

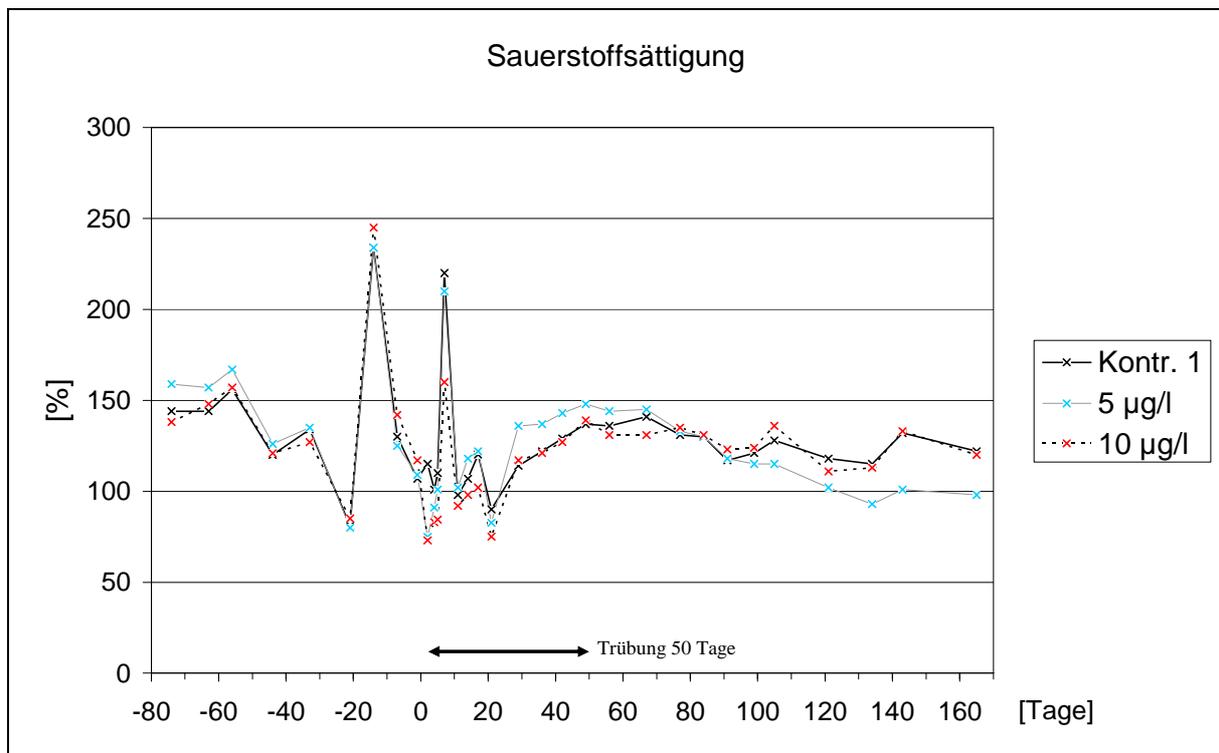


Abb. 73: Sauerstoffsättigung 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche im Becken 1 (1997)

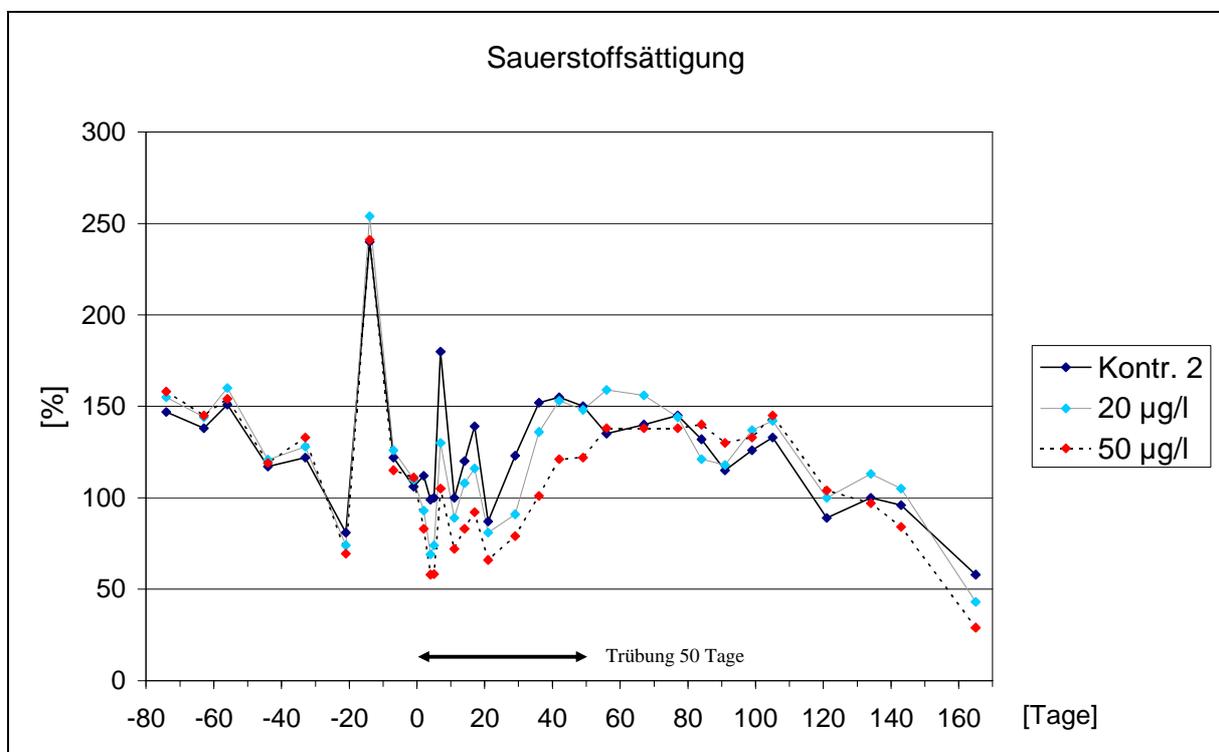


Abb. 74: Sauerstoffsättigung 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche im Becken 2 (1997)

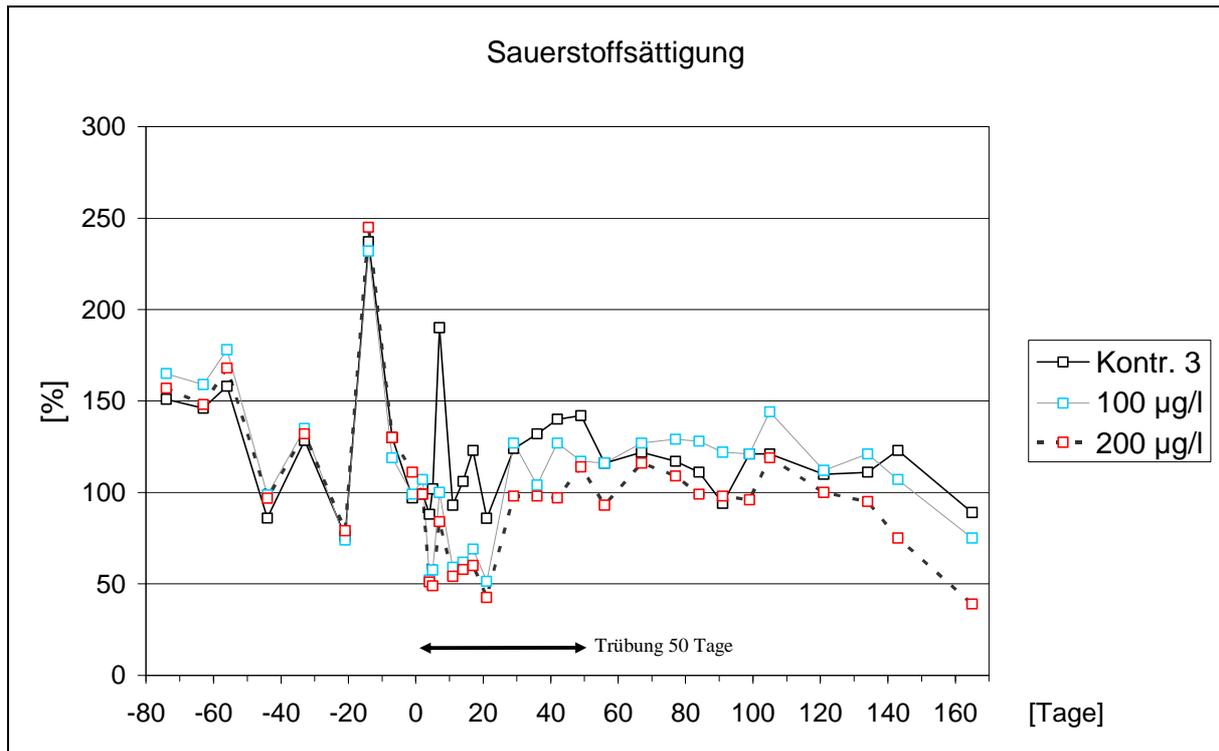


Abb. 75: Sauerstoffsättigung 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche im Becken 3 (1997)

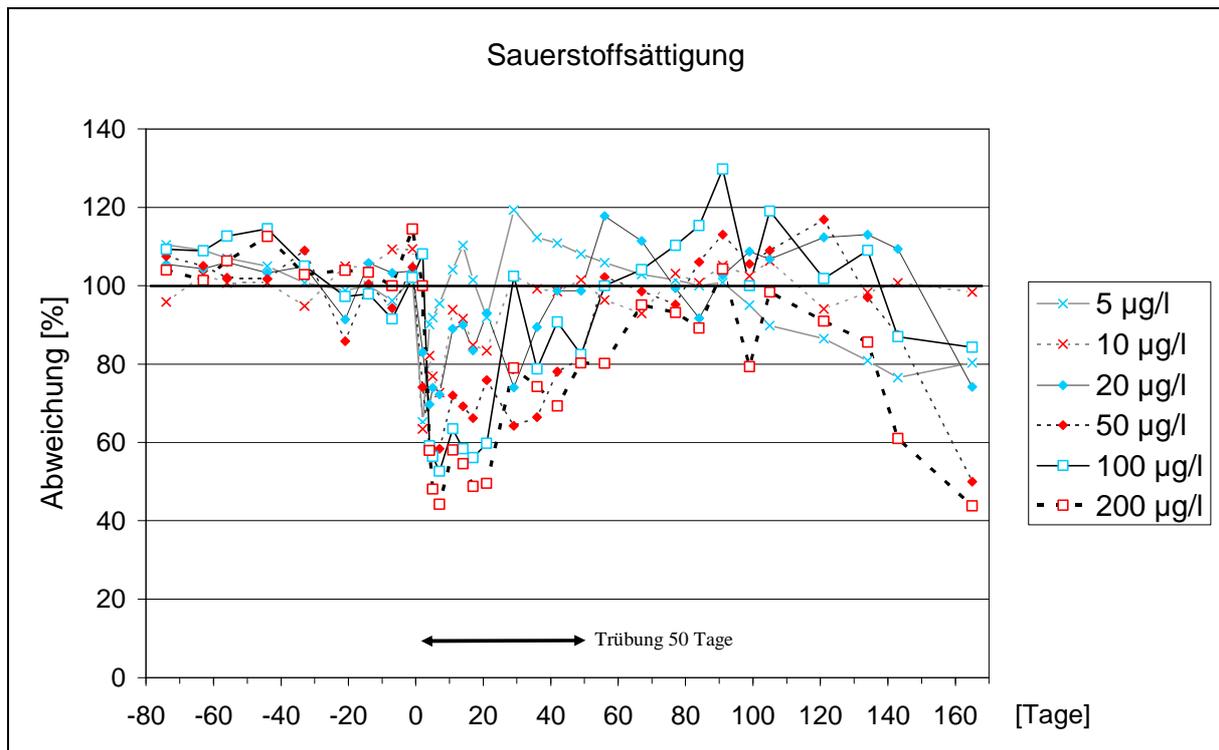


Abb. 76: Abweichung der Sauerstoffsättigung von der jeweiligen Kontrolle 10 cm unter der Wasseroberfläche (1997)

Auch der Vergleich der Ergebnisse aus allen drei Becken (Abb. 76) zeigt, dass die Sauerstoffsättigung zu Beginn der Belastung am stärksten bei der Konzentration 200 µg TBA/l absinkt. Zum Ende der Trübungszeit hin pendeln die Werte wieder um die Kontrollen. Zum Jahresen-

de (Tag 165, Ende November) weichen die Werte der stärker belasteten Kompartimente wieder stärker von den Kontrollen ab.

An den Tagen 5, 7, 17 und 21 sinkt die Sauerstoffsättigung in der Belastungsstufe 200 µg TBA/l um 50 - 56 % ab und ist damit nach LOZANO *et al.* (1992) signifikant. Die statistische Untersuchung durch PRC-Berechnungen ergab für die physikalischen Parameter keine signifikanten Unterschiede.

3.3.3 Chemische Parameter

3.3.3.1 Wasserhärte und Calcium

Wie im Vorjahr werden hier auf Grund der engen Verknüpfung der Calciumwerte mit der Wasserhärte im Folgenden nur die Verläufe der Wasserhärte dargestellt.

Bei der Belastung mit 5 und 10 µg TBA/l kann keine Abweichung von der Kontrolle festgestellt werden (Abb. 77). In Abb. 78 und Abb. 79 steigt die Wasserhärte am Tag 0 in Abhängigkeit von der TBA-Konzentration an.

Nach dem Ende der Trübungszeit fällt die Wasserhärte in allen Kompartimenten ab. Im Becken 2 gleichen sie sich an die Kontrollen an, im Becken 3 hat das Kompartiment mit 100 µg TBA/l die Angleichung zum Jahresende erreicht, während bei 200 µg TBA/l die Wasserhärte bis zum Ende der Messphase erhöht bleibt.

Deutlich wird diese Entwicklung auch in der Betrachtung der Abweichung von der Kontrolle (Abb. 80). Zwar liegen hier die Abweichungen für die Konzentrationsstufe 200 µg TBA/l bei über 40 %, können aber dennoch nicht als signifikant eingestuft werden.

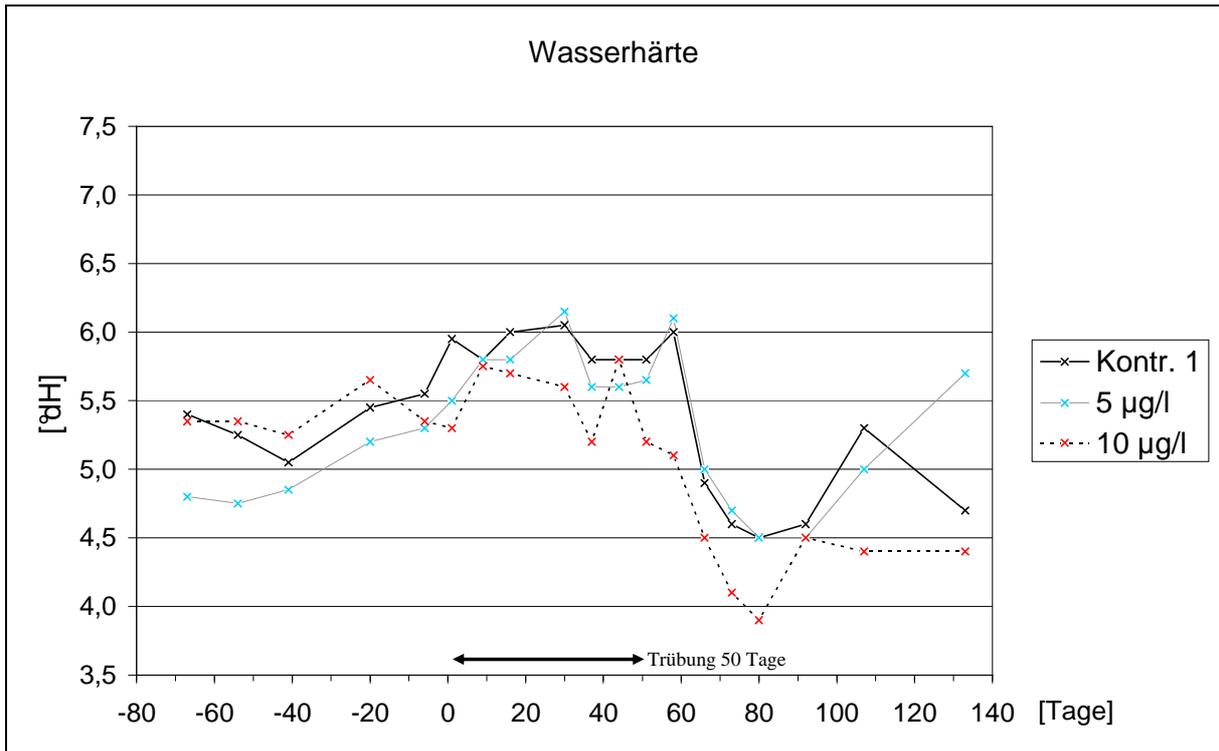


Abb. 77: Wasserhärte im Becken 1 (1997)

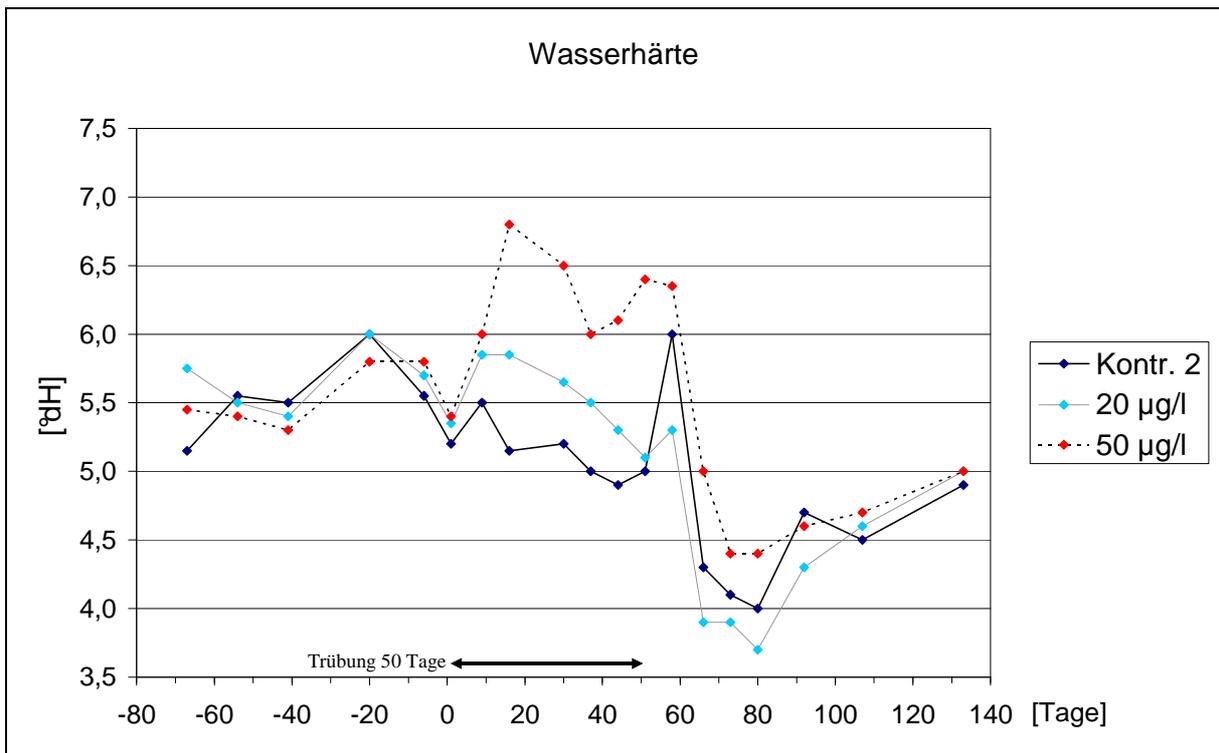


Abb. 78: Wasserhärte im Becken 2 (1997)

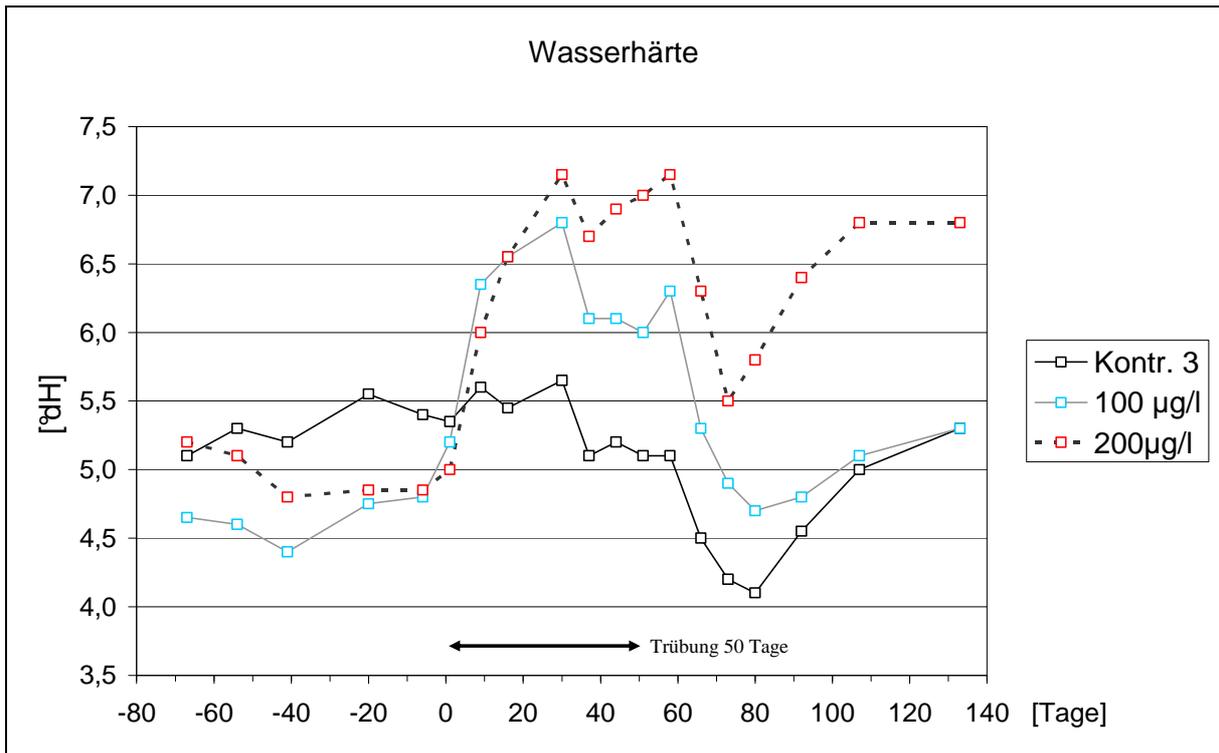


Abb. 79: Wasserhärte im Becken 3 (1997)

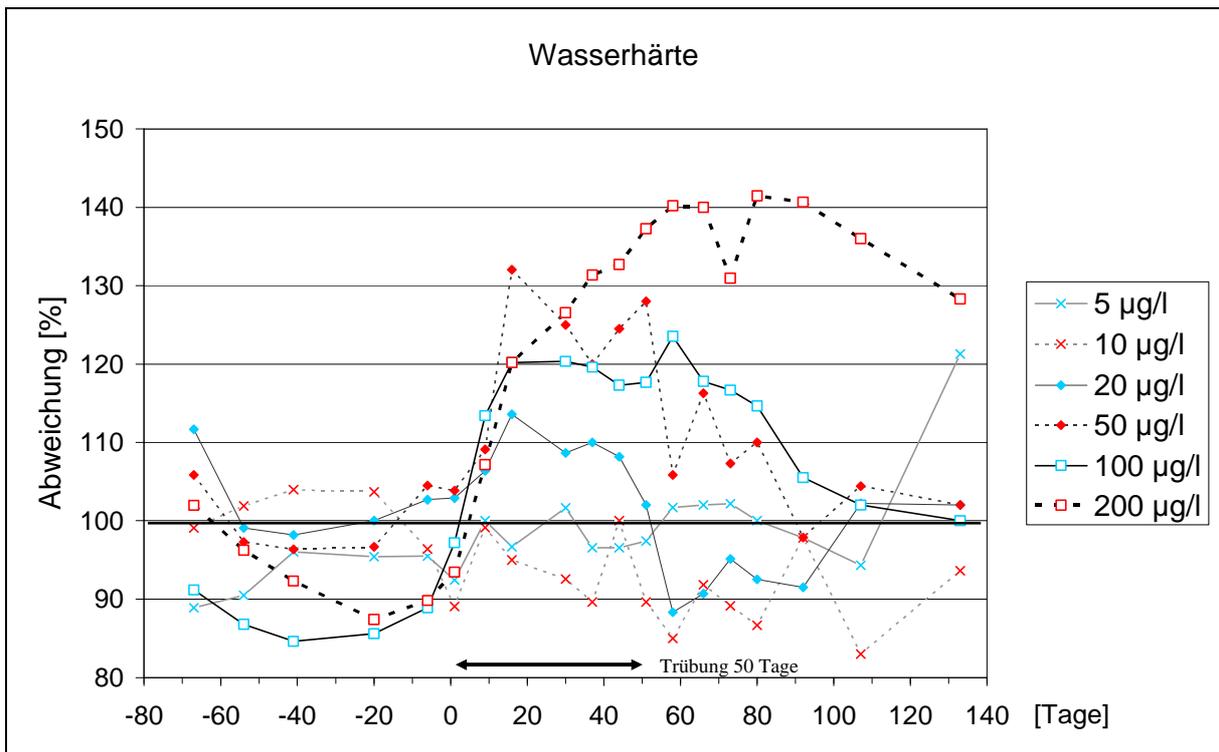


Abb. 80: Abweichung der Wasserhärte von der jeweiligen Kontrolle (1997)

3.3.3.2 Alkalinität

Ähnlich wie bei der Wasserhärte steigen am Tag 0 in den Becken 2 und 3 die Werte der Alkalinität in Abhängigkeit von der TBA-Konzentration an (Abb. 82 und Abb. 83). Im Becken 1 ist dieses Verhalten nicht zu beobachten. Hier sind die Werte schon vor Tag 0 sehr unterschiedlich (Abb. 81). Mit dem Ende der Trübung fallen die Werte in allen Kompartimenten steil ab. Eine Angleichung an die Kontrolle ist nur in Becken 2 zu erkennen.

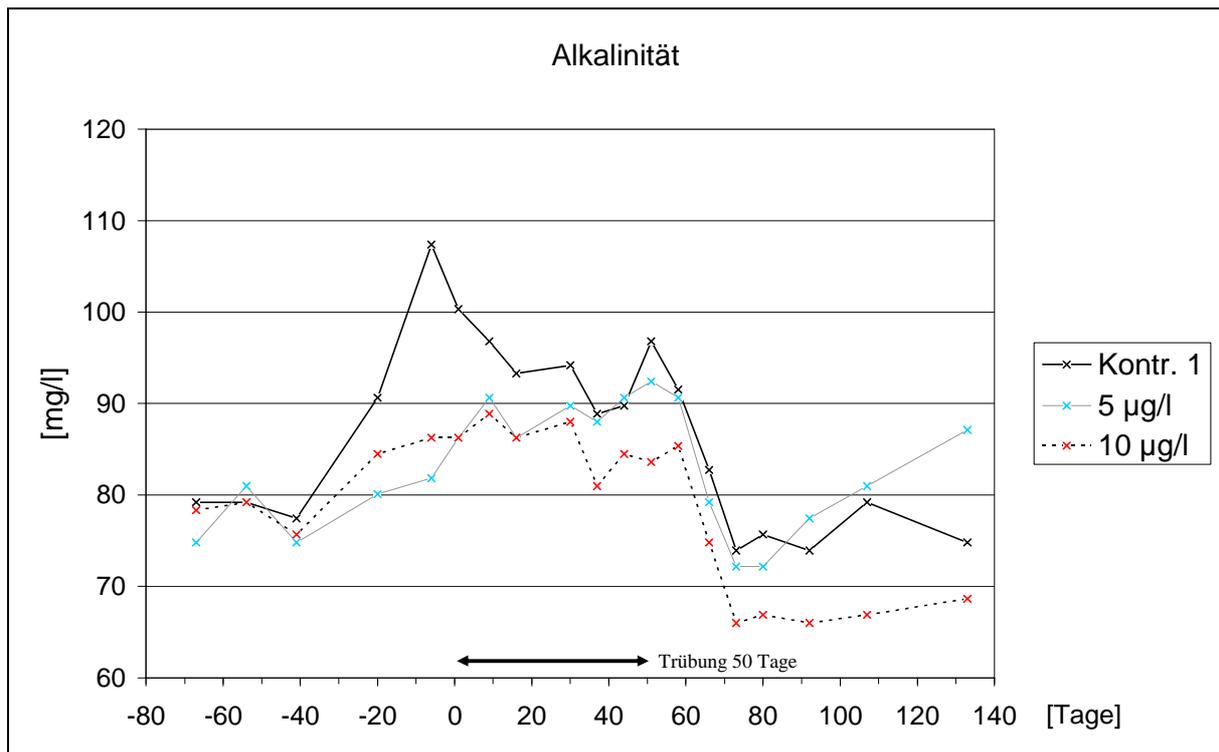


Abb. 81: Alkalinität im Becken 1 (1997)

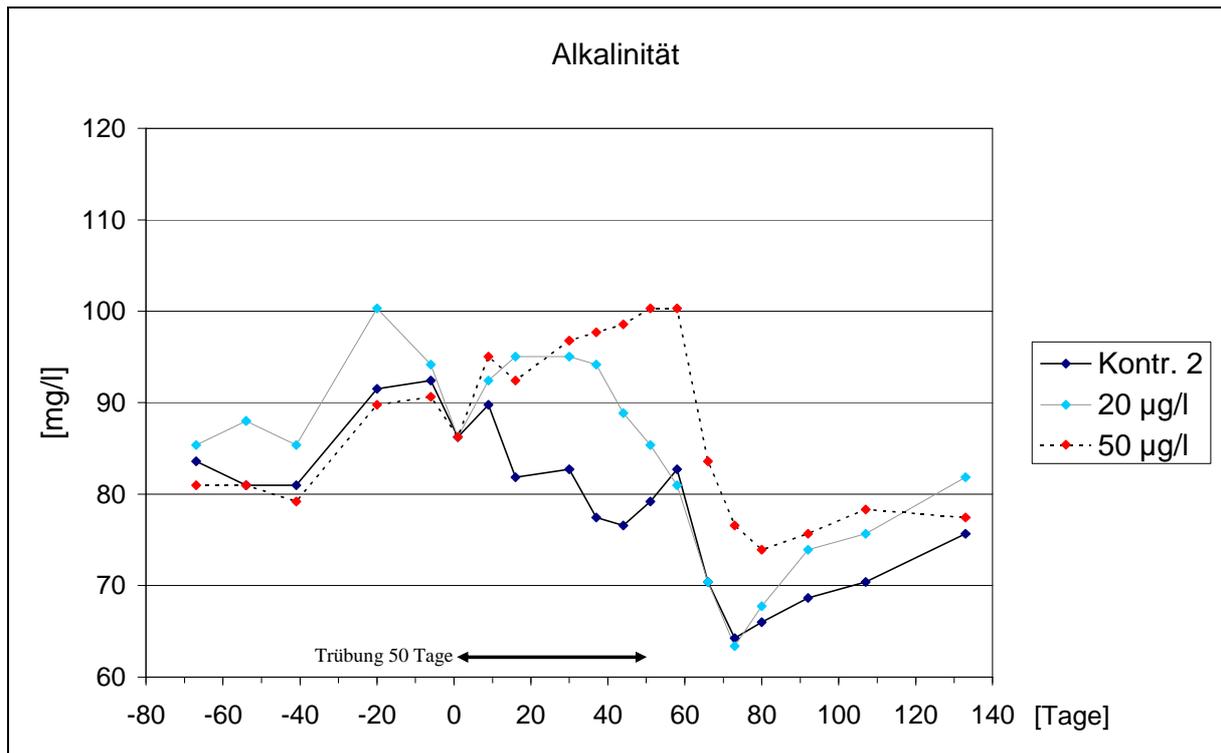


Abb. 82: Alkalinität im Becken 2 (1997)

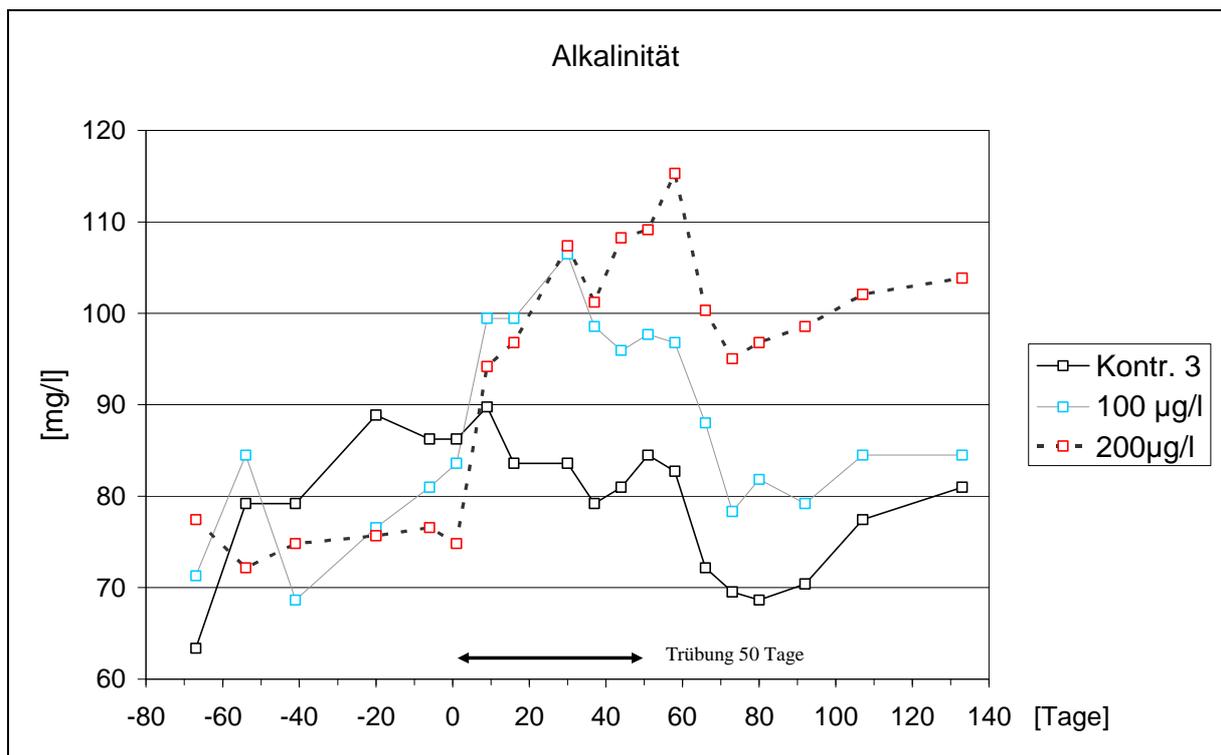


Abb. 83: Alkalinität im Becken 3 (1997)

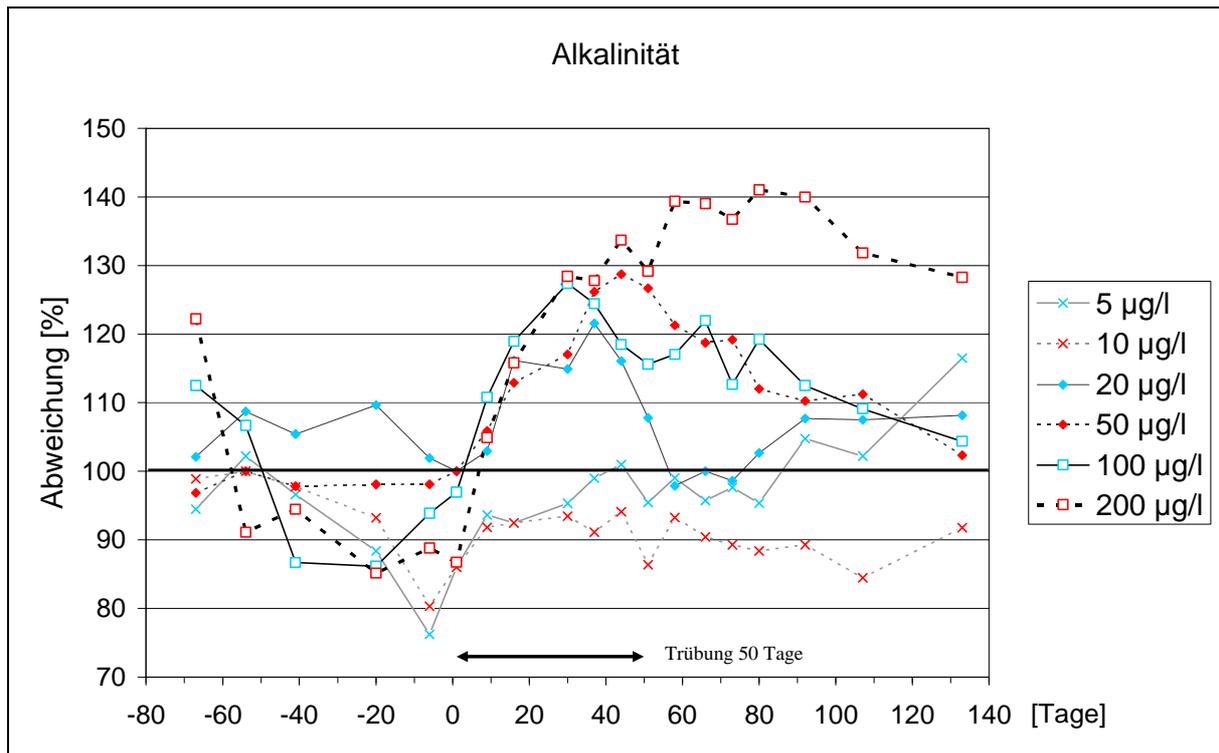


Abb. 84: Abweichung der Alkalinität von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Der Gesamtvergleich aller Becken (Abb. 84) zeigt deutlich den konzentrationsabhängigen Anstieg am Tag 0 und das Abklingen nach dem Ende der Trübung, wobei die Abweichung nicht signifikant ist.

3.3.3.3 Natrium

Betrachtet man die Entwicklung des Natriumgehalts, so lässt sich kein Einfluss der Störung feststellen. Alle Becken zeigen den gleichen Verlauf wie die Kontrolle, auf eine Darstellung wird verzichtet.

3.3.3.4 Kalium

Die Kaliumwerte sind in allen Becken sehr gering. Durch die verwendete Messmethode ist die Genauigkeit der Werte nicht sehr hoch. Dadurch sind die Unterschiede in den Entwicklungen nur schwer zu beurteilen.

Deutliche Abweichungen der TBA-belasteten Kompartimente zu den Kontrollen sind nicht zu erkennen (Abb. 85 bis Abb. 87). Die Werte in den Becken haben vor Tag 0 bereits eine ähnlich große Abweichung von den Kontrollen wie nach der Belastung. Eine Beurteilung der Abweichung von den Kontrollen ist mit diesen Werten nicht sinnvoll.

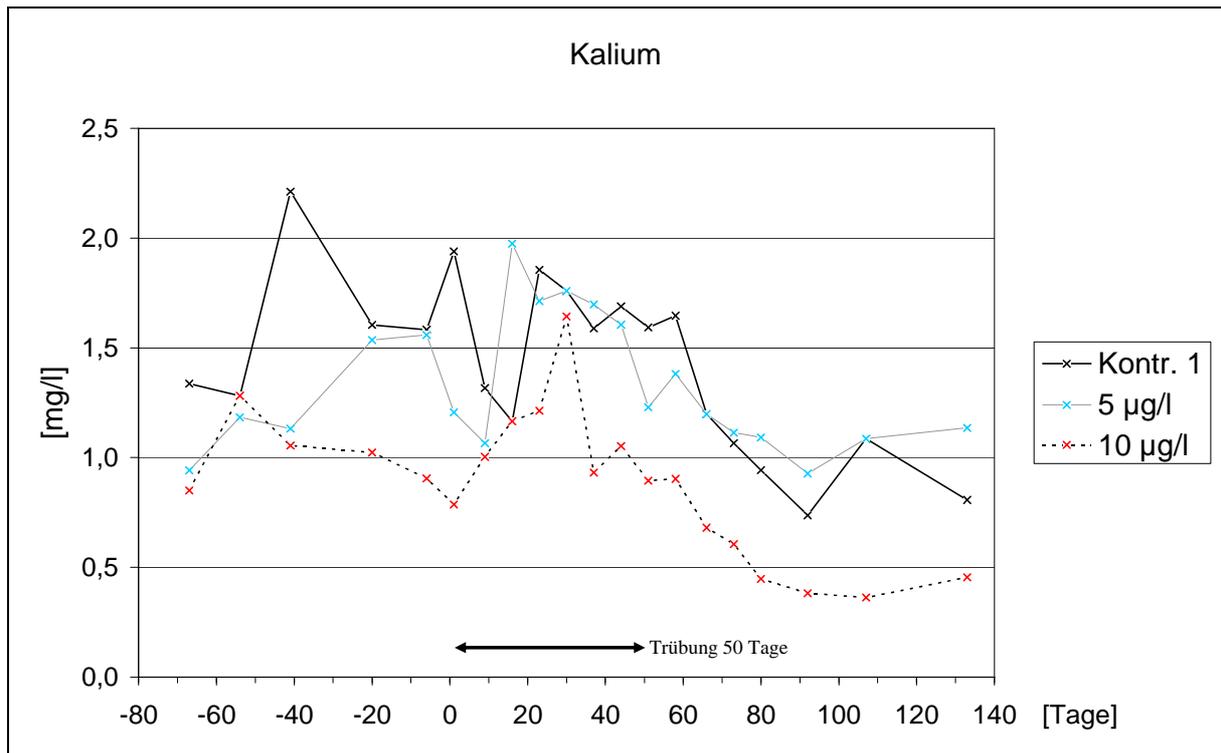


Abb. 85: Kaliumgehalt im Becken 1 (1997)

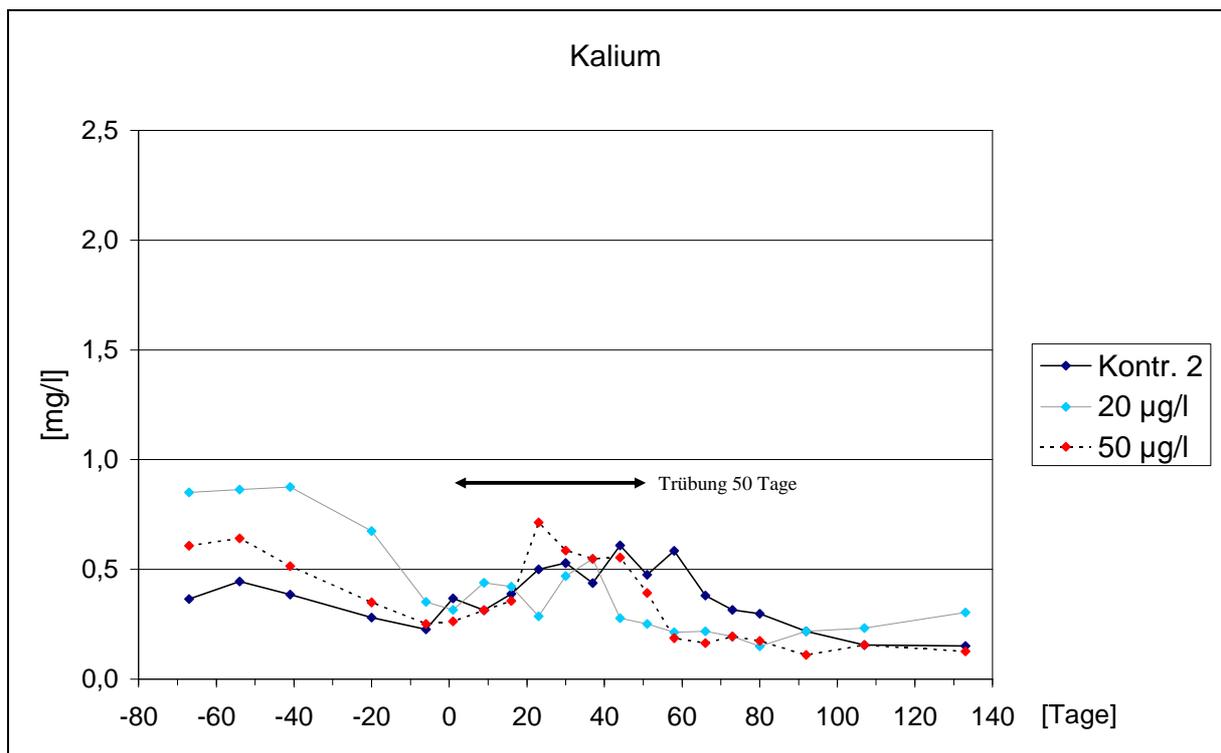


Abb. 86: Kaliumgehalt im Becken 2 (1997)

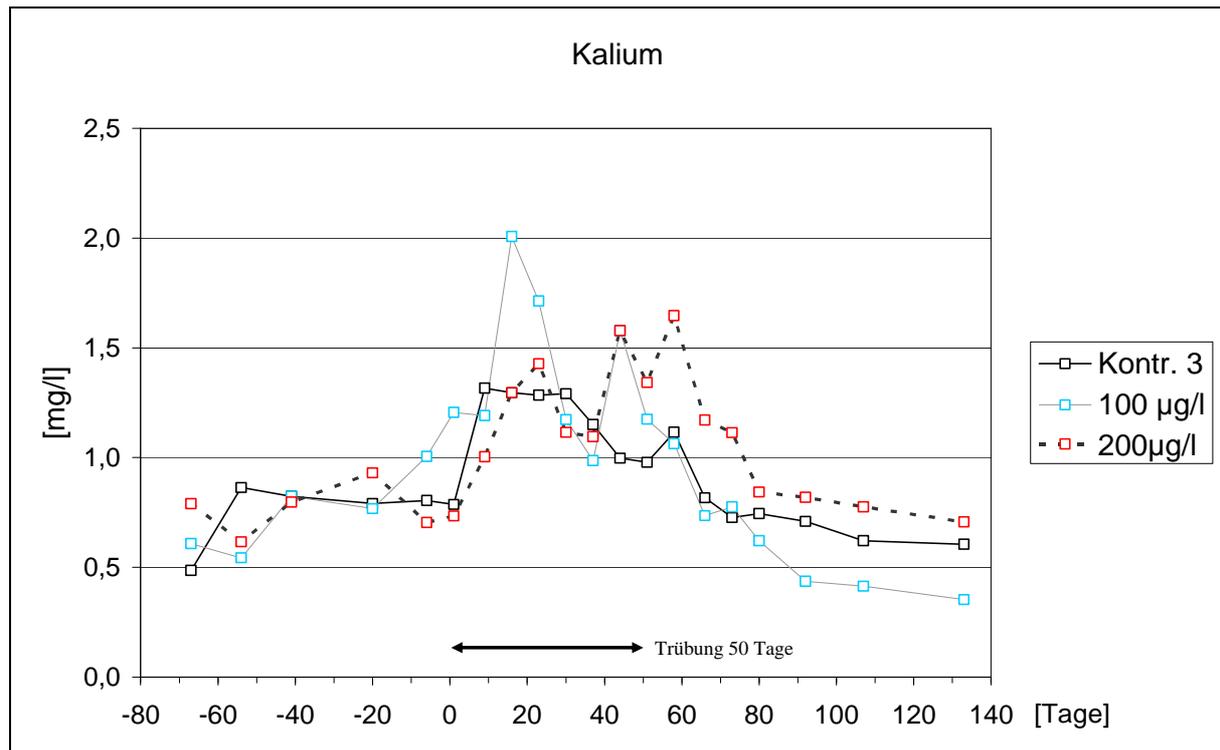


Abb. 87: Kaliumgehalt im Becken 3 (1997)

3.3.3.5 Gesamtphosphat

Auswirkungen der Störung auf die Gesamtphosphatentwicklung sind nur schwer festzustellen, da die Effekte in den einzelnen Becken unterschiedlich stark ausfallen.

Sehr deutlich ist in allen drei Becken die Spitze am Tag 1 erkennbar (Abb. 88 bis Abb. 90). Dieser Effekt konnte bereits im Vorjahr in den einzelnen Verläufen, sowie in der Abweichung von der Kontrolle beobachtet werden (siehe Kapitel 3.2.2.5: Abb. 31 bis Abb. 33).

Dieser Effekt wird Abb. 91 nicht sichtbar, da im 2. Jahr im Gegensatz zum Vorjahr auch die Kontrollen eingetrübt wurden und auch diese wie die mit TBA belasteten Kompartimente den erhöhten Wert zeigen.

Im Kompartiment mit der niedrigsten Belastung ($5 \mu\text{g TBA/l}$) ist eine positive Abweichung zu erkennen, die bis zum Jahresende erhalten bleibt (Abb. 88). Bei der Konzentrationsstufe $10 \mu\text{g TBA/l}$ ist für die Trübungszeit ein Absinken des Gesamtphosphats gemessen worden. Für die vier höheren Konzentrationen konnten außer den natürlichen Schwankungen keine Effekte gemessen werden (Abb. 89 und Abb. 90).

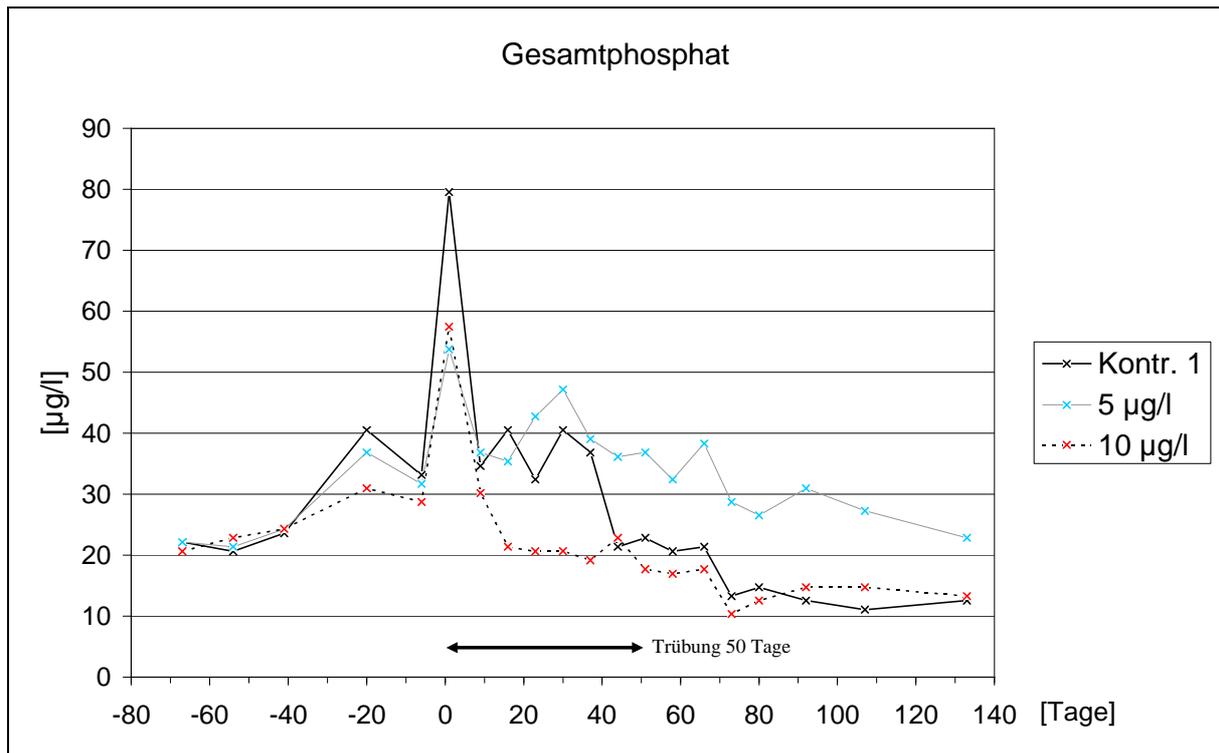


Abb. 88: Gesamtphosphatgehalt im Becken 1(1997)

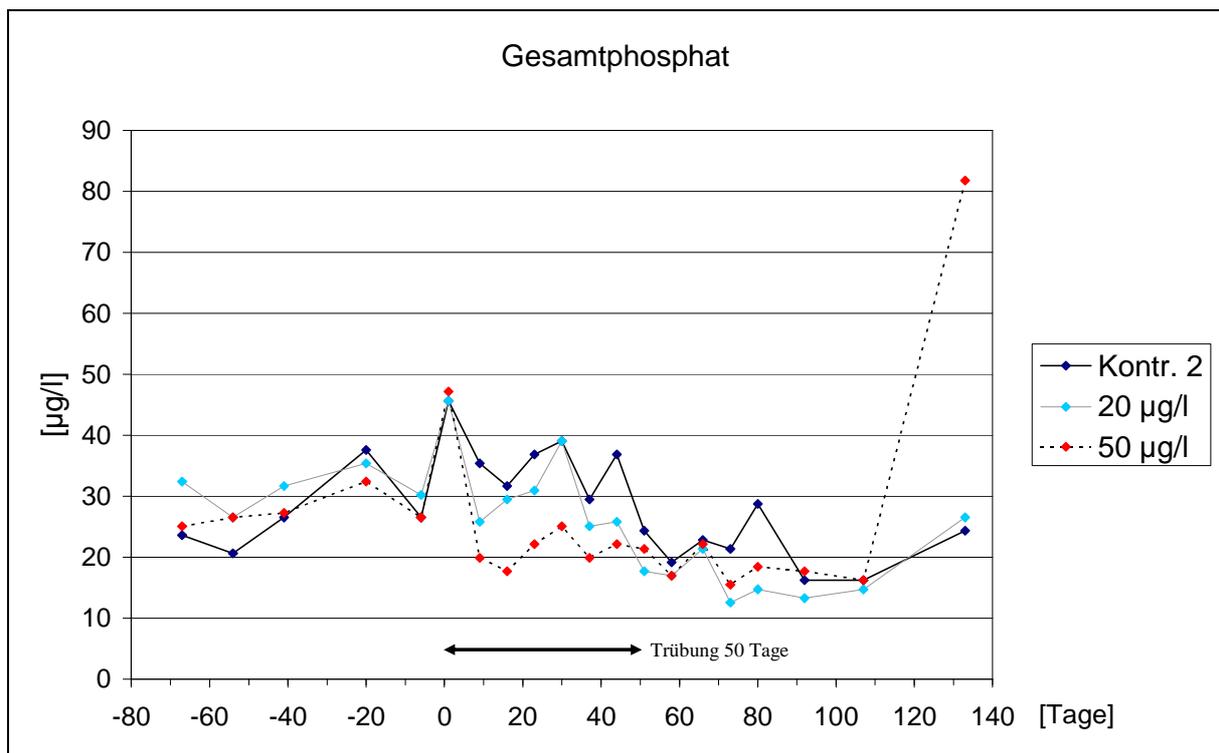


Abb. 89: Gesamtphosphatgehalt im Becken 2 (1997)

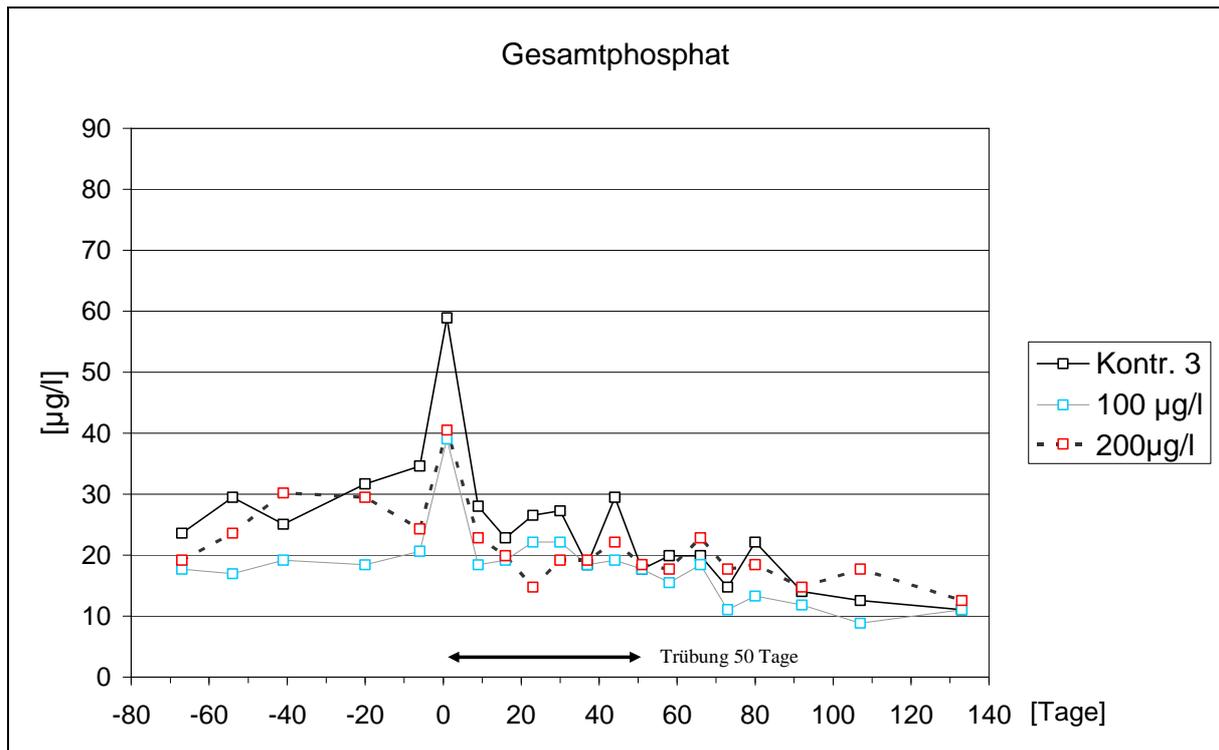


Abb. 90: Gesamtphosphatgehalt im Becken 3 (1997)

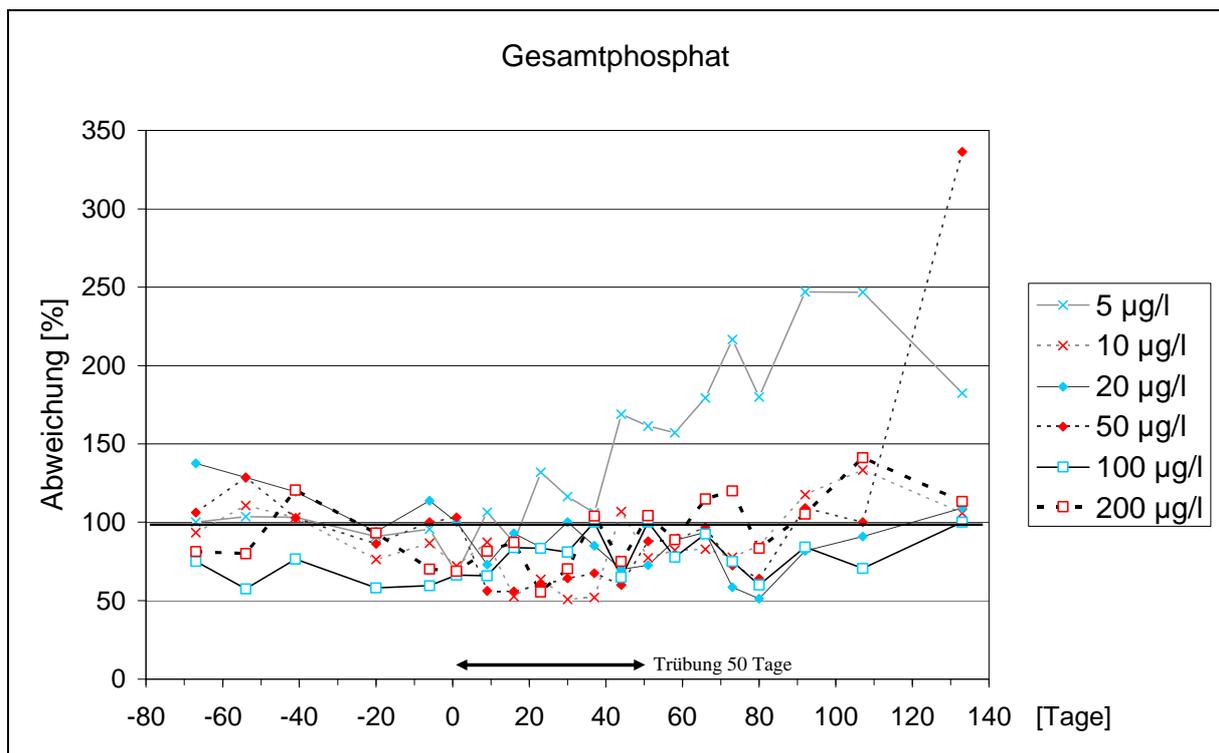


Abb. 91: Abweichung des Gesamtphosphatgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Abb. 91 lässt für die Konzentrationen ab 20 µg TBA/l keine signifikante Abweichung (größer 50 %) von der Kontrolle erkennen. Da der letzte Messwert der Belastung mit 50 µg TBA/l nur an diesem einzelnen Messtag eine signifikante Abweichung zeigt, wird ihm kein Effekt zugeschrieben (siehe Kap. 2.5: Auswertung und statistische Methoden).

Die Belastung mit 10 µg TBA/l zeigt einen nahezu signifikanten Rückgang der Gesamtphosphatwerte an den Tagen 16, 30 und 37, bedingt durch den niedrigeren Verlauf der Werte, der in Abb. 88 zu sehen ist. Die Konzentrationsstufe 5 µg TBA/l zeigt ab Tag 44 deutlich erhöhte signifikante Werte.

3.3.3.6 Gelöstphosphat

Die gemessenen Werte der Gelöstphosphatkonzentrationen lagen wie im Vorjahr alle unterhalb der Bestimmungsgrenze.

3.3.3.7 Silikat

Die Schwankungen in den einzelnen Kompartimenten sind beim Silikatgehalt sehr groß. Auch sind die Kurvenverläufe der beiden Untersuchungsjahre sehr unterschiedlich.

Für Becken 1 und 2 lassen sich keine Abweichungen feststellen (Abb. 92 und Abb. 93).

Im Becken 3 ließ sich ein Anstieg des Silikatgehalts in beiden TBA-belasteten Kompartimenten messen. Er klingt mit dem Ende der Trübungszeit wieder ab, dafür hat die Kontrolle einen erhöhten Wert am Tag 80 (Anfang September) zu verzeichnen (Abb. 94).

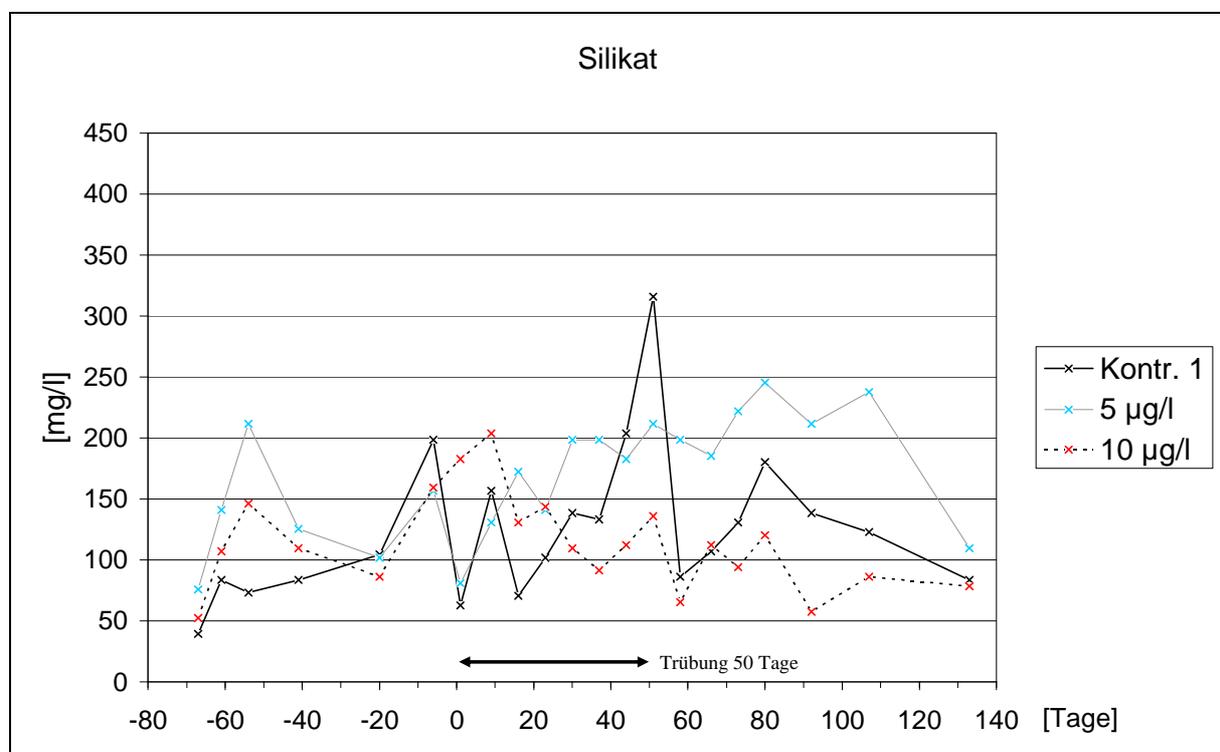


Abb. 92: Silikatgehalt im Becken 1 (1997)

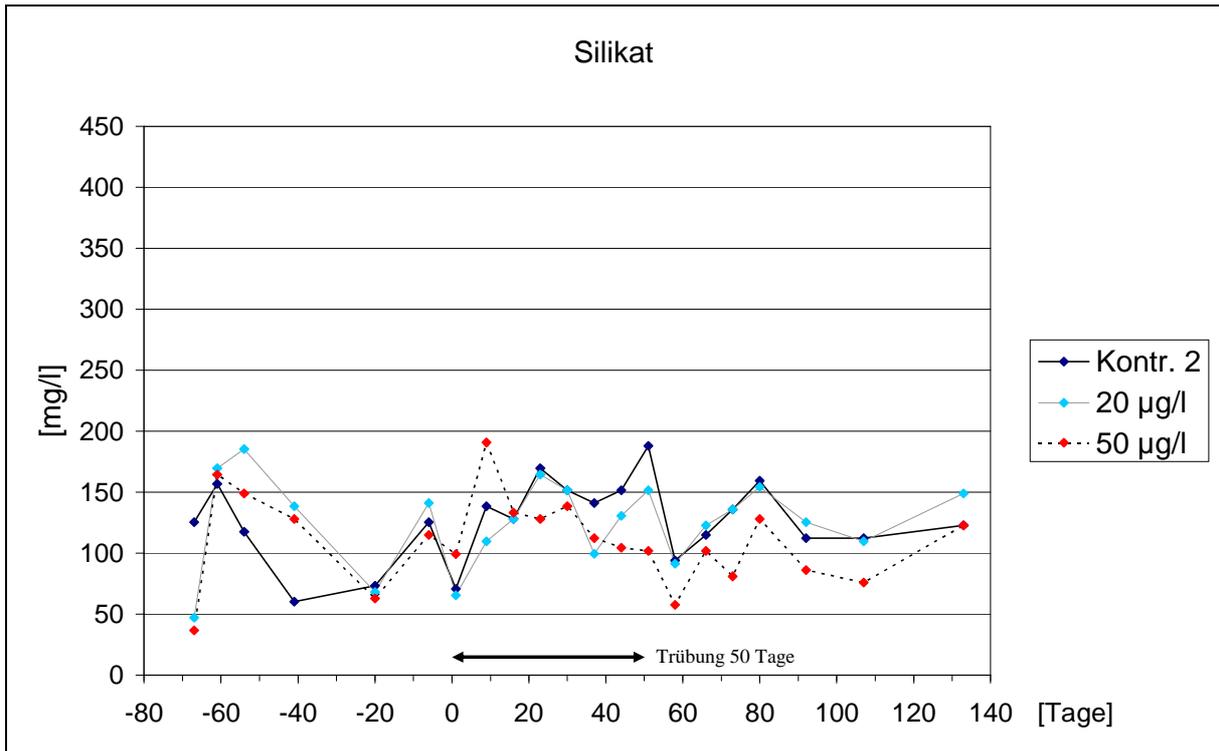


Abb. 93: Silikatgehalt im Becken 2 (1997)

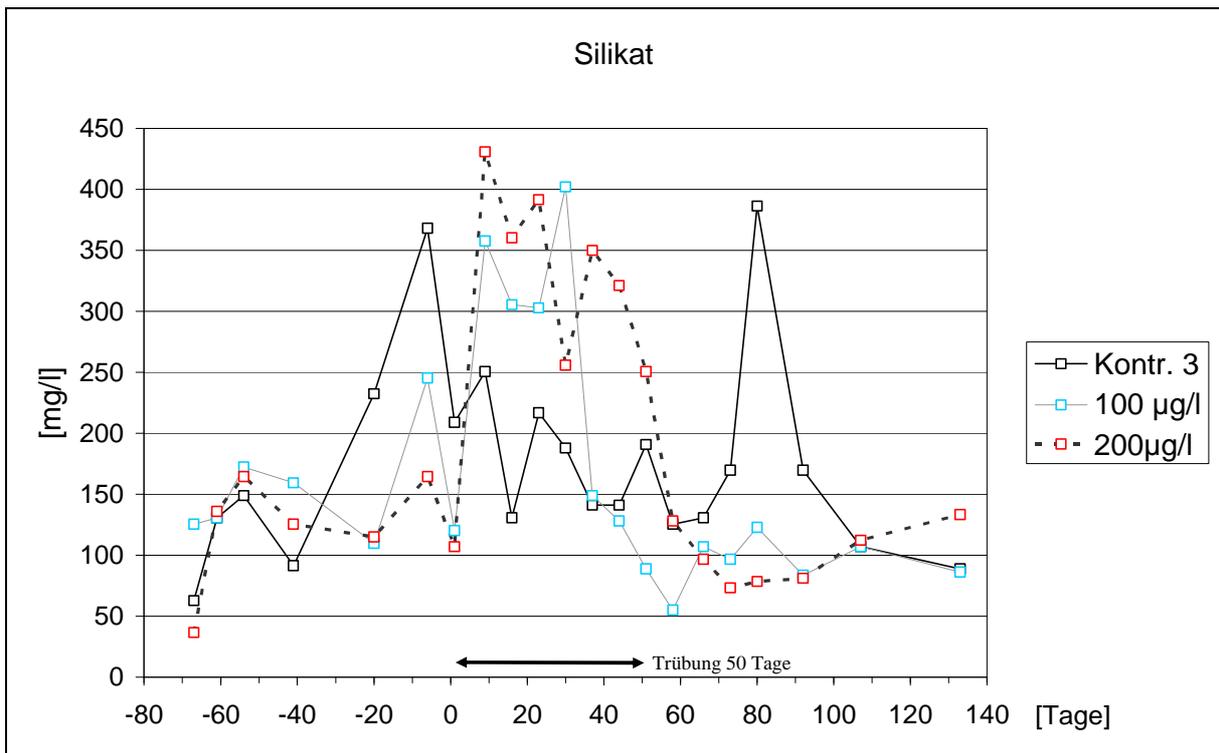


Abb. 94: Silikatgehalt im Becken 3 (1997)

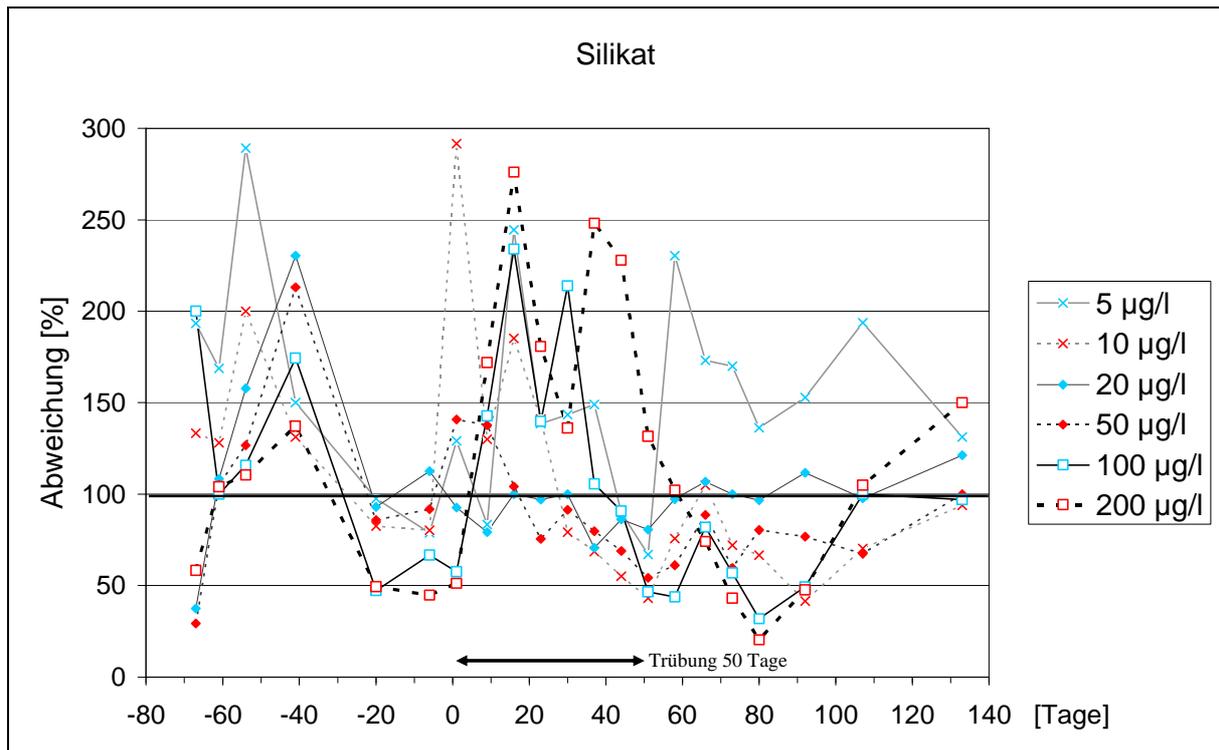


Abb. 95: Abweichung des Silikatgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Abb. 95 zeigt ganz deutlich die starken Schwankungen der Messwerte über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg. Bereits vor der Belastung sind die Werte nach LOZANO *et al.* (1992) stark signifikant unterschiedlich. Ab Tag -20 sind die Schwankungen fast innerhalb des nicht-signifikanten Bereichs. Nach Tag 0 werden bis auf die mittleren Konzentrationsstufen (20 und 50 µg TBA/l) die Werte stark positiv signifikant für die Dauer der Trübungszeit. Nach Tag 50 sind nur noch signifikant höhere Werte bei der kleinsten Konzentrationsstufe gemessen worden.

3.3.3.8 Ammonium

Die gemessenen Ammonium-Konzentrationen zeigen in allen Becken starke Schwankungen (Abb. 96 bis Abb. 98). Eine deutliche Abweichung der TBA-belasteten Kompartimente von ihren Kontrollen ist nicht zu erkennen. Einzelne Spitzen müssen als Ausreißer der Messmethode betrachtet werden.

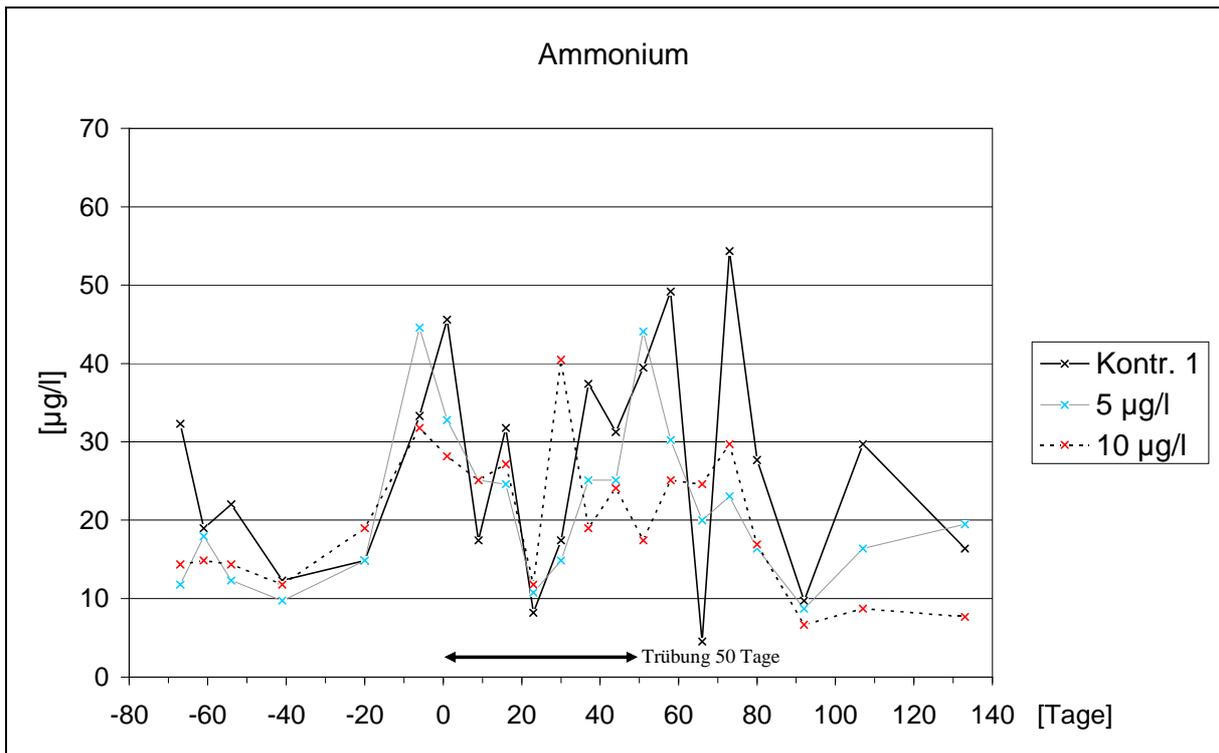


Abb. 96: Ammoniumgehalt im Becken 1 (1997)

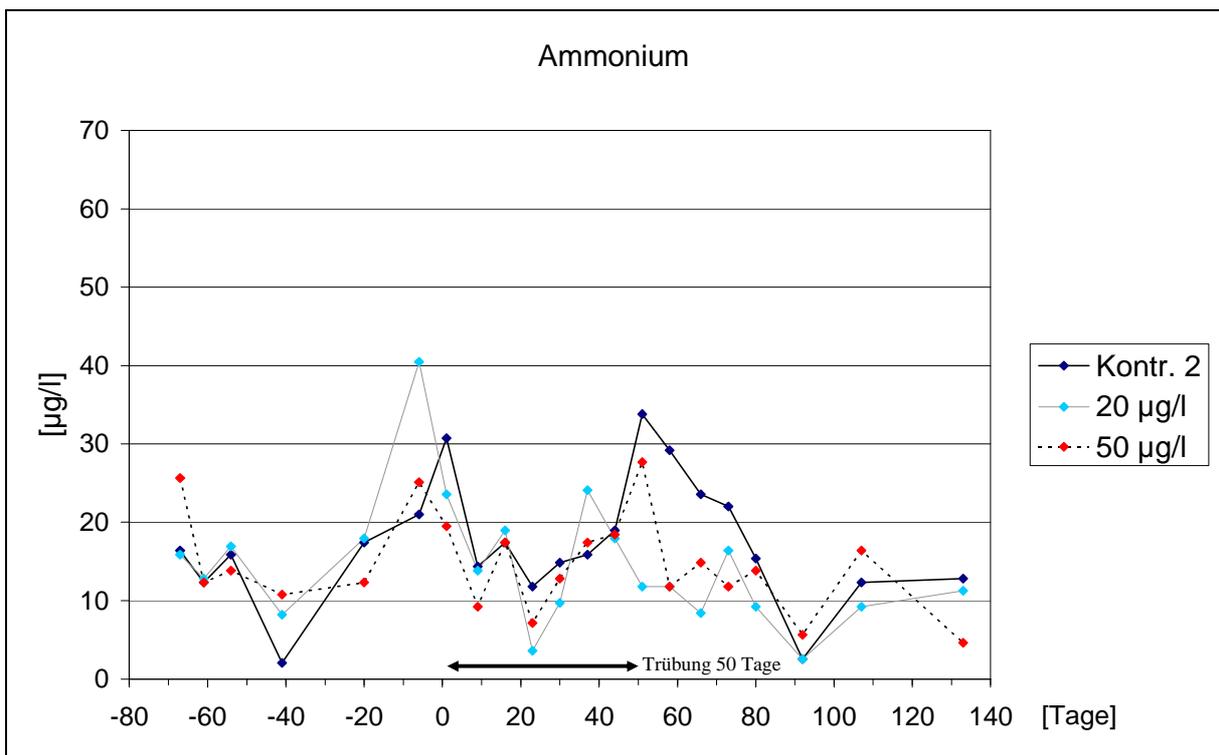


Abb. 97: Ammoniumgehalt im Becken 2 (1997)

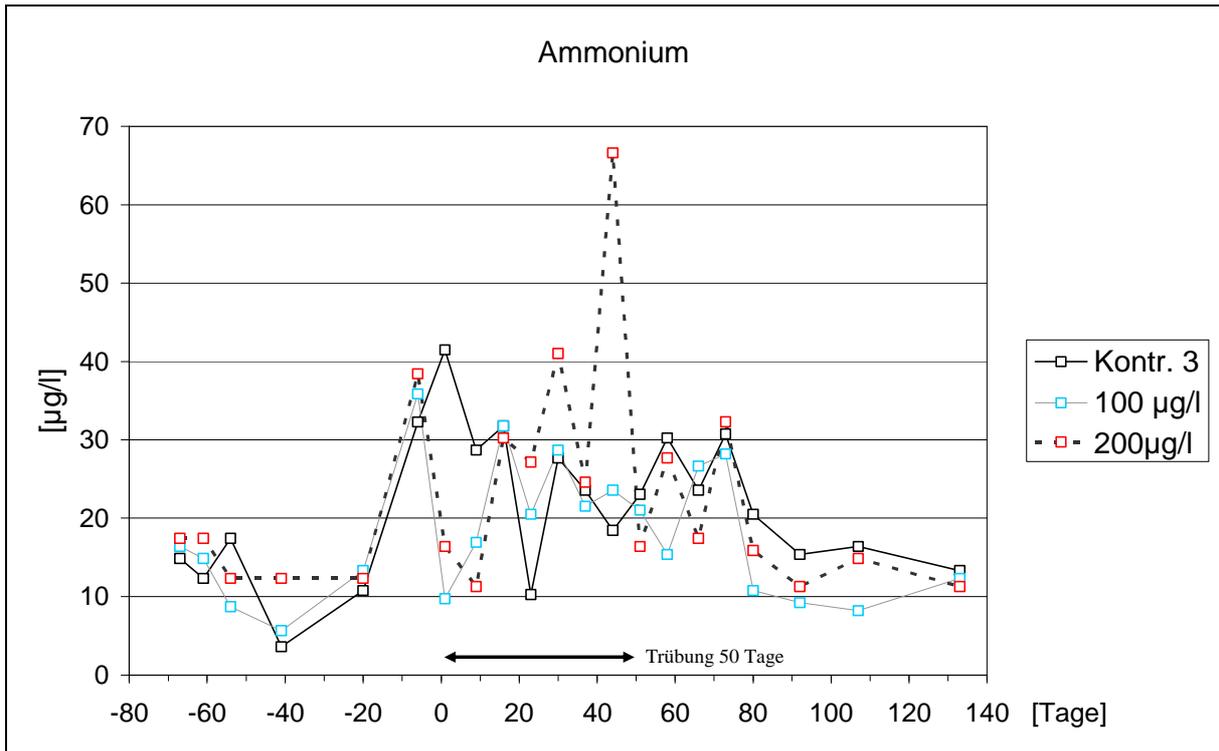


Abb. 98: Ammoniumgehalt im Becken 3 (1997)

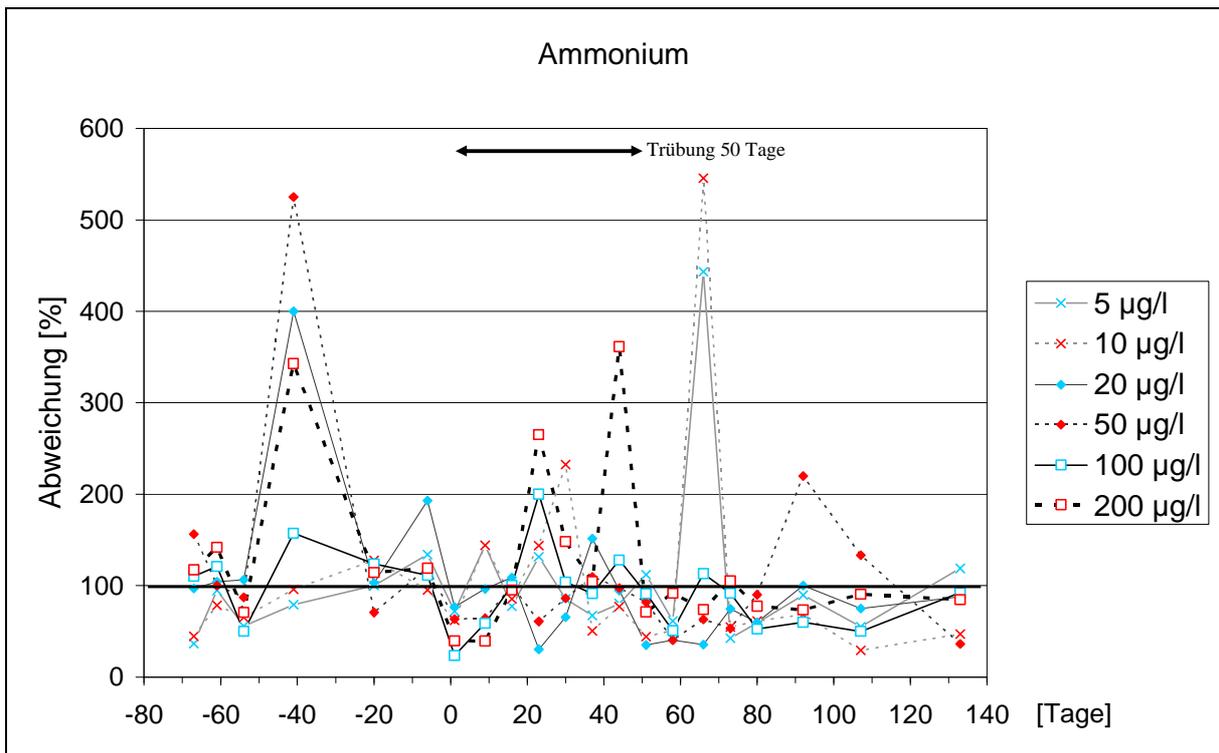


Abb. 99: Abweichung des Ammoniumgehalts von der jeweiligen Kontrolle (1997)

3.3.3.9 Nitrat

Sämtliche gemessenen Stickstoffnitrat-Konzentrationen liegen unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l. Weder Trübung noch TBA-Belastung konnten einen Anstieg über diese Grenze hervorrufen.

3.3.4 Biologische Parameter

3.3.4.1 Chlorophyll a-Gehalt

Die drei Becken zeigen keine einheitliche Entwicklung bezüglich ihres Chlorophyll a-Gehalts.

Im Becken 1 (Abb. 100) steigen die Werte der Kontrolle in der Zeit vor der Belastung zum Tag -40 hin an und nehmen anschließend wieder langsam ab. Die beiden anderen Kompartimente haben erst gleich bleibende Werte, fallen dann wie die Kontrolle nach Tag -40 ab. Mit dem Beginn der Belastung gibt es einen dauerhaften Einbruch der Chlorophyll a-Konzentration für die Belastung mit 10 µg TBA/l. Im Kompartiment mit der Belastung von 5 µg TBA/l ist am Tag 1 ein Einbruch mit einem sich sofort anschließenden starken Anstieg zu beobachten. Zum Ende der Trübungszeit gibt es einen leichten Rückgang der Chlorophyll a-Werte. Erst nach Tag 100 beginnt das deutliche Absinken auf fast 0 zum Jahresende.

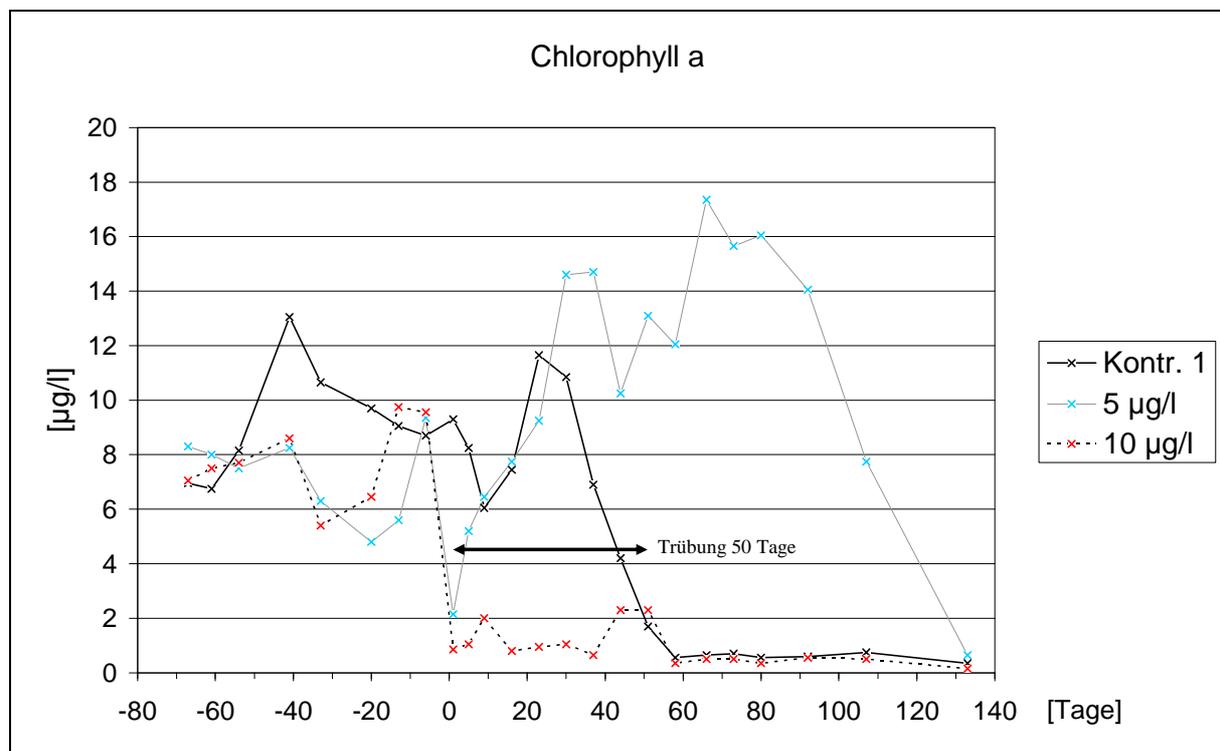


Abb. 100: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 1 (1997)

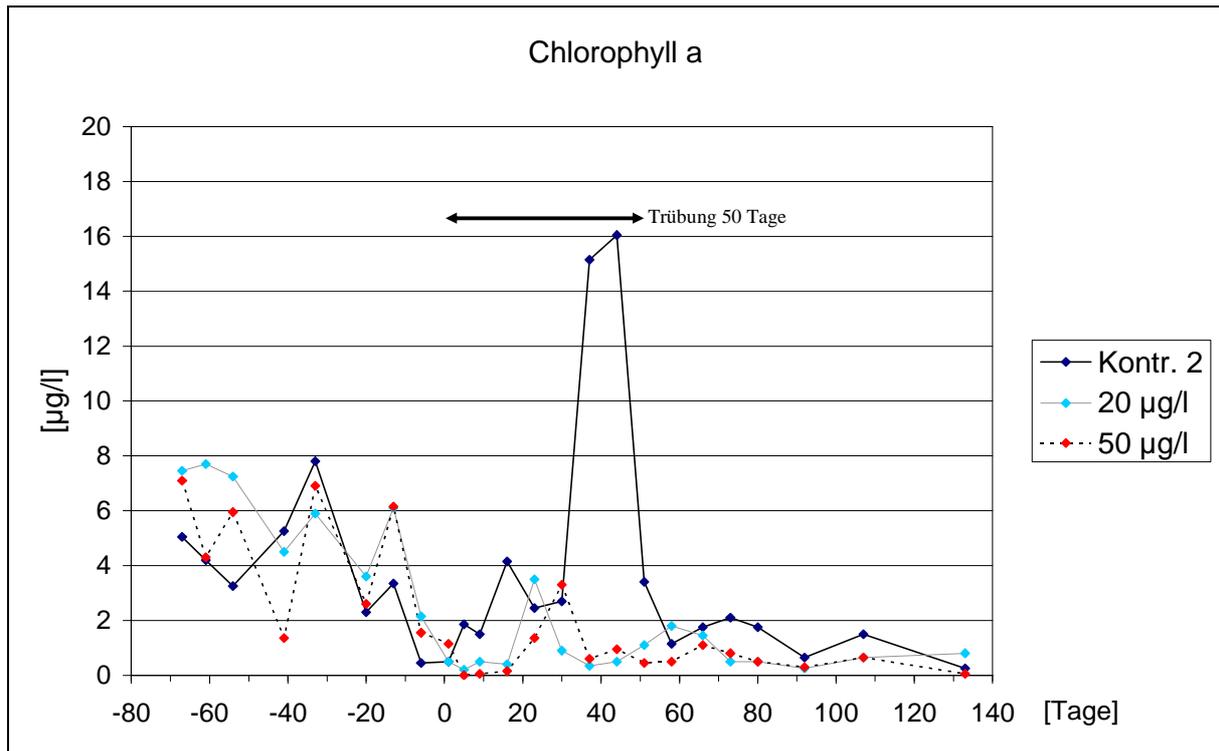


Abb. 101: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 2 (1997)

Im Becken 2 schwanken wie im Becken 1 die Werte in der Zeit vor der Belastung stark. Mit Tag 0 steigen die Werte in der Kontrolle erst leicht, ab der zweiten Hälfte der Trübungszeit gibt es einen sprunghaften Anstieg und einen ebensolchen Abfall mit dem Ende der Trübungszeit. In den mit TBA belasteten Kompartimenten sinken die Werte nach Zugabe von TBA auf null und steigen nach Tag 20 wieder an. Ab Tag 60 verlaufen die Kurven in allen drei Kompartimenten gleichförmig.

Im Becken 3 sind die Kurvenverläufe der drei Kompartimente bis Tag 0 sehr unterschiedlich (Abb. 102). Durch die Belastung sinken die Chlorophyll a-Werte in den Konzentrationsstufen 100 und 200 µg TBA/l gegen null. Dieser direkte Effekt ist auch in Abb. 103 zu sehen. Auch in der Kontrolle fallen die Werte nach Tag 0 sehr stark ab von 15,6 auf 0,4. Die Wiedererholung beginnt für die 100 µg TBA/l-Belastung nach Tag 40 vor dem Ende der Trübungszeit. Im Kompartiment mit 200 µg TBA/l stieg die Chlorophyll a-Konzentration am Tag 35 über die Kontrolle an, pendelt sich anschließend auf die Kontrollwerte ein.

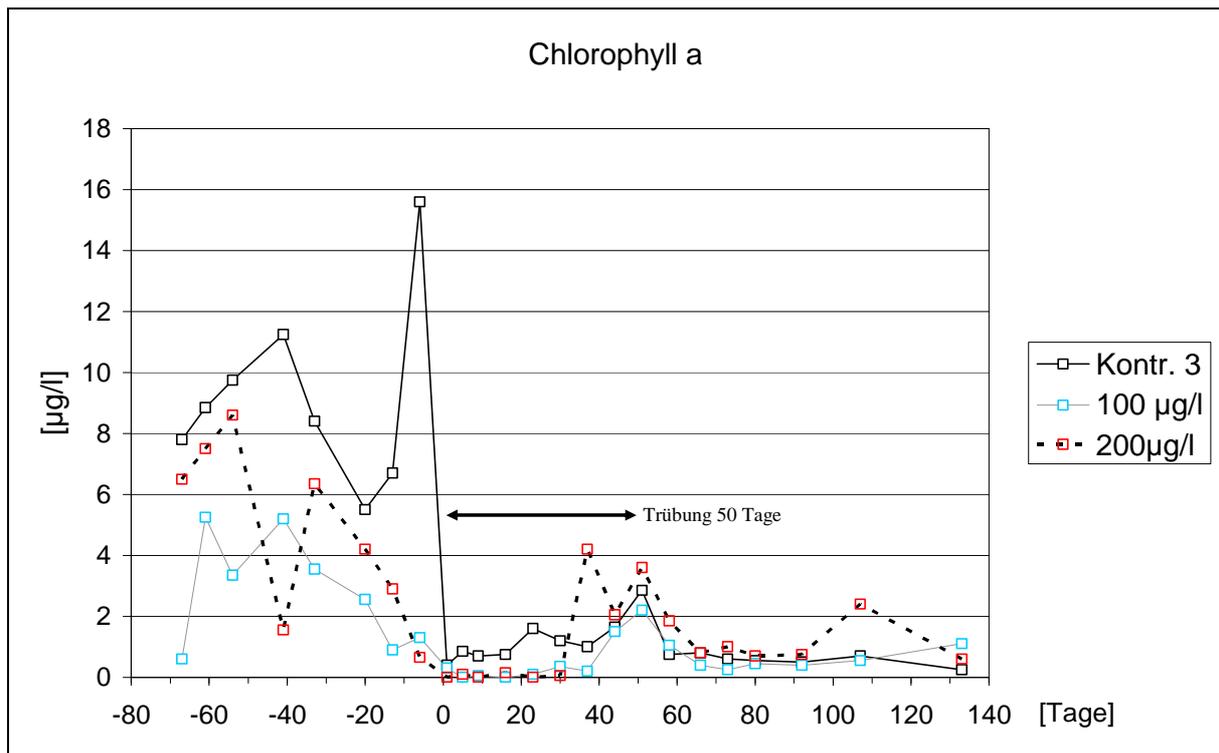


Abb. 102: Chlorophyll a-Gehalt im Becken 3 (1997)

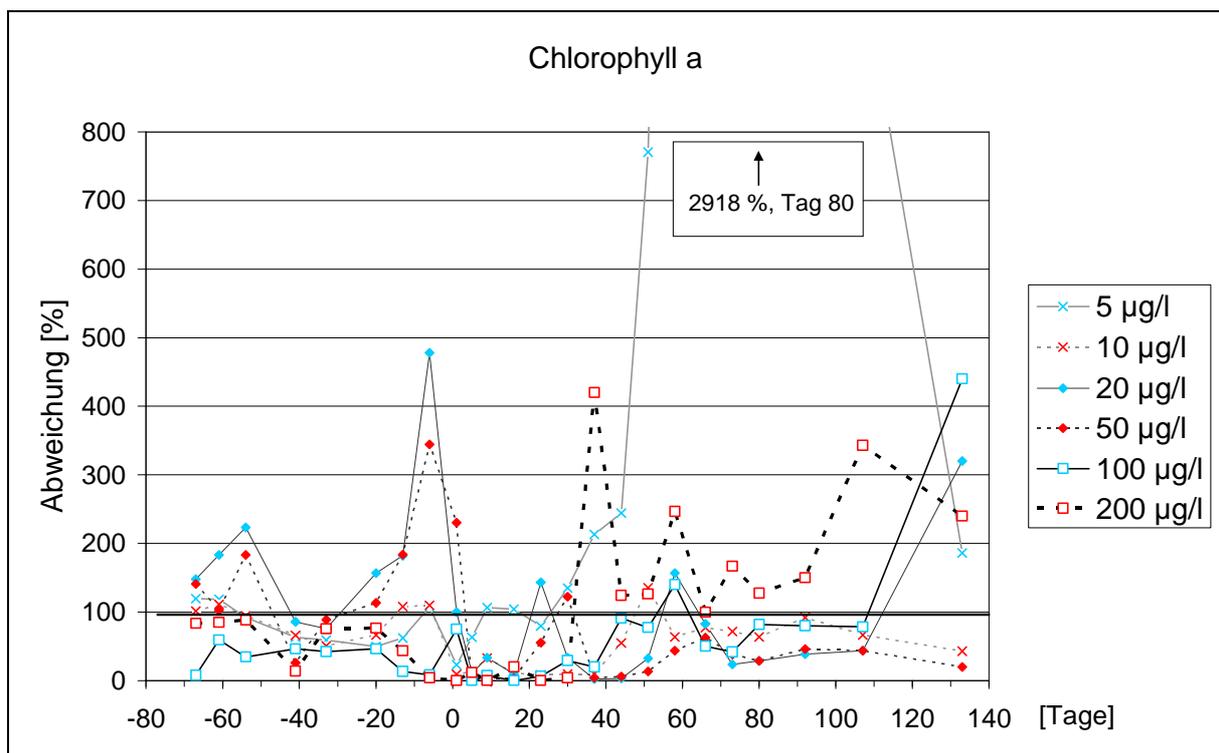


Abb. 103: Abweichung des Chlorophyll a-Gehalts von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Die Abweichung von den Kontrollen in Abb. 103 zeigt die starken Schwankungen von weit über 50 % vor Tag 0. Der Verlauf des 5 µg TBA/l-Kompartiments ist in der Abbildung abgeschnitten, da er mit mehreren sehr hohen Werten (einer davon bis über 2900 %) den Maßstab für die Differenzierung der anderen Kurven zu groß machen würde. Trotz der großen

Schwankungen lässt sich der Einfluss der TBA-Belastung an einem signifikanten Rückgang der Chlorophyll a-Konzentrationen in allen Belastungsstufen am Tag 1 erkennen, dem ein Anstieg folgt.

3.3.4.2 Phytoplankton

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons im 2. Untersuchungsjahr entspricht im Wesentlichen der aus dem Vorjahr in Tab. 3 aufgeführten.

Nicht gefunden wurden *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum minor* und *Paulschulzia pseudo-volvox*.

Die Hauptvertreter der Klassen, die über den gesamten Untersuchungszeitraum anzutreffen waren, sind *Uroglena* spec. bei den Chrysophyceae, *Rhodomonas minuta* bei den Cryptophyceae und *Chrysochromulina parva* als einziger Vertreter der Haptophyceae.

In der Klasse der Chlorophyceae gibt es im Vergleich zum Vorjahr kein Taxon, das am stärksten vertreten ist, vielmehr sind einzelne Arten zu unterschiedlichen Zeiten und manche davon auch nicht in allen Becken und Kompartimenten in großer Anzahl anzutreffen. *Ankistrodesmus spiralis* und *Scenedesmus* spec. sind in der Jahresmitte, *Golenkinia radiata* am Jahresanfang in den Kompartimenten mit den zwei niedrigsten TBA-Belastungen zu finden, *Planktosphaeria gelatinosa* ist zusätzlich auch in der Kontrolle des Beckens mit den Belastungsstufen 5 und 10 µg TBA/l in der Jahresmitte anzutreffen. *Pandorina* spec. wurde in allen Becken nur am Jahresanfang gefunden.

Die Entwicklung des Gesamtphytoplanktons in den drei Becken ist in Abb. 104 bis Abb. 106 zu sehen. Nach hohen Anfangswerten sinken die Abundanzen im Becken 1 auf Werte unter 100.000 in den anderen beiden Becken unter 10.000 zum Tag 0 hin ab.

Im Becken 1 sinken die Abundanzen des mit 10 µg TBA/l belasteten Kompartiments deutlich unter die Kontrolle ab, nähern sich mit dem Ende der Eintrübungszeit an diese wieder an. Das am niedrigsten belastete Kompartiment zeigt hingegen im Vergleich mit der Kontrolle einen nur sehr schwachen Rückgang der Abundanzen. Nach Tag 38 beginnt ein starkes Wachstum des Phytoplanktons, das erst mit Tag 120 wieder abfällt und sich an die Kontrollen angleicht.

Im Kompartiment mit der Belastung 10 µg TBA/l erfolgt von Tag -6 auf Tag 9 im Vergleich zur Kontrolle ein Rückgang der Abundanzzahlen (Abb. 104). Am stärksten trägt *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae) mit einem Rückgang von 30.000 auf 3.000 Ind./l bei, gefolgt

von *Uroglena spec.* (Chrysophyceae) mit 23.000 auf 130. Auch bei *Monosiga ovata* einer weiteren Chrysophyceae ist ein starker Rückgang von 3.700 auf 80 Ind./l zu beobachten.

Becken 2 und 3 (Abb. 105 und Abb. 106) zeigen für die Belastungsstufen 50 - 200 µg TBA/l einen Einbruch durch die TBA-Belastung, gefolgt von einem Wachstum über die Kontrollwerte hinaus. Zum Ende der Trübungszeit findet die Annäherung an die Kontrollen statt. Diese Entwicklung ist auch aus Abb. 107 abzulesen.

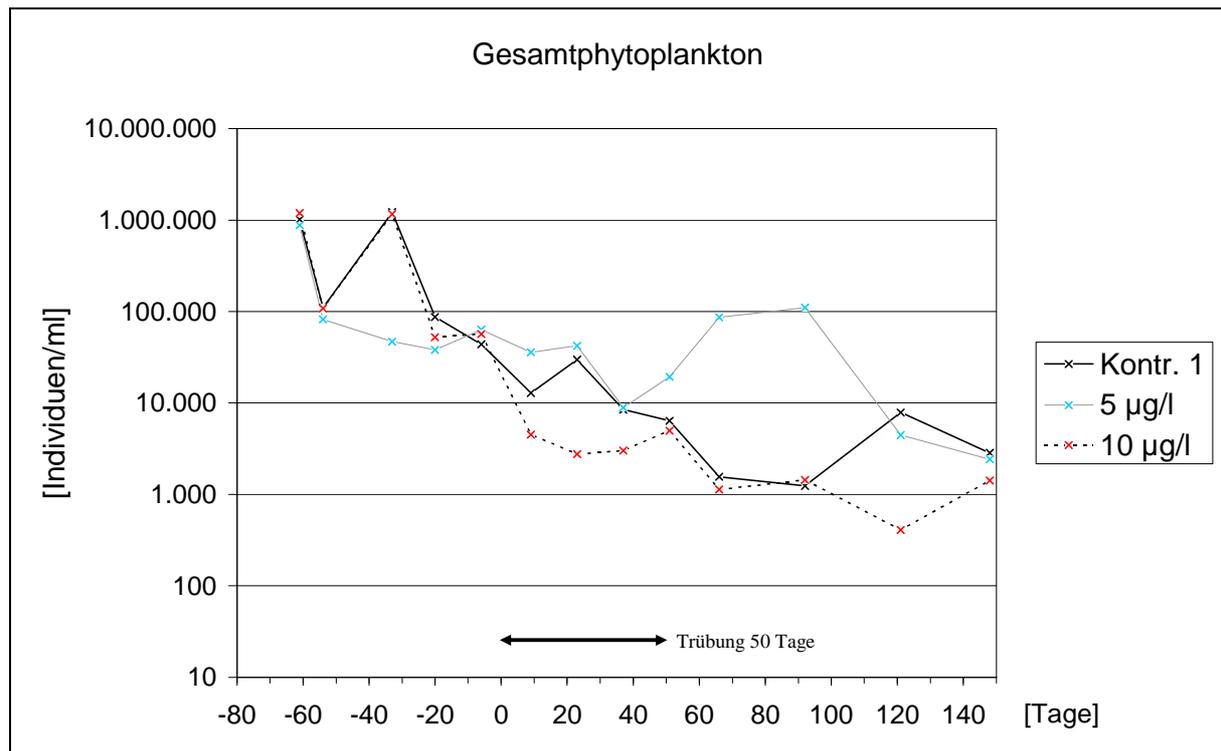


Abb. 104 Gesamtphytoplankton im Becken 1 (1997)

Im Becken 2 (Abb. 105) ist am Anfang des Jahres *Chrysochromulina parva* als einziger Vertreter der Haptophyceae um 3 - 4 Zehnerpotenzen stärker vertreten als alle anderen Taxa. Ab Tag -33 gewinnt *Uroglena spec.* (Chrysophyceae) mehr an Bedeutung, ist in der Kontrolle sogar gleich stark vertreten (Abb. 108).

In den beiden mit TBA belasteten Kompartimenten von Becken 2 kann am Tag 9 kein *Chrysochromulina parva* mehr gefunden werden. Ab Tag 37 sind in der 20 µg TBA/l-Belastung Abundanzen von 140 Ind./l wieder zu finden. Die Wiedererholung bei der Belastung mit 50 µg TBA/l findet erst mit dem Ende der Trübung am Tag 51 statt. Auch die Kontrollwerte fallen am Tag 37 auf null ab und steigen am Tag 66 auf Werte von knapp 150 Ind./l wieder an. Ab Tag 0 wird die Gesamtphytoplankton-Entwicklung von den Cryptophyceae bestimmt.

Die dominante Art dieser Klasse ist *Rhodomonas minuta*. In der Belastungsstufe 20 µg TBA/l bleiben die Werte gleich, im Kompartiment mit 50 µg TBA/l-Belastung sinken die Zahlen von 218 auf 6 Ind./l. Danach folgt ein starkes Anwachsen auf 3.400 Ind./l. Der Wert in der Kontrolle am Tag 23 beträgt knapp 300 Ind./l. Die folgenden drei Werte sind durch eine nur hier aufgetretene Algenblüte von *Volvox spec.* erhöht. Ohne diese lägen die Werte der Kontrolle bei 400 (Tag 37), 400 (Tag 51) und etwa 800 Ind./l (Tag 66). Die beiden hohen Werte der Chlorophyll a-Messungen in Abb. 101 sind durch diese Blüte zu erklären. Ein geringeres *Volvox spec.*-Auftreten ist im gleichen Zeitraum im mit 20µg TBA/l belasteten Kompartiment beobachtet worden. Beide sind sehr gut in Abb. 108 zu erkennen. Ohne die Werte von *Volvox spec.* lässt sich das Überschwingen nach der Reduktion durch die TBA-Belastung besser erkennen, wie es auch für die beiden höchsten Belastungsstufen im Becken 3 zu beobachten ist (Abb. 106).

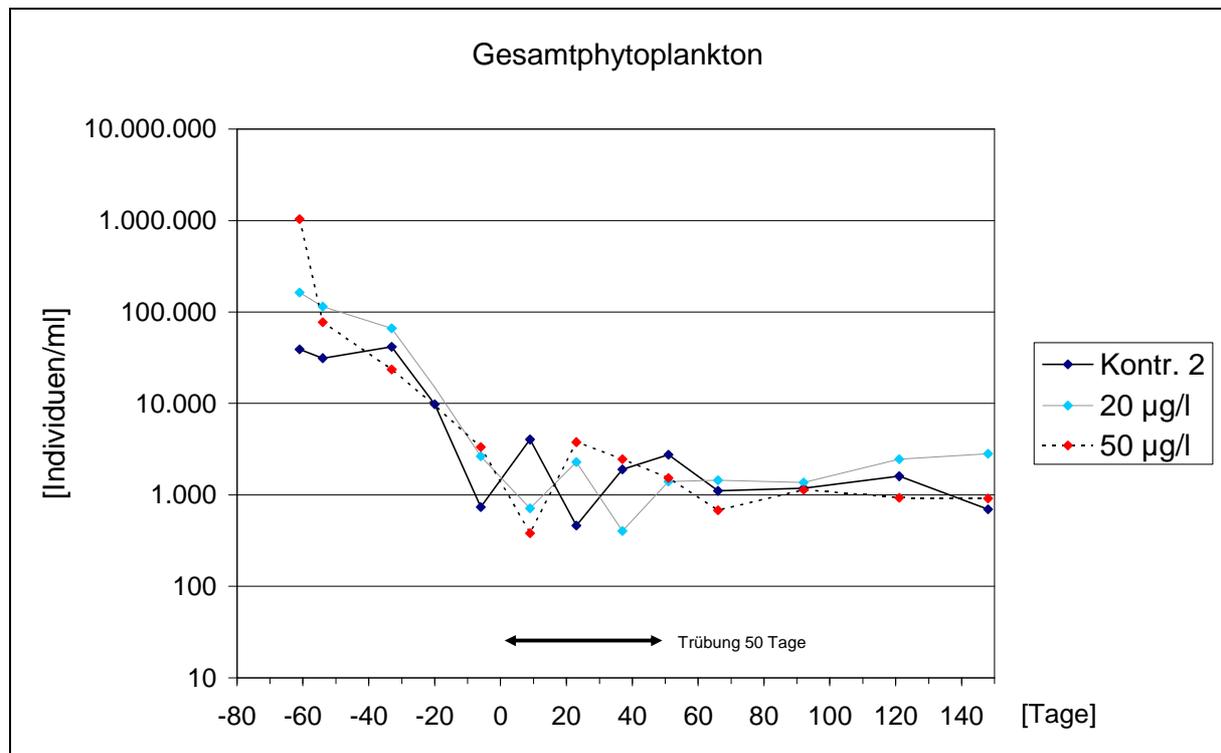


Abb. 105: Gesamtphytoplankton im Becken 2 (1997)

Das Becken 3 (Abb. 106) verhält sich sehr ähnlich wie das Becken 2. Am Jahresanfang dominiert *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae) sehr stark. Die Population dieser Art bricht nach Tag 0 zusammen, wie auch die der anderen Klassen. Ausnahme sind die Cryptophyceae. Im Kontrollkompartiment ist ein leichter Anstieg in den Individuenzahlen bei *Cryptomonas marsonii* von 90 auf 300 Ind./l zu beobachten. *Rhodomonas minuta* fällt von 260 Ind./l auf die Hälfte ab, steigt am nächsten Messtag (Tag 23) auf 3.900 Ind./l an. Auch die

zwei Taxa der Chrysophyceae *Mallomonas* spec. und *Uroglena* spec. kommen an Tag 23 mit 240 bzw. 790 Ind./l in der Gesamtphytoplanktonzahl zum Tragen.

In den beiden belasteten Kompartimenten (100 und 200 µg TBA/l) wird der starke Anstieg am Tag 27 und der Abfall nach Tag 51 von der Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* verursacht. Bei beiden Belastungsstufen liegen die Werte am Tag 23 unterhalb von 10 Ind./l und steigen dann am Tag 37 auf 4.200 (100 µg TBA/l) bzw. 18.900 Ind./l (200 µg TBA/l) an. Weiterhin hohe Werte wurden auch am folgenden Messtag gefunden, danach sanken die Werte stark ab in Richtung Kontrolle, blieben aber etwas darüber.

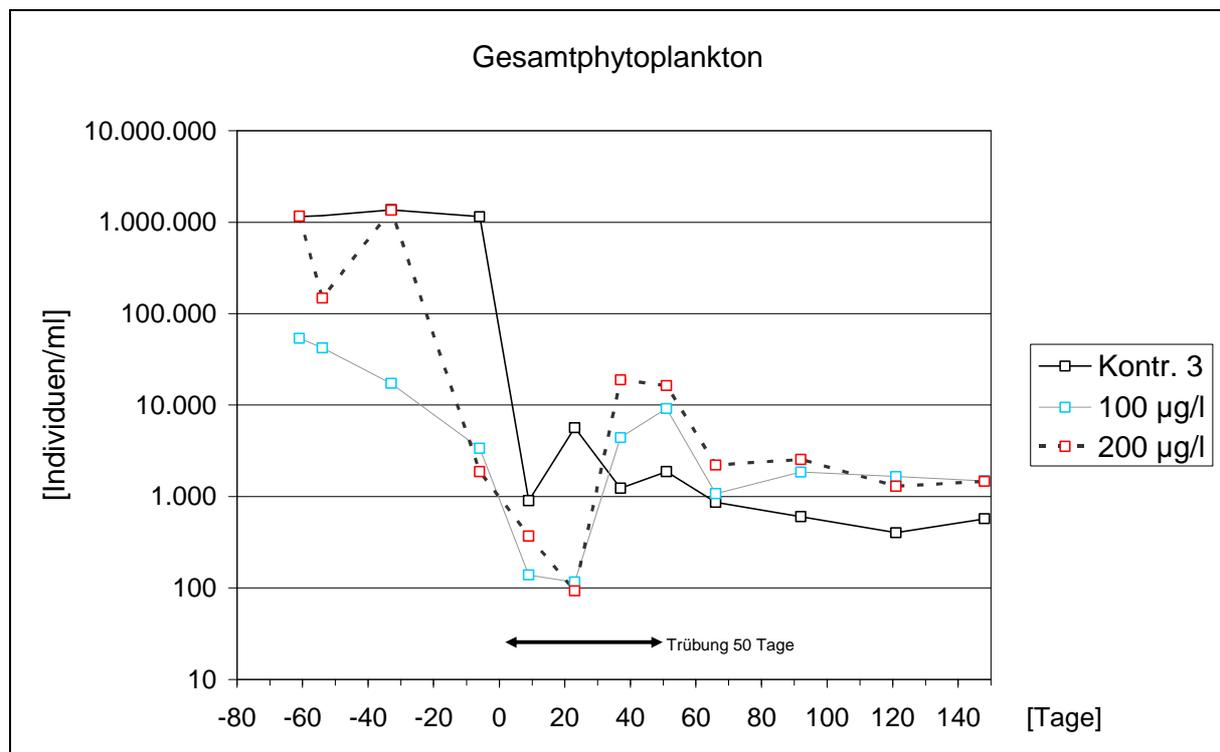


Abb. 106: Gesamtphytoplankton im Becken 3 (1997)

Die einzige signifikante Abweichung in Abb. 107 ist in der Belastungsstufe 5 µg TBA/l an den Tagen 66 und 92 zu erkennen und stimmt mit den Ergebnissen des Chlorophyll a-Gehalts (Abb. 100) überein. Dieser Anstieg wird durch das vermehrte Wachstum zweier Taxa hervorgerufen. *Scenedesmus* spec. aus der Klasse der Chlorophyceae beginnt ab Tag 37 stark anzuwachsen und kann mit Abundanzen von jeweils 50.000 Ind./l an den Messtagen 66 und 92 gefunden werden. Mit Tag 121 geht diese Art wieder völlig zurück. *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae) beginnt nach einem Einbruch am Tag 37 und dem Ende der Trübungszeit nach Tag 50 wieder anzuwachsen. Am Tag 66 werden 17.000, am Tag 92 43.000 Ind./l erreicht, anschließend gehen die Werte wieder auf null zurück.

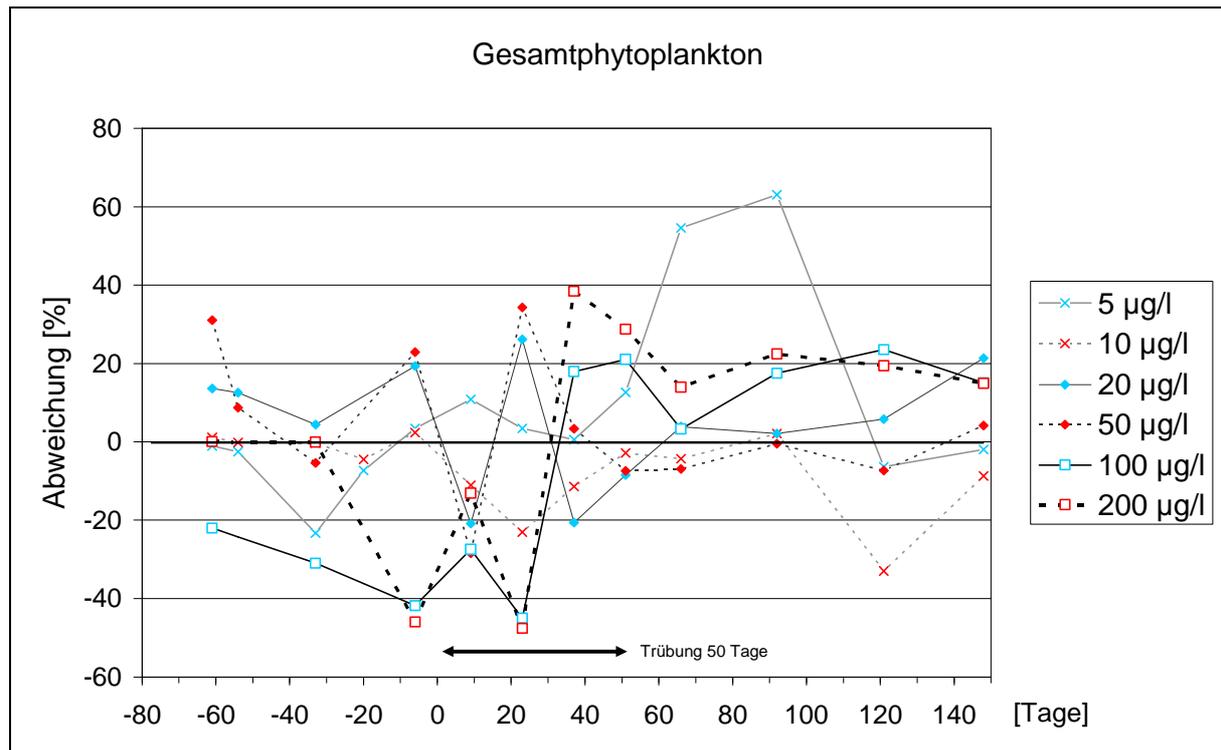


Abb. 107: Abweichung der Gesamtphytoplanktonwerte von der jeweiligen Kontrolle (1997)

Abb. 108 zeigt die prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen. Im Vergleich mit den jahreszeitlichen Verläufen in Abb. 104 bis Abb. 106 lässt sich folgendes feststellen: Die Haptophyceae sind die zahlenmäßig am stärksten vertretene Klasse. Sie bestimmen am Jahresanfang den Verlauf des Gesamtphytoplanktons in allen drei Becken. Zur Jahresmitte hin werden Zunahmen der Anteile von Chryso-, Chloro- und Cryptophyceae beobachtet. Die Klassen der Bacillario-, Cyano- Dino- und Xanthophyceae haben auf Grund der kleinen Abundanzzahlen und ihres nur vereinzelt Auftretens einen sehr geringen Anteil am Gesamtphytoplankton.

Das starke Anwachsen der Chlorophyceae in der Belastungsstufe 5 µg TBA/l ist deutlich zu erkennen. Die Flächen von Cryptophyceae und damit ihre Dominanz werden von 50 über 100 zu 200 µg TBA/l immer größer, während die Chlorophyceae immer stärker verdrängt werden. Der Vergleich der beiden Untersuchungsjahre zeigt deutlich, dass im 1. Jahr (Abb. 51) die Chlorophyceae sehr viel stärker in allen Kompartimenten vertreten waren als im folgenden Jahr. Obwohl in beiden Jahren Cryptophyceae gut vertreten waren, ist ihr Anteil im 2. Jahr größer und bei den höchsten Belastungsstufen auch sehr viel dominanter, insbesondere in der zweiten Jahreshälfte. Haptophyceae sind am Jahresanfang des 1. Jahres kaum vorhanden, während sie zu Anfang des 2. Jahres fast ausschließlich die Gesamtphytoplanktonzahl bestimmen.

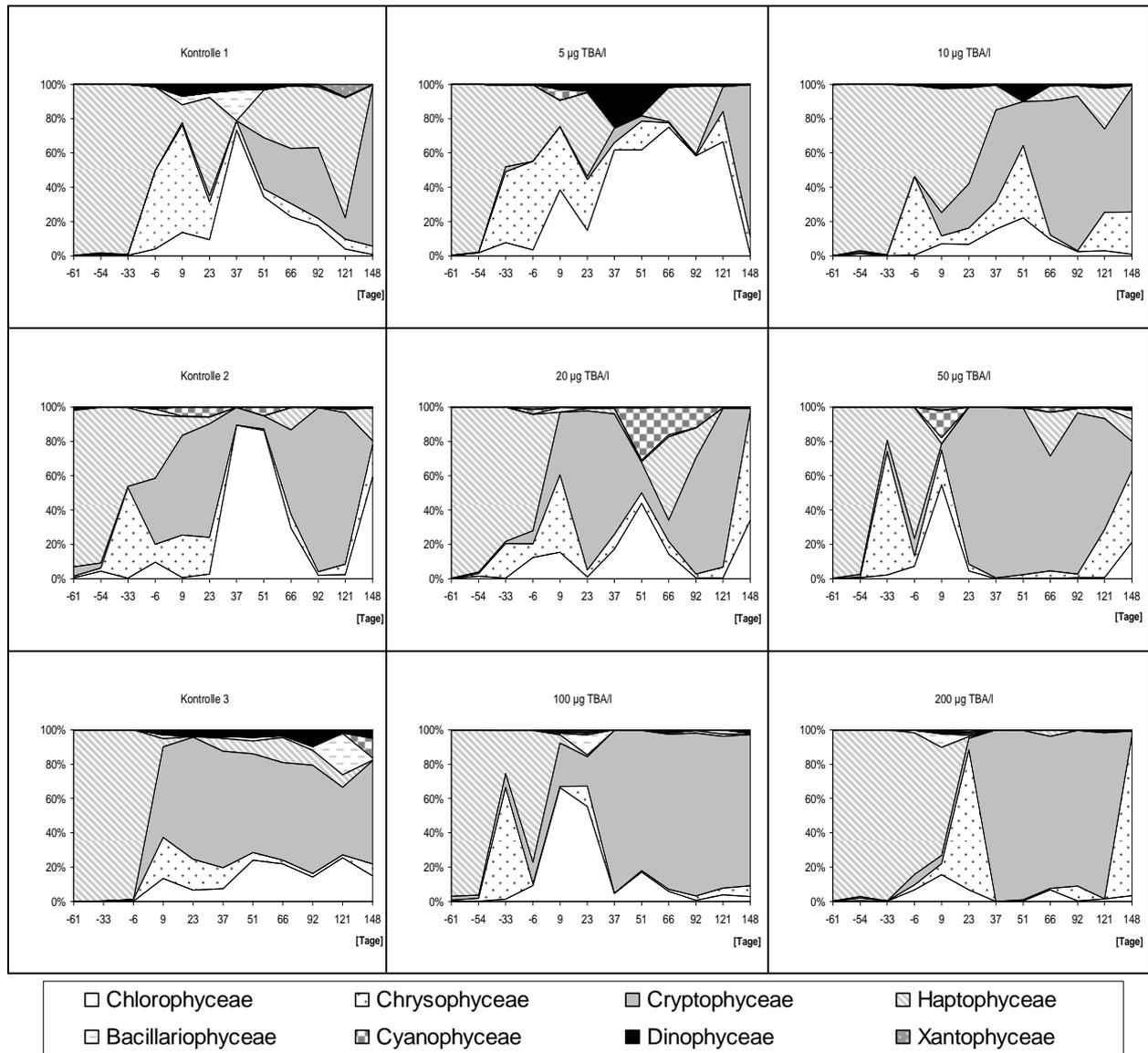


Abb. 108: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen (1997)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Verteilung der Arten sowie ihre Abundanzen in den drei Becken im Gegensatz zu den physikalisch-chemischen Daten sehr unterschiedlich sind.

Die statistische Auswertung mittels PRC ergab sowohl auf Klassen-, als auch auf Taxa-Niveau keine signifikanten Auswirkungen der Belastung mit TBA und Trübstoffen.

3.3.4.3 Zooplankton

Im Vergleich zum 1. Untersuchungsjahr wurden zusätzlich die folgenden in Tab. 5 eingerückten Cladocera *Alonella nana*, *Ceriodaphnia quadrangula* und *Scapholebris spec.* gefunden.

Bei den Rotatoria kamen *Brachionus spec.* und *Trichotria pocillum* hinzu. Taxa mit mehr als 1.000 Ind./l über den gesamten Untersuchungszeitraum sind fettgedruckt.

Tab. 5:Liste der 1997 gefundenen Zooplanktontaxa und ihre Zuordnung in Gruppen (fettgedruckt sind Taxa mit den größten Abundanzanzen, eingerückt sind neue Taxa im Vergleich zu 1996)

Gruppen	Taxon
Copepoda	<i>Nauplia ssp.</i> <i>Eudiaptumus spec.</i> <i>Mesocyclops spec.</i> <i>Eucyclops spec.</i> <i>Copepodit ssp.</i>
Cladocera	<i>Chydorus spaericus</i> <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> <i>Scapholebris spec.</i> <i>Diaphanosoma brachyrum</i> <i>Alona costata</i> <i>Alonella nana</i> <i>Simocephalus vetutus</i>
Ostracoda	<i>Ostracoda ssp.</i>
Rotatoria	<i>Cephalodella ssp.</i> <i>Asplancha ssp.</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Synchaeta ssp.</i> <i>Polyarthra ssp.</i> <i>Ascomorpha ssp.</i> <i>Lecane monostyla-Form</i> <i>Lecane diphostyla-Form</i> <i>Testustinella patina</i> <i>Lepadella patella</i> <i>Trichotria ssp.</i> <i>Trichocerca cf. porcellus</i> <i>Brachionus spec.</i> <i>Trichotria pocillum</i>

Im Vergleich zum Vorjahr sind die Individuenzahlen pro Liter in allen Kompartimenten um ca. eine 10er Potenz höher. Wie im Vorjahr ist die stärkste Gruppe die der Rotatoria, gefolgt von den Copepoda. Ostracoda und Cladocera sind nur mit geringen Abundanzzahlen, meistens nicht mehr als 10 Ind./l vertreten. Die Taxa, die im Jahresverlauf Abundanzanzen größer als 10 Ind./l aufweisen konnten, sind bei den Copepoda die Larvenstadien *Nauplia ssp.* und *Copepodit ssp.*, bei den Rotatoria *Keratella quadrata* und *Polyarthra ssp.*

Die Entwicklung des Gesamtzooplanktons in den drei Becken ist in Abb. 109 bis Abb. 111 dargestellt. Die Kurven verlaufen in allen Kompartimenten unabhängig von der TBA-Belastung annähernd parallel.

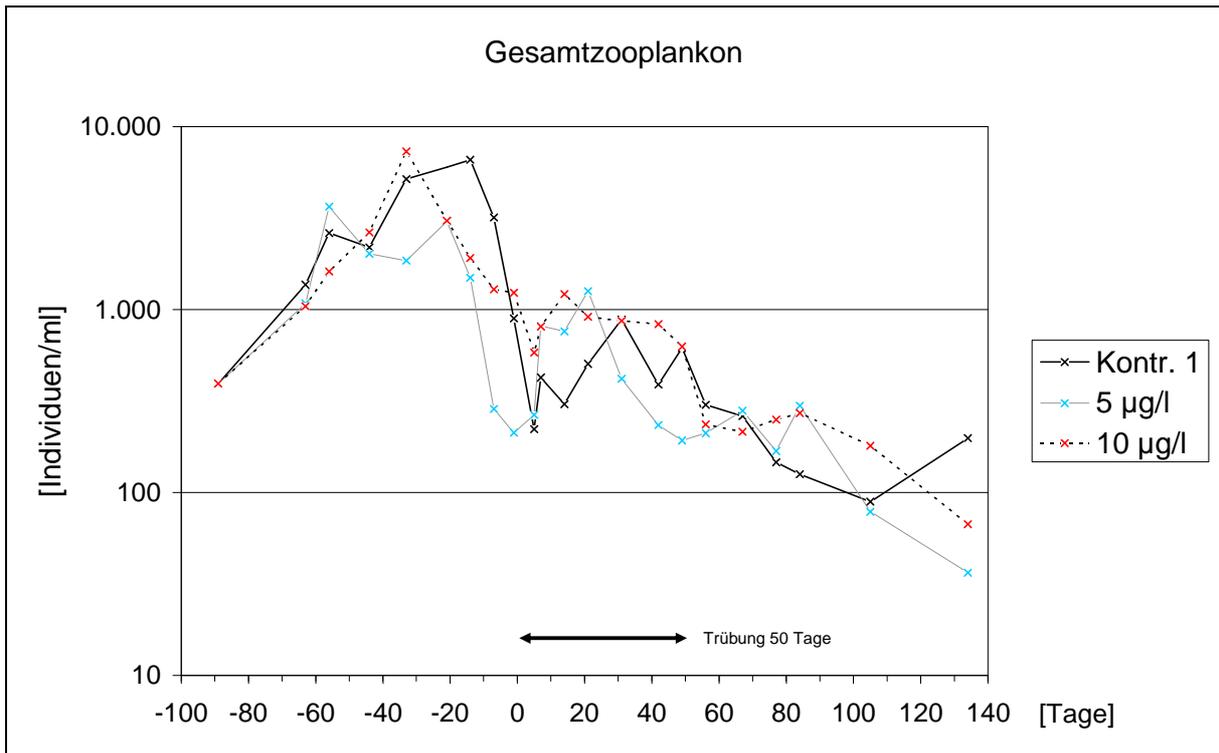


Abb. 109: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 1 (1997)

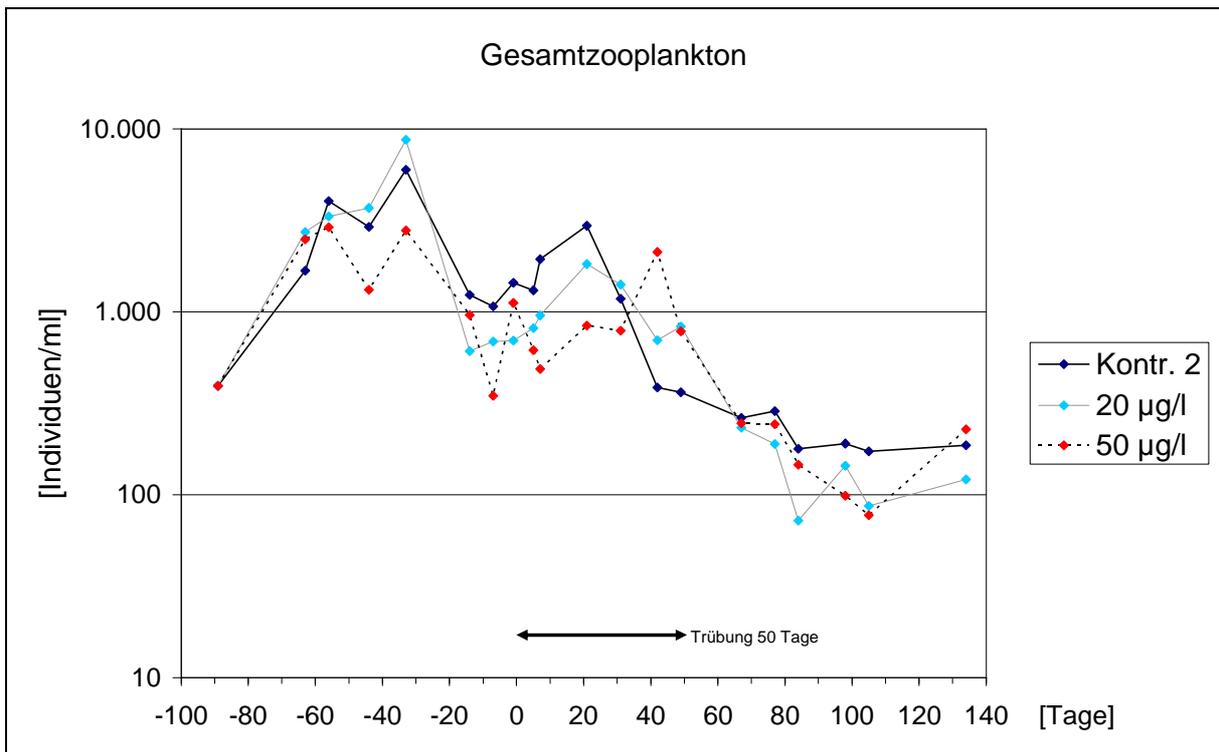


Abb. 110: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 2 (1997)

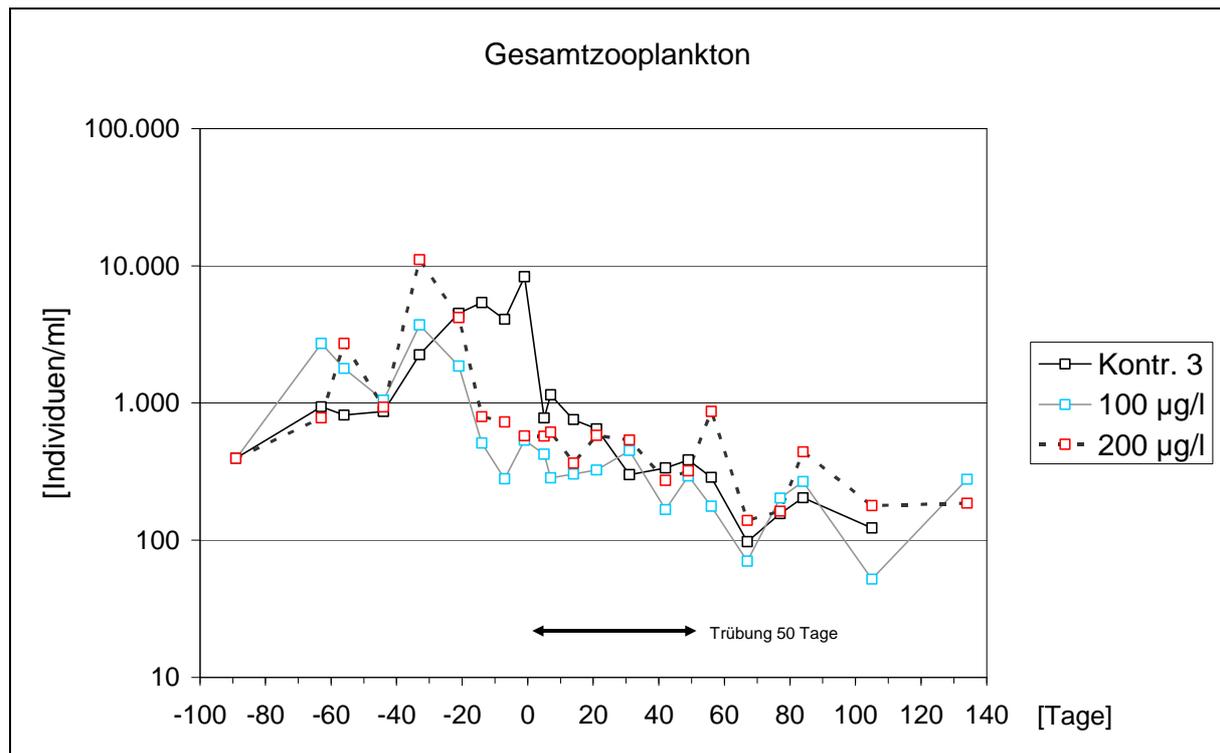


Abb. 111: Entwicklung des Gesamtzooplanktons im Becken 3 (1997)

Die Kurvenverläufe der Copepoda werden in der Hauptsache von *Nauplia* ssp. bestimmt. Die Abundanzen von *Copepodit* ssp. sind geringer. Sie erreichen in der Jahresmitte Werte von ca. 100 Ind./l. Alle Kurven verlaufen parallel und lassen keinen Einfluss einer Störung erkennen.

Die Analyse mittels PRC auf Taxa-Ebene ergab keine Signifikanzen.

Die Rotatoria, Hauptvertreter ist *Keratella quadrata*, zeichneten in ihrem zeitlichen Verlauf die Kurve des Gesamtzooplanktons nach. Die Abweichungen von der Kontrolle zeigten an einigen isolierten Messtagen signifikante Abweichungen (Abb. 112). So wurden in der Kontrolle an den Tagen 14 und 84 verglichen mit den Probetagen davor und danach sehr wenige Individuen gefunden. Hier sind die Abweichungen in den mit 5 und 10 µg TBA/l belasteten Kompartimenten sehr hoch. Analoges gilt für die Kontrolle 3 am Tag 21. Diese oben beschriebenen signifikanten Werte dürfen nicht einem Effekt der Trübung zugeordnet werden, da sie nur isoliert aufgetreten sind.

Aus dem Vergleich der Kurvenverläufe und der Abweichung von den Kontrollen lässt sich erkennen, dass vor Tag 0 die Individuenzahlen stark abfallen und das nahezu in Abhängigkeit von der erst später einsetzenden Belastung. Nach Tag 0 steigen die Werte zeitversetzt wieder an, erst in den belasteten Kompartimenten, dann in den Kontrollen. Dadurch ergaben sich die signifikanten Abweichungen am Tag 21 für die Belastungsstufen 100 und 200 µg TBA/l. Von

Tag 49 auf Tag 56 halbierte sich die Individuenzahl von *Keratella quadrata* in der Kontrolle des Beckens 3, während die Werte im am höchsten belasteten Kompartiment um mehr als das 4-fache anstiegen, was den signifikanten Unterschied an diesem Tag verursacht.

Insgesamt sind die Schwankungen in den Abweichungen von den Kontrollen in Abb. 112 nicht deutlich den Konzentrationsstufen zuzuordnen.

Der Vergleich mit den Phytoplanktonkurven zeigt die folgenden indirekten Effekte beim Zooplankton: Im Becken 3 konnte an den Tagen 37 und 51 ein starkes Wachstum der Phytoplanktonabundanzen für die beiden höchsten Konzentrationsstufen beobachtet werden (Abb. 49). Dies führte zu einem Anwachsen der Population von *Keratella quadrata* am Tag 56 im Kompartiment mit der Belastungsstufe 200 µg TBA/l. Auch die Verläufe der anderen Zooplankton-Kurven zeigen die Abhängigkeit von der Phytoplanktonentwicklung. Dem starken Abfall der Phytoplanktonabundanzen kurz vor der Belastung folgt der Rückgang in den Zooplanktonpopulationen.

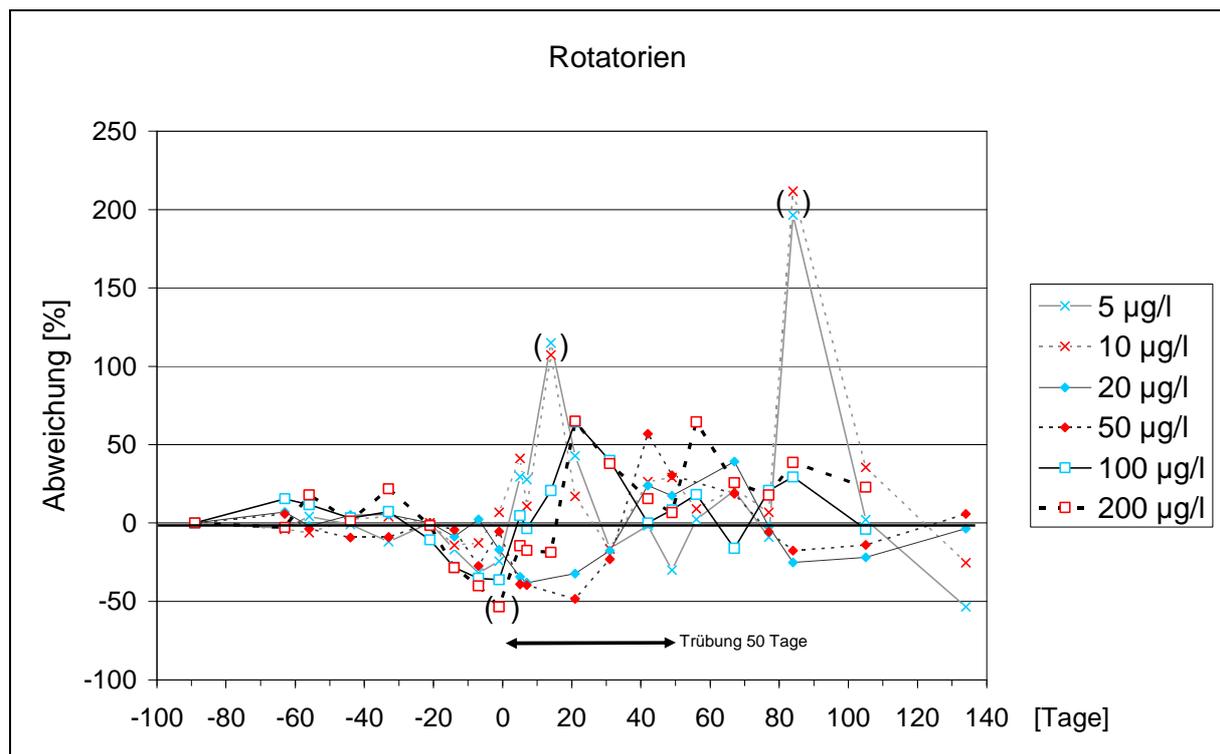


Abb. 112: Abweichung der Rotatoria von der jeweiligen Kontrolle (1997) (Eingeklammerte Werte erscheinen in dieser Darstellung auf Grund zu kleiner Kontrollwerte fälschlicherweise als signifikant, siehe Text oben.)

3.3.4.4 Makroinvertebraten

In den Becken wurden die in Tab. 6 aufgeführten Taxa gefunden. In der Klasse der Insecta wurden die meisten Taxa (13) gefunden. Diese enthält die individuenreichen Ordnungen der Diptera, Ephemeroptera und Odonata. Die anderen Ordnungen dieser Klasse sind mit Einzel-funden vertreten. Vier Taxa wurden in der Klasse der Gastropoda gefunden. Die Klassen der Clitellata (3 Taxa), Arachnida, Crustacea und Turbellaria (je 1 Taxon) sind für eine Auswertung mit zu geringen Abundanzen vertreten. Die Taxa mit einer Jahressumme größer als 1000 Individuen pro Sammelsubstrat sind in der Tabelle hervorgehoben. Es sind *Chaoborus crystallinus*, *Zygoptera* ssp. und *Lymnea stagnalis*.

Tab. 6: Liste der gefundenen Makroinvertebratentaxa (1997), die häufigsten sind fett hervorgehoben

Stamm	Klasse	Ordnung	Familie	Taxon
Annelida	Clitellata	Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Erpobdellidae</i> ssp.
		Oligochaeta	Tubificidae	<i>Tubificidae</i> ssp.
Athropda	Arachnida Insecta	Acarina	Lumbricidae	<i>Eiseniella tertraedra</i>
		Coleoptera	Hydrachnellae	Wassermilbe ssp.
			Dytiscidae	<i>Dytiscidae</i> ssp.
			Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> spec.
			Chaoboridae	<i>Chaoborus crystallinus</i>
			Chironomidae	<i>Chironomidae</i> ssp.
			Tanyptodinae	<i>Tanyptodinae</i> ssp.
			Baetidae	<i>Baetidae</i> ssp.
		Ephemeroptera	Cloeon	<i>Cloeon</i> spec.
			Caenidae	<i>Caenis</i> spec.
			Anisoptera	<i>Anisoptera</i> ssp.
		Odonata	Zygoptera	<i>Zygoptera</i> ssp.
			Rhynchochaeta	Notonectidae
Mollusca	Crustacea Gastropoda	Pleidae	<i>Plea leachi</i>	
		Trichoptera	Phryganeidae	<i>Phryganeidae</i> ssp.
		Isopoda	Asellidae	<i>Asellus</i> spec.
		Prosobranchia	Rissoacea	<i>Bithynia tentaculata</i>
		Pulmonata	Lymnaeidae	<i>Lymnea stagnalis</i>
			<i>Radix peregra</i>	
Plathelminthes	Turbellaria	Planorbidae	<i>Gyraulus</i> spec.	
		Planariidae	<i>Dugesia</i> spec.	

In den Abbildungen Abb. 113 bis Abb. 115 ist der Abundanzverlauf aller Makroinvertebraten in den drei Becken dargestellt. Nach dem Ende der Trübungszeit steigt in allen neun Kompartimenten die Abundanz stark an. In Becken 1 und 3 stärker als im Becken 2. Im Vergleich mit den Kontrollen sind die größten Abweichungen 31 % und damit nicht signifikant.

Der starke Anstieg nach Tag 70 wird von *Baetidae* ssp. aus der Gruppe der Ephemeroptera verursacht (Abb. 116 bis Abb. 118).

Die Abweichung von der Kontrolle ist für *Baetidae* ssp erst ab Tag 60 auswertbar, da vorher fast alle Werte kleiner als 5 sind. Nach Tag 60 ist keine signifikante Abweichung festzustellen.

Für alle anderen Taxa, auch für die in Tab. 6 hervorgehobenen, ist eine Beurteilung der Wirkung von TBA und Kaolin nicht möglich. Hauptgrund sind die geringen Abundanzen, die die statistische Auswertung zu ungenau werden lassen, auch unterscheiden sich die Becken und auch die Kompartimente innerhalb eines Beckens vor dem Beginn der Störung sehr stark. Festgestellt werden konnte, dass kein Taxon durch die Störung völlig ausfällt und auch kein übermäßiges Wachstum einer dieser Gruppen auftritt.

Die statistische Auswertung mit PCR ergab keine signifikanten Unterschiede.

Da im 1. Untersuchungsjahr keine Makroinvertebraten erfasst wurden, ist hier ein direkter Vergleich mit dem alleinigen Einfluss der Trübung nicht möglich.

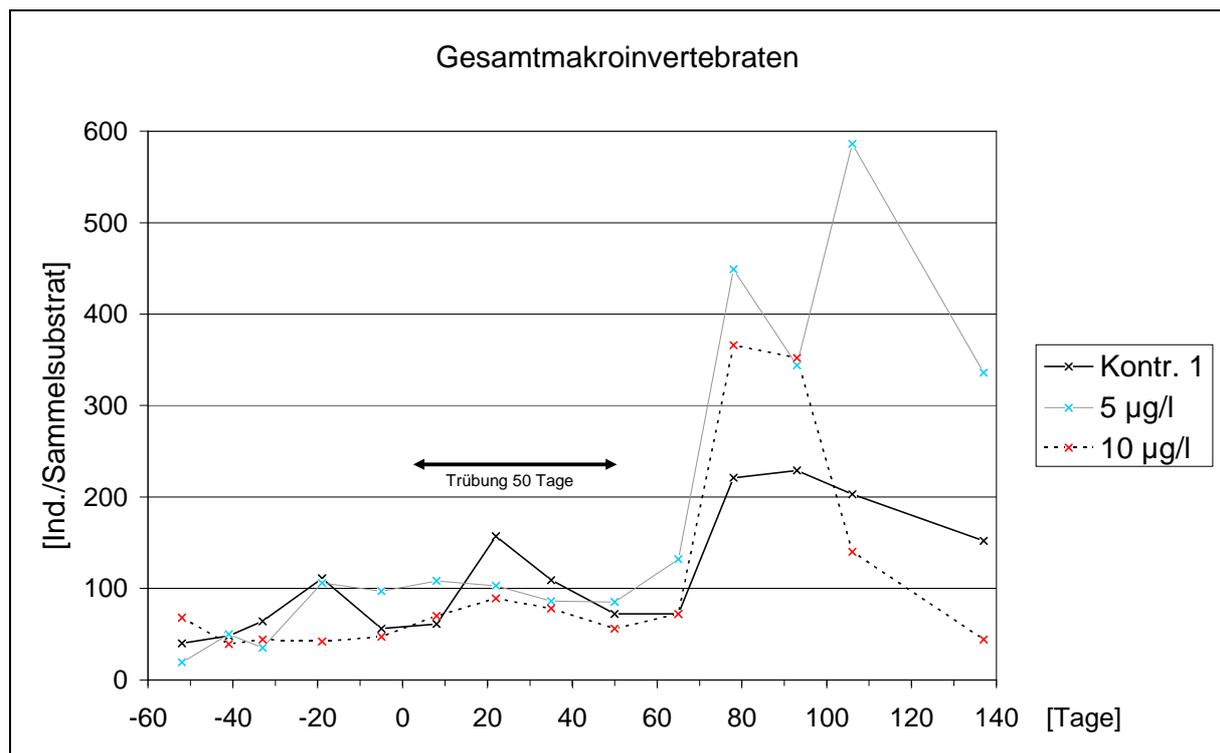


Abb. 113: Gesamtmakroinvertebraten im Becken 1 (1997)

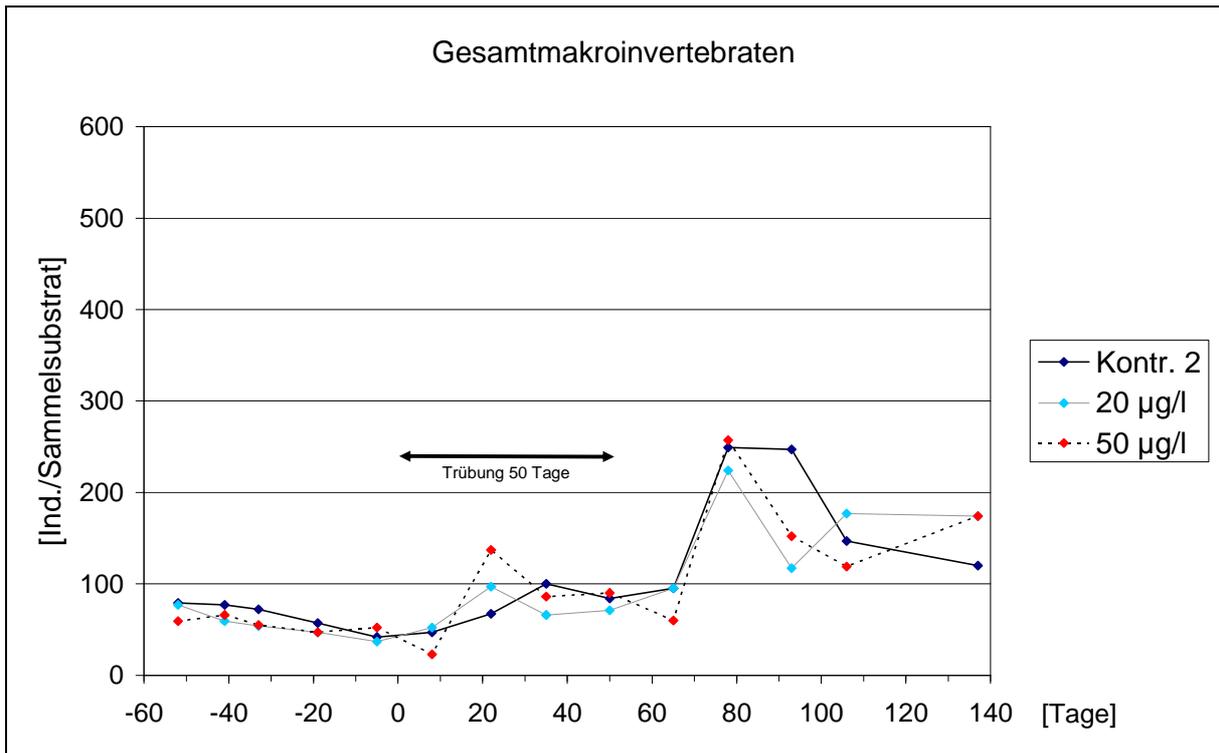


Abb. 114: Gesamtmakroinvertebraten im Becken 2 (1997)

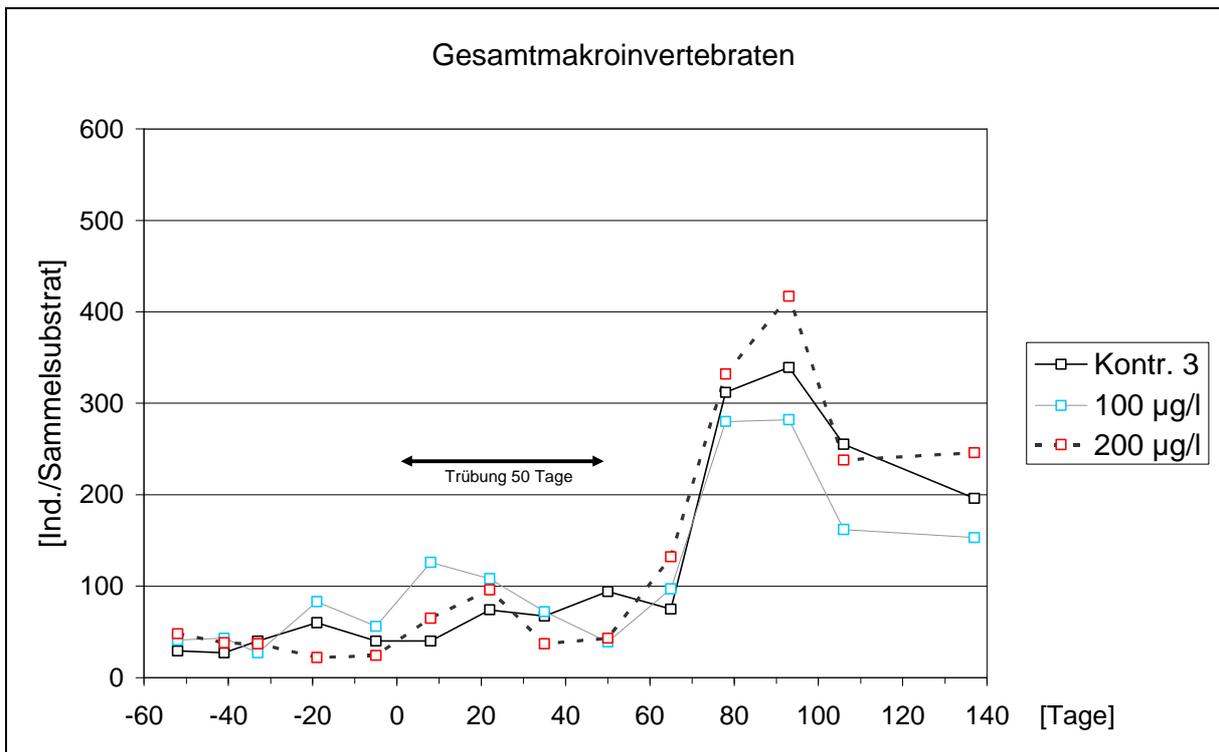


Abb. 115: Gesamtmakroinvertebraten im Becken 3 (1997)

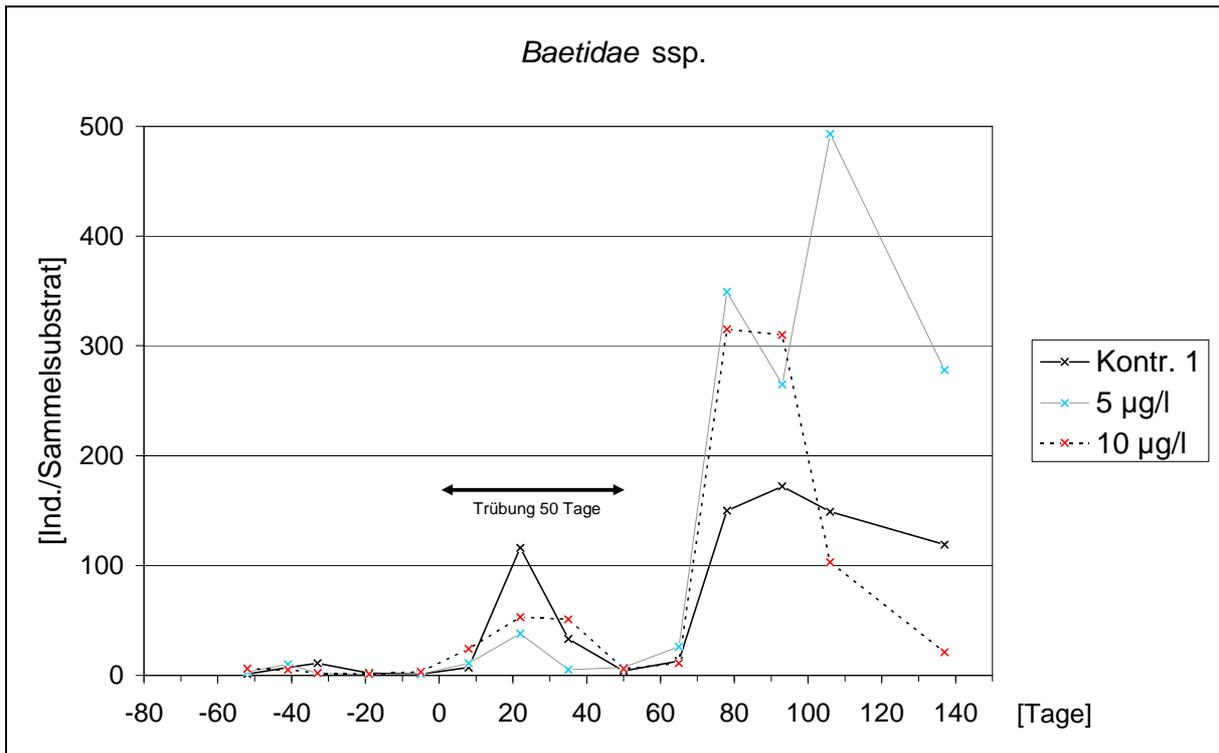


Abb. 116: *Baetidae* ssp. im Becken 1 (1997)

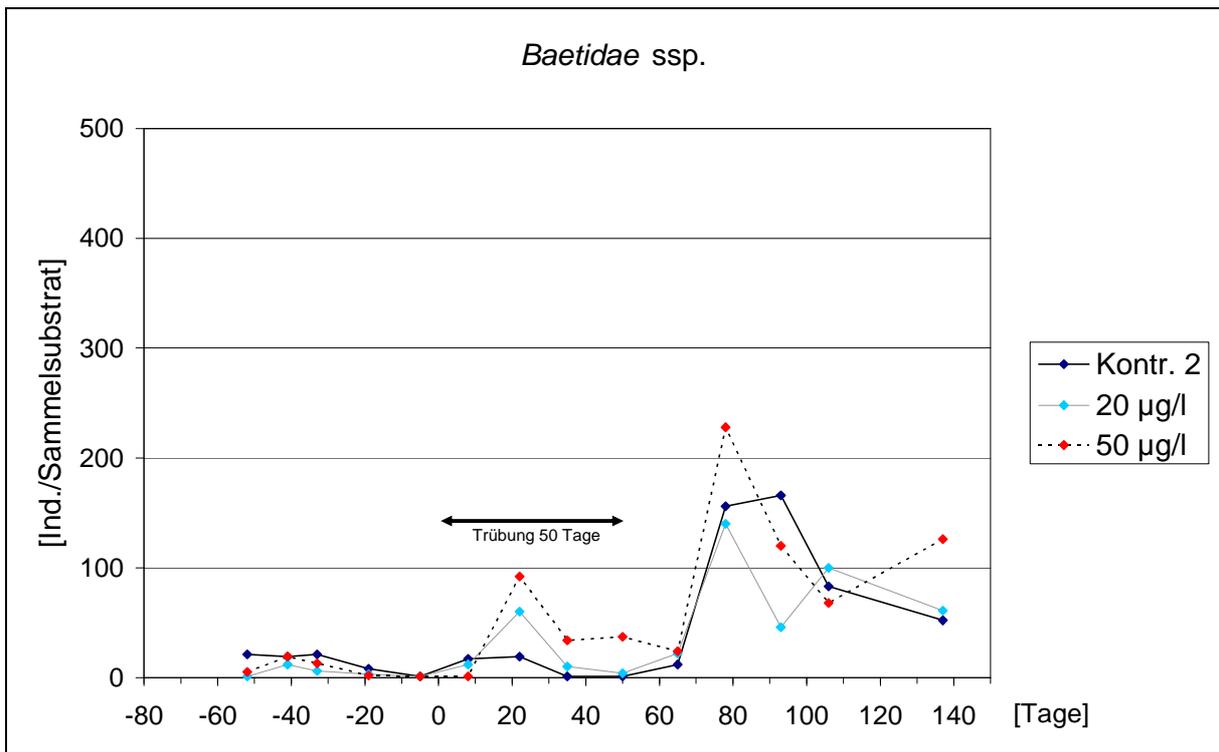


Abb. 117: *Baetidae* ssp. im Becken 2 (1997)

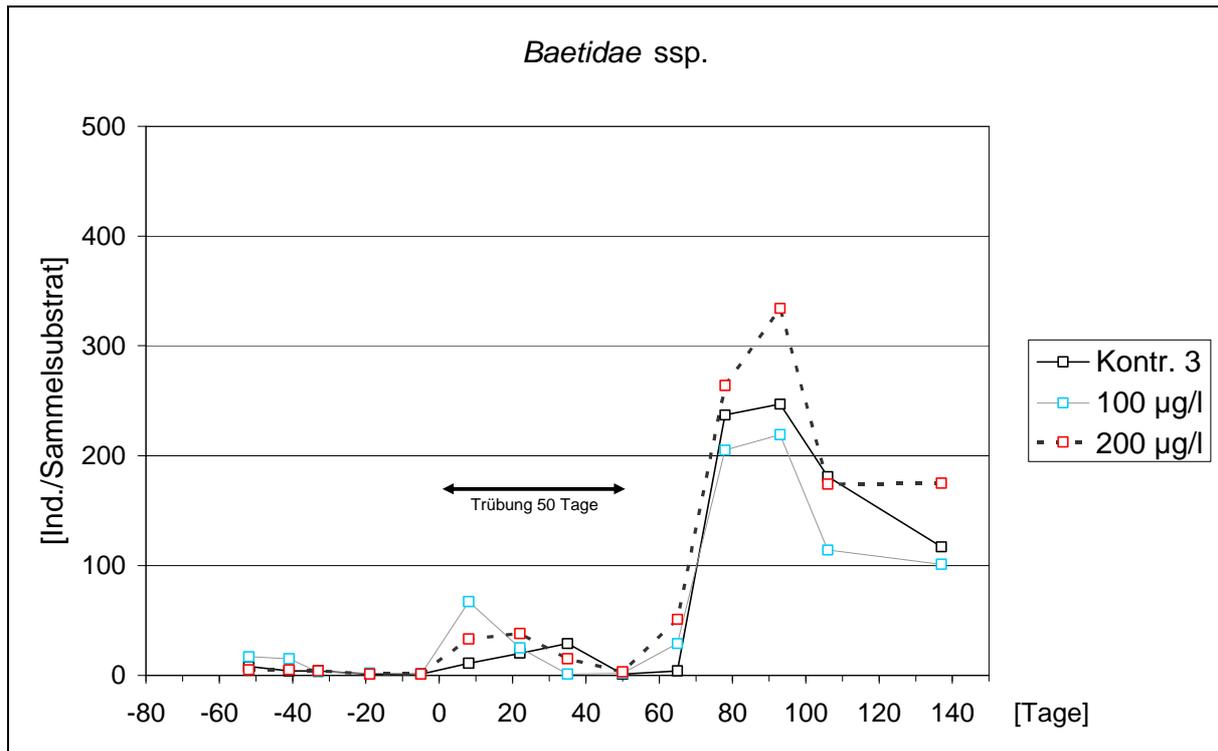


Abb. 118: *Baetidae* ssp. im Becken 3 (1997)

3.3.4.5 Makrophyten

Für jede Makrophytenart ist ein Flächendeckungsgrad bis zu 100 % möglich, da sich die Arten von oben gesehen gegenseitig durchdringen können. Die Pflanze *Potamogeton natans* hat ihre großen Schwimmblätter zumeist an der Wasseroberfläche und kleine submerse, während *Chara intermedia* bevorzugt den Boden bewuchert. In Summe konnten höhere Deckungsgrade als 100 % ermittelt werden.

Während der Belastung mit Trübstoffen wurde nur die Wasseroberfläche berücksichtigt, da die Sicht bis zum Boden zum Teil nur schwer oder gar nicht möglich war. Deshalb gibt es während der Trübungsphase für *Chara intermedia* und *Myriophyllum spicatum* keine Werte. Da die Blätter von *Potamogeton natans* auf der Wasseroberfläche schwimmen, konnte für diese Art der Flächendeckungsgrad trotz Trübung bestimmt werden.

Abb. 119 bis Abb. 121 zeigen die Entwicklung von *Chara intermedia*. Die Vorlaufphase verlief in den drei Becken in etwa gleich. Nach der Trübungszeit zeigt sich, dass in den Kontrollen der Becken 1 und 3 und in den mit mehr als 5 µg TBA/l belasteten Kompartimenten *Chara intermedia* angewachsen ist, während in der Kontrolle des Beckens 2 kein Wachstum erfolgte. Im Kompartiment mit 5 µg TBA/l konnte bis einschließlich Tag 105 kein *Chara intermedia* gefunden werden. Am folgenden Messtag (Tag 134) wurde ein ähnlicher

Flächendenkungsgrad wie in den beiden anderen Kompartimenten des Beckens 1 gefunden (Abb. 119).

Ein Einfluss der Störung durch Kaolin ist nicht erkennbar. Im Becken 2 lässt sich unter Vernachlässigung der Kontrolle eine Tendenz bezüglich der TBA-Belastung vermuten, da in der Vorlaufphase die Werte des mit 50 µg TBA/l belasteten Kompartiments größer sind als in dem mit 20 µg TBA/l belasteten Kompartiment. Nach der Belastungszeit ist es erwartungsgemäß für das Photosynthese hemmende Herbizid TBA genau umgekehrt (Abb. 120). Im Becken 3 ist dieser Effekt nicht zu beobachten (Abb. 121).

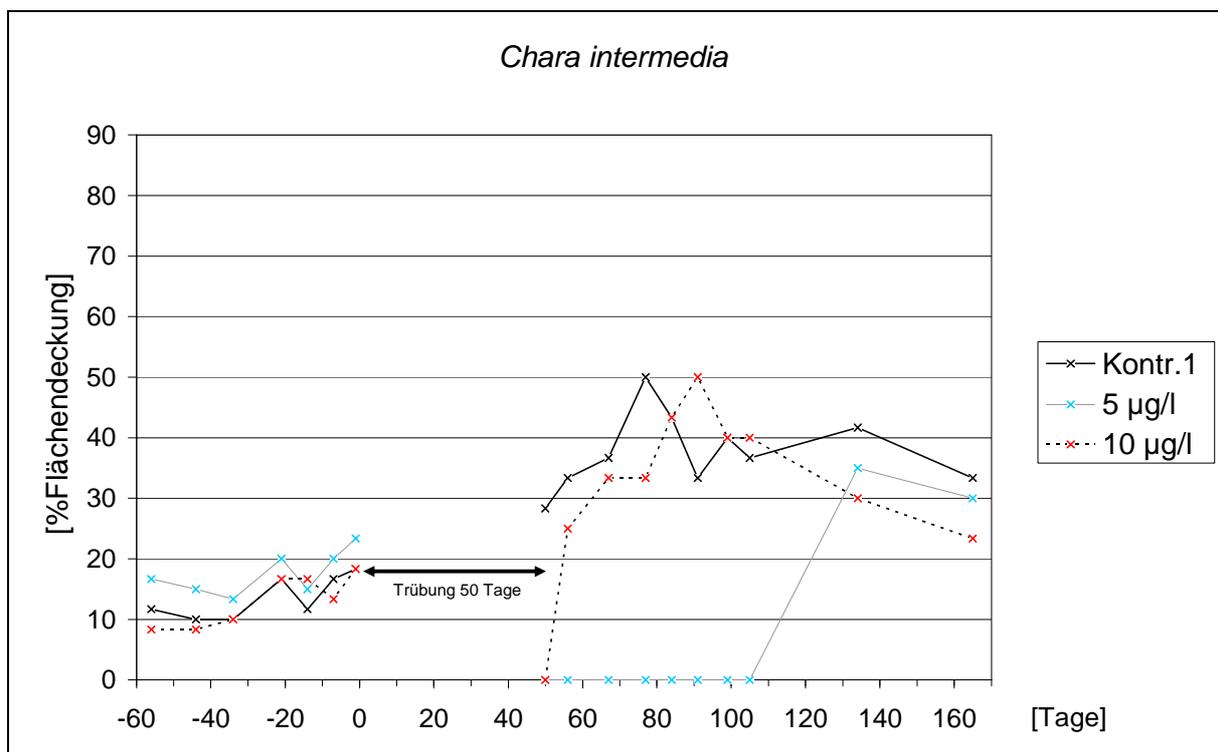


Abb. 119: *Chara intermedia* im Becken 1 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

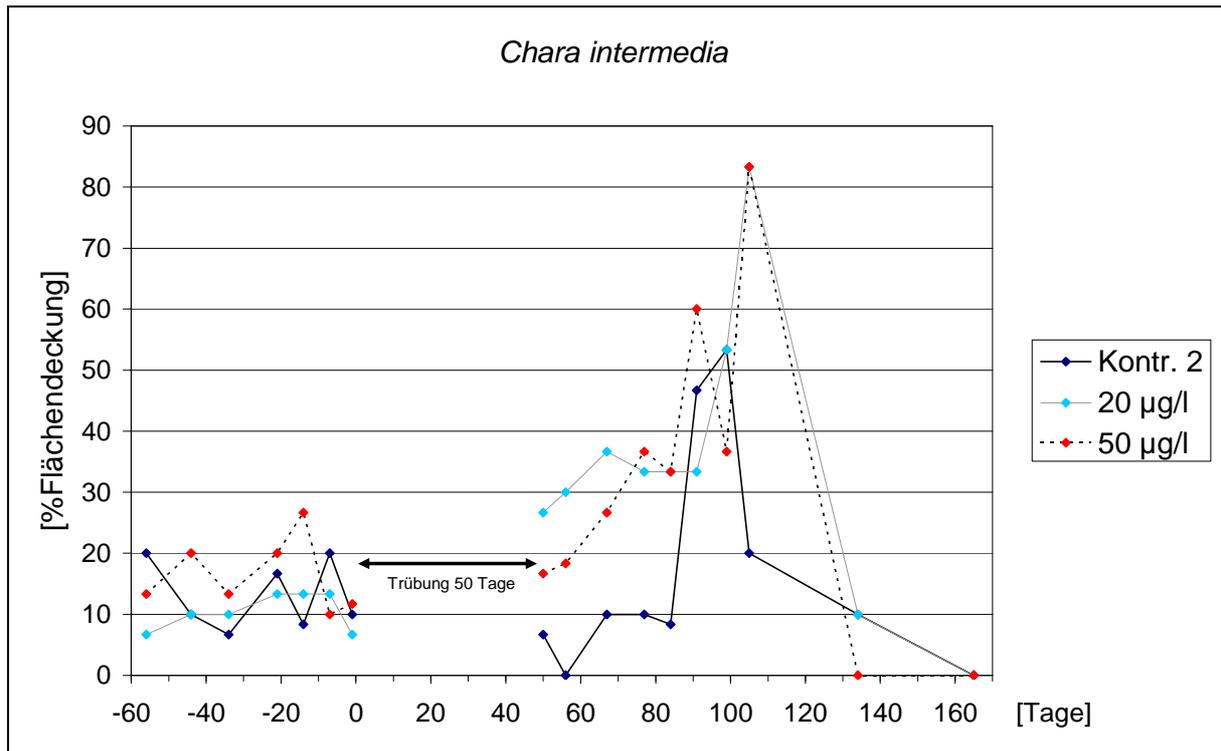


Abb. 120: *Chara intermedia* im Becken 2 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

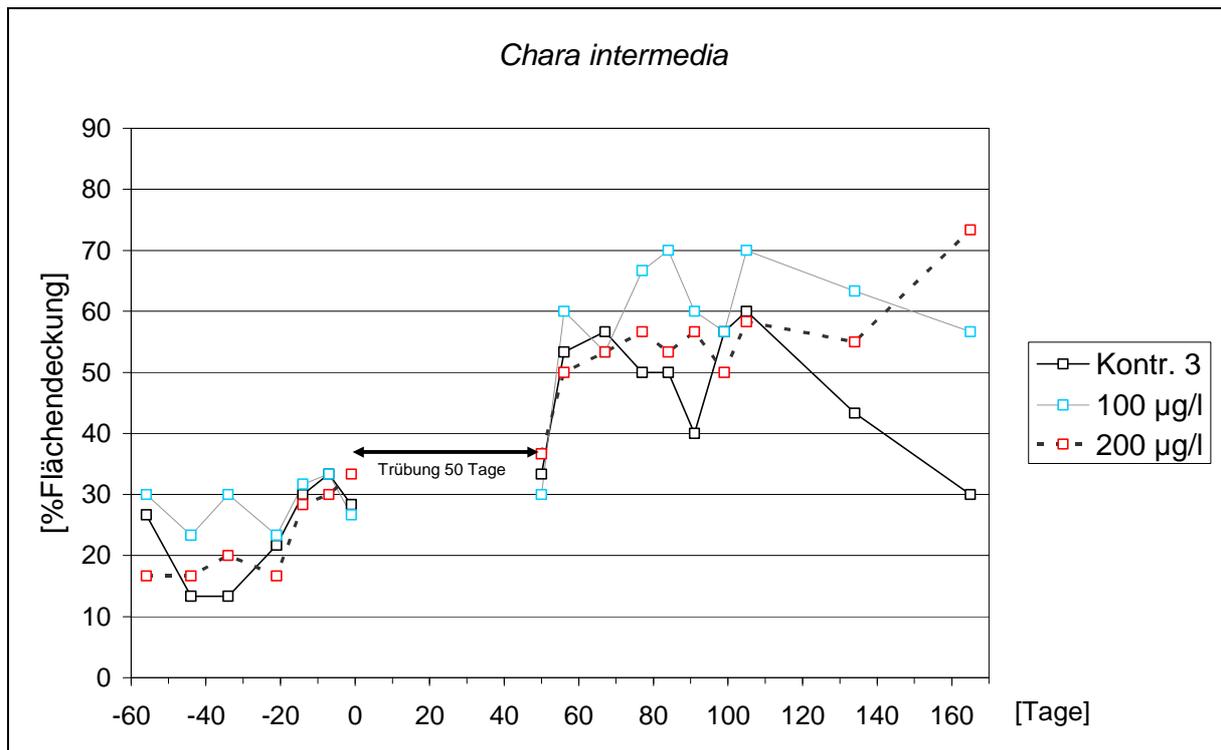


Abb. 121: *Chara intermedia* im Becken 3 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

Die Entwicklung der Flächendeckungsgrade von *Myriophyllum spicatum* zeigt Ähnlichkeiten mit der von *Chara intermedia*. Auch hier ist im 5 µg TBA/l-Kompartiment bis einschließlich Tag 105 kein *Myriophyllum spicatum* zu finden (Abb. 122). In den Becken 2 und 3 liegen nach Trübungsende die Kontrollkurven oberhalb der Belastungskurven. Um hier eine deutli-

che Abhängigkeit von der TBA-Konzentration erkennen zu können, sind die Werte im mittleren Konzentrationsbereich zu wenig unterschiedlich (Abb. 123 und Abb. 124). Für die Konzentrationsstufe mit 200 µg TBA/l ist nach Tag 49 ein kontinuierlicher Rückgang auf null bis zum Tag 84 zu beobachten. Es erfolgt keine Wiedererholung. Dieser Effekt kann auf die Wirkung des TBAs zurückgeführt werden.

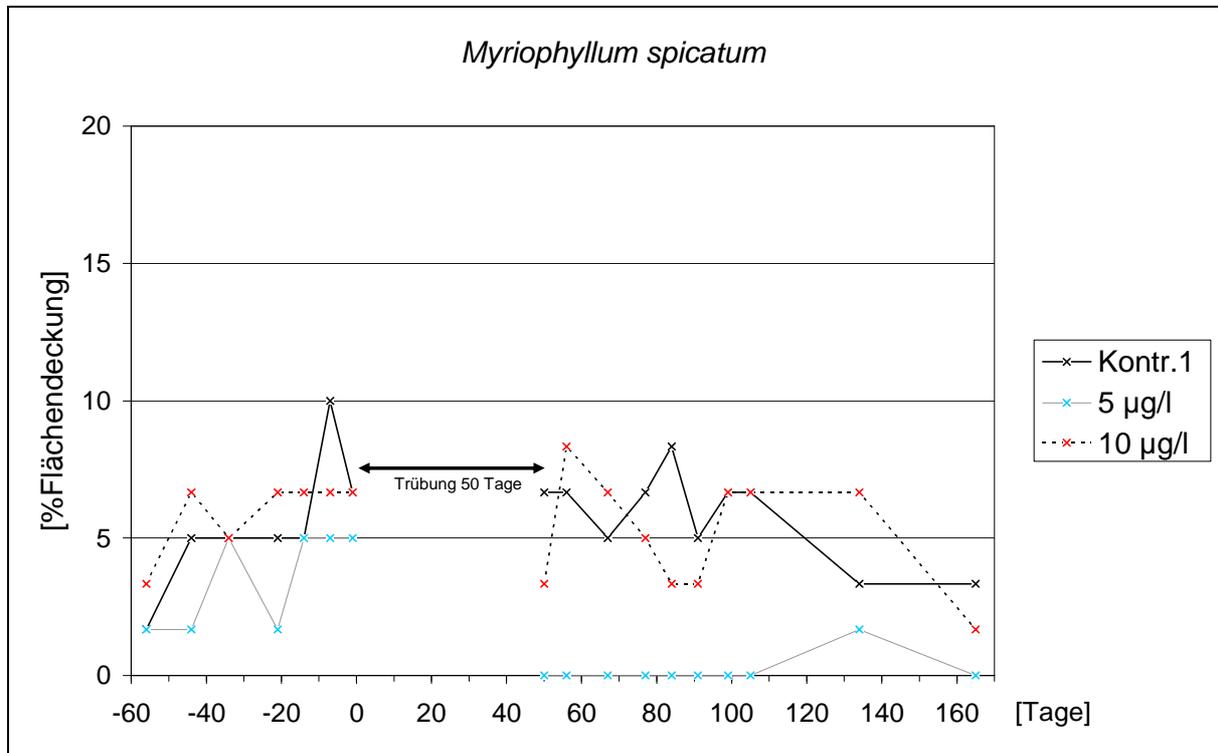


Abb. 122: *Myriophyllum spicatum* im Becken 1 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

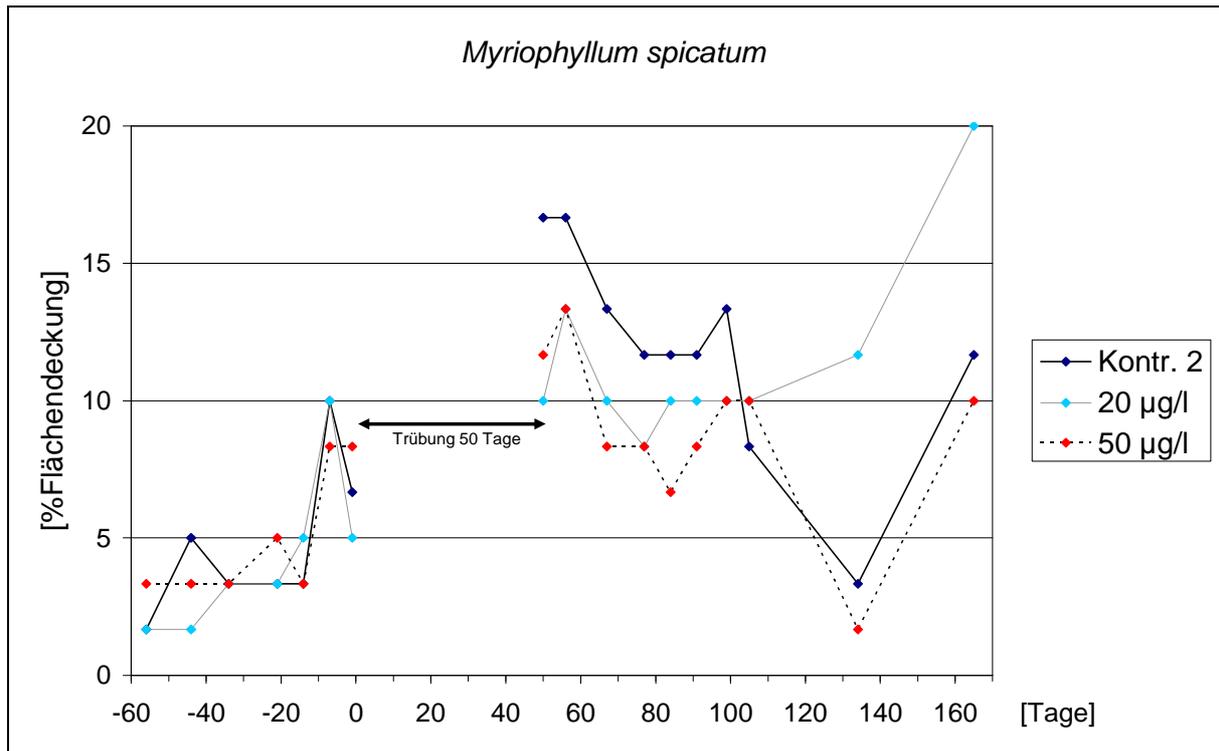


Abb. 123: *Myriophyllum spicatum* im Becken 2 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

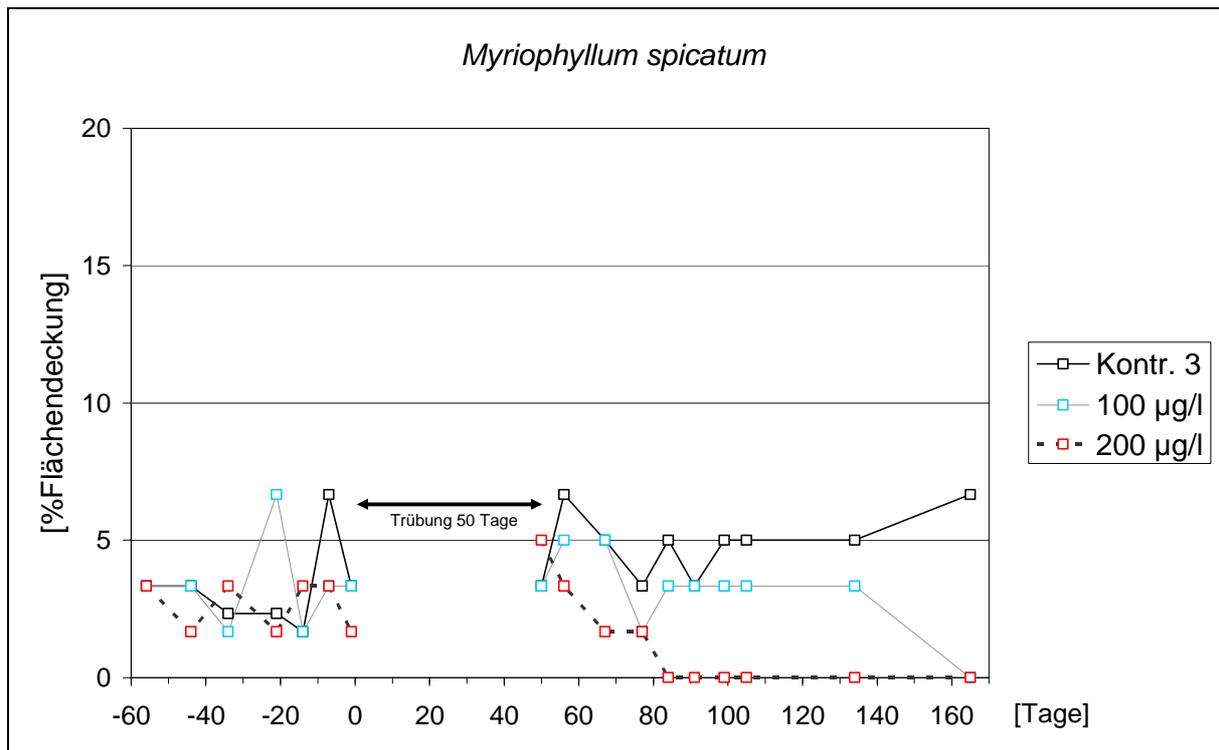


Abb. 124: *Myriophyllum spicatum* im Becken 3 (1997) – während der Trübungszeit nicht sichtbar

Die Entwicklung von *Potamogeton natans* ist in den Abb. 125 bis Abb. 127 zu sehen. In den Becken 1 und 2 ist ein in etwa paralleles Wachstum zu beobachten. Im Becken 1 verlaufen die Kurven der belasteten Kompartimente nach dem Trübungsende unter der Kontrolle (Abb. 125). Im Becken 2 sind die Werte des höher belasteten Kompartiments (50 µg TBA/l)

unterhalb der Kontrolle, die des 20 µg TBA/l-Kompartiments oberhalb der Kontrolle (Abb. 126). Becken 3 zeigt ein gegensätzliches Verhalten. Hier liegt die Kurve der Kontrolle deutlich unterhalb der Kurven der belasteten Kompartimente, die ihrerseits keine Konzentrationsabhängigkeit zeigen (Abb. 127). TBA führt demnach bei *Potamogeton natans* zu keinem toxischen Effekt.

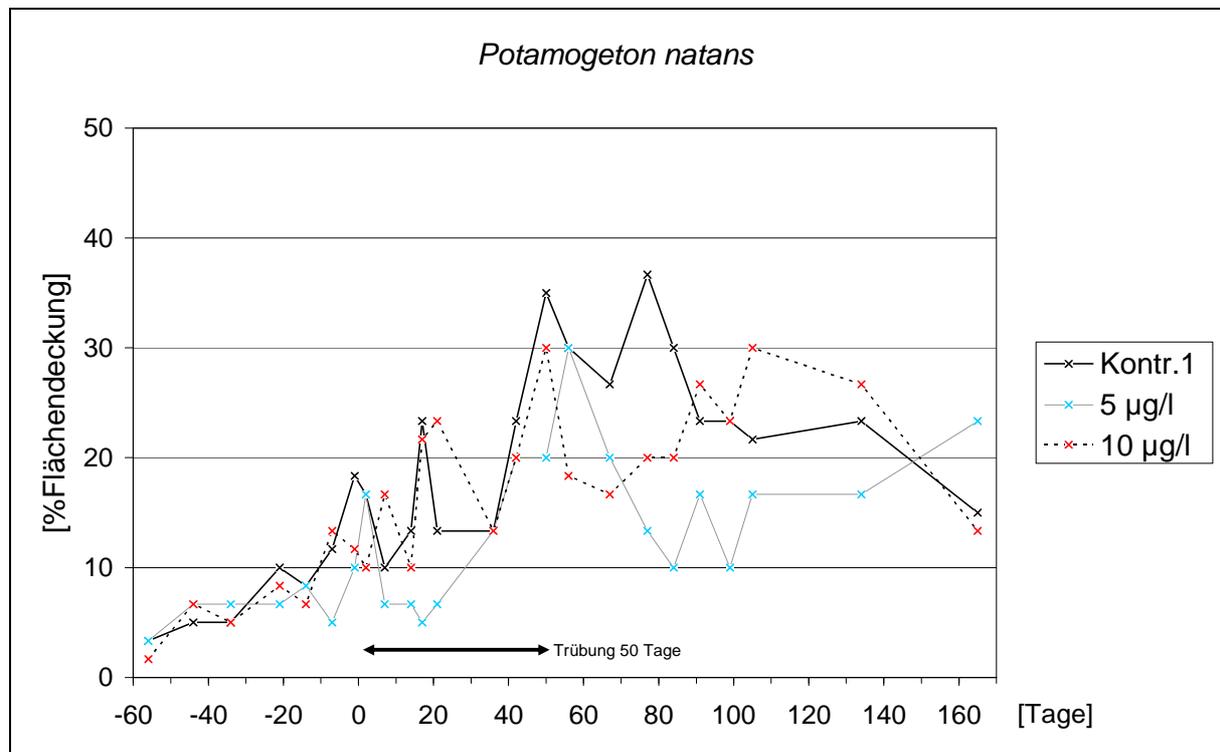


Abb. 125: *Potamogeton natans* im Becken 1 (1997)

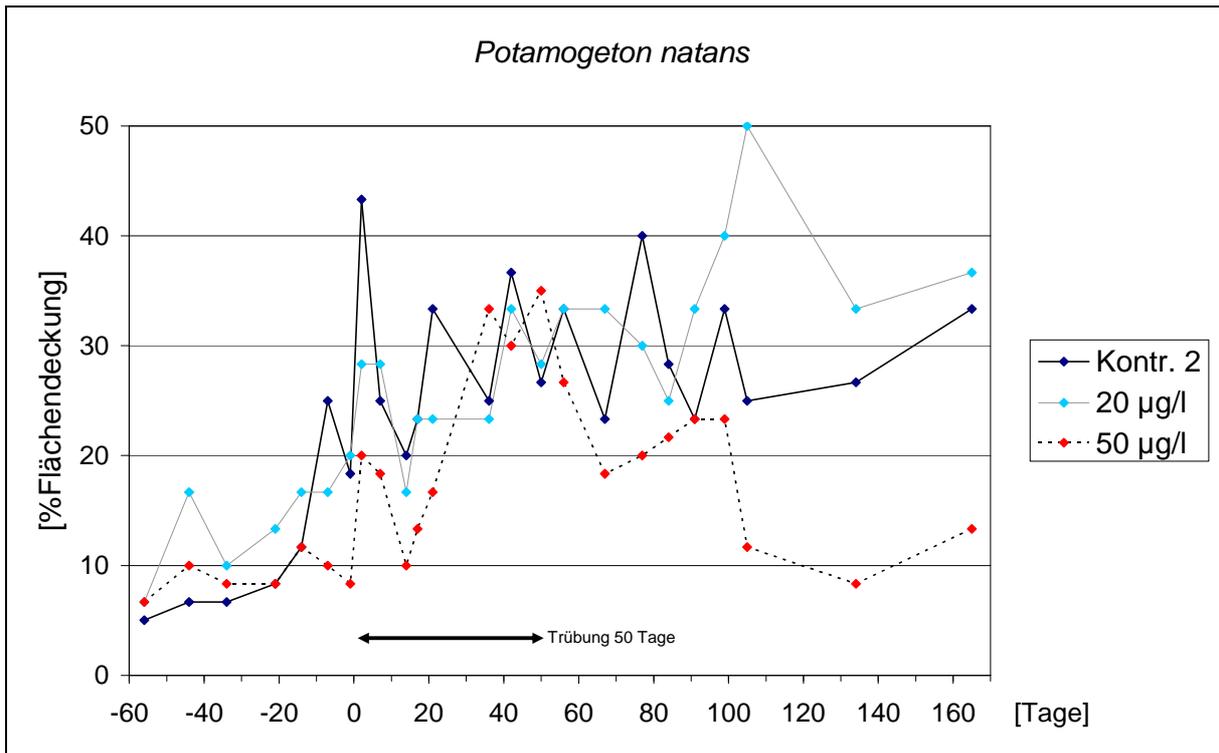


Abb. 126: *Potamogeton natans* im Becken 2 (1997)

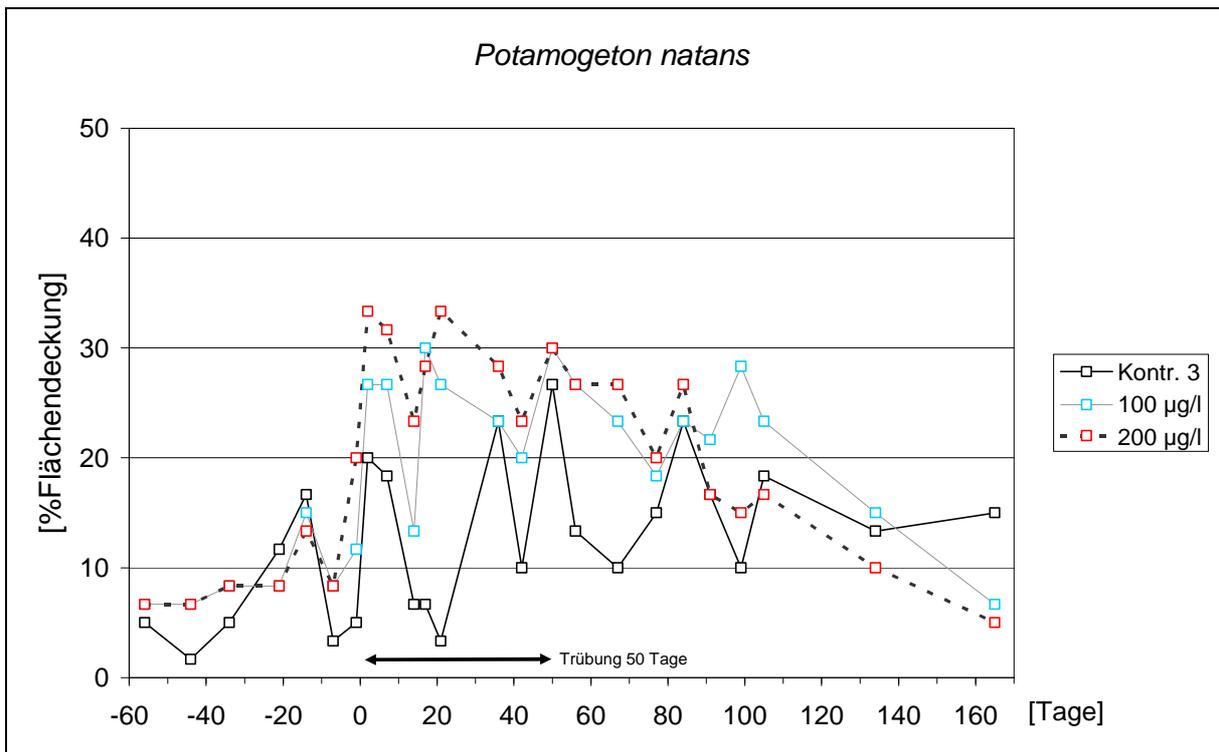


Abb. 127: *Potamogeton natans* im Becken 3 (1997)

3.3.5 Zusammenfassung 2. Untersuchungsjahr (1997)

Im 2. Untersuchungsjahr (1997) wurde der Eintrag von Trübstoffen zusammen mit dem Herbizid Terbutylazin simuliert. Am 16.6.1997 (Tag 0) wurde mit der einmaligen TBA-Belastung und der 50-tägigen Dauerbelastung mit 60 g aufgeschlämmtem Kaolin pro Kompartiment und Tag begonnen. Alle neun Kompartimente wurden getrübt, d. h. auch die Kontrollen. Im Becken 1 wurden zwei Kompartimente mit 5 bzw. 10 µg TBA/l belastet, im Becken 2 mit 20 bzw. 50 µg TBA/l und im Becken 3 mit 100 bzw. 200 µg TBA/l. Die verbleibenden Kontrollkompartimente wurden nur eingetrübt.

Das Kompartiment mit der Belastungsstufe 5 µg TBA/l zeigte auf Grund seiner anderen Struktur (nur sehr spärlicher Makrophytenbewuchs) oft eine abweichende Entwicklung.

Für keinen Untersuchungsparameter konnte mit der multivariaten PRC-Statistik ein eindeutig signifikanter Effekt festgestellt werden. Daher kommt der Betrachtung der Abweichungen von der Kontrolle nach LOZANO *et al.* (1992) die verstärkte Bedeutung zur Beurteilung von Effekten (Abweichungen größer $\pm 50\%$) und Tendenzen (Abweichungen kleiner $\pm 50\%$) zu.

Signifikante Abweichungen im 2. Untersuchungsjahr sind der Rückgang der Sauerstoffsättigung für die höchste Konzentrationsstufe von 200 µg TBA/l und der stetige Anstieg des Gesamtphosphatgehalts in der Konzentrationsstufe 5 µg TBA/l ab dem Zeitpunkt der Belastung. Dieser Anstieg spiegelt sich auch im Chlorophyll a-Gehalt und im Gesamtphytoplankton wider.

Die ermittelte Halbwertszeit für den Abbau des Terbutylazins in den Becken beträgt ca. 50 Tage (siehe dazu Kap. 3.3.6, S.134, 3. Absatz).

Bei den folgenden Parametern ließen sich Tendenzen beobachten, auch wenn sie keine signifikanten Abweichungen von mehr als 50 % von der Kontrolle zeigen. Der pH-Wert und die Sauerstoffsättigung sanken, die Werte für Leitfähigkeit, Alkalinität, Wasserhärte stiegen in Abhängigkeit von der Konzentration. In den Becken 1 und 2 näherten sich diese Untersuchungsgrößen nach dem Ende der Trübungsphase an die Kontrollwerte an, im Becken 3 auch die Sauerstoffsättigung. Bei allen anderen Messparametern konnte im Becken 3 keine Annäherung bis zum Ende der Vegetationsperiode beobachtet werden.

Am Tag der Belastung wurde wie im Vorjahr ein Spitzenwert für den Gesamtphosphatgehalt ermittelt. In der Konzentrationsstufe 10 µg TBA/l blieben die Werte nach der Belastung bis zum Jahresende leicht erhöht, bei 5 µg TBA/l nur bis kurz vor dem Trübungsende. Klare

Aussagen über den Silikat- und den Ammoniumgehalt sind wie im Vorjahr auf Grund der hohen Schwankungen nicht möglich.

Die Chlorophyll a-Konzentrationen sind zu Beginn des 2. Jahres in allen Kompartimenten mehr als doppelt so hoch wie zu Versuchsbeginn im Vorjahr. Es konnten für die Konzentrationsstufen 10 µg TBA/l und größer keine signifikanten Abweichungen festgestellt werden. Nur bei der Konzentrationsstufe 5 µg TBA/l konnte ein signifikanter Anstieg beobachtet werden, der erst nach Tag 100 wieder einbrach. Das ließ sich auch im Gesamtphytoplankton beobachten. Dominante Klassen waren die Chryso-, Crypto- und Haptophyceae. Bei der Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* konnte ein signifikanter Rückgang der Abundanz kurz nach Tag 0 ab einer Konzentration von 50 µg TBA/l beobachtet werden, gefolgt von einem schnellen Anstieg, der jedoch nicht über 50 % hinausging und somit nicht signifikant war. Für alle anderen Klassen waren keine signifikanten Effekte erkennbar. Die Population des Zooplankters *Keratella quadrata* (Rotatoria) zeigte einen signifikanten Anstieg der Abundanz ab der Konzentration 100 µg TBA/l.

Die Makroinvertebraten zeigten in allen Kompartimenten nach dem Ende der Trübung einen starken Anstieg in ihren Abundanzzahlen, der durch das starke Wachstum der *Baetidae* ssp.-Population verursacht wird. Abgesehen vom Becken 1, in dem die TBA-belasteten Kompartimente einen stärkeren Anstieg in den Abundanzen zeigten, ist der Verlauf der Werte in den Kontrollen und TBA-belasteten Kompartimenten gleich.

Die Kartierung der Makrophyten zeigte, dass *Potamogeton natans* nicht auf die Belastung mit TBA reagiert. Das gleiche gilt für *Chara intermedia*, außer dass im Kompartiment mit der Belastungsstufe 5 µg TBA/l nach dem Ende der Trübungszeit *Chara intermedia* und *Myriophyllum spicatum* nicht mehr gefunden wurden. Eine leichte Erholung konnte erst nach Tag 130 für diese beiden Makrophyten beobachtet werden. Wie auch bei anderen Parametern ist dieses Kompartiment anders in seiner Entwicklung, da es eine andere Struktur aufweist (siehe 2. Absatz in Kap. 3.3). In der Belastungsstufe 200 µg TBA/l war *Myriophyllum spicatum* ab Tag 80 gar nicht mehr zu finden und erholte sich bis zum Ende der Versuchszeit nicht mehr.

3.3.6 Diskussion der Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr

Im Folgenden soll aufgezeigt werden, ob und wie sich die Wirkung des Herbizids TBA durch die zusätzliche Trübung mit Kaolin verändert hat. Die gemessenen Daten können u. a. direkt

in den Vergleich mit den Arbeiten von HUBER (1995) und STROJIC (1995) gestellt werden, da diese ihre Untersuchungen über die Wirkung von TBA in den gleichen Testsystemen durchgeführt haben. Auch die Ergebnisse von COORS & KUCKELKORN (2006) sind zum Vergleich mit dieser Arbeit sehr gut geeignet, obwohl das Testdesign anders ist. Um die Wirkung von TBA auf verschiedene Makrophyten zu untersuchen, verwendeten sie einzelne kleine Becken, die gleichzeitig eingerichtet wurden, aber keine Verbindung zueinander haben bzw. hatten.

Die multivariate statistische Auswertung der PCR führte für keinen der gemessenen Parameter zu einem signifikanten Ergebnis. Grund dafür ist die Unterschiedlichkeit der Becken untereinander, da bei den Abweichungen von der Kontrolle durchaus nach LOZANO *et al.* (1992) signifikante Werte von größer und kleiner als 50 % gefunden wurden. Daher werden die Tendenzen und Effekte im Folgenden nach der Methode von LOZANO *et al.* (1992) beurteilt.

Der in der vorliegenden Arbeit ermittelte Konzentrationsabbau des Terbutylazins entspricht mit einer Halbwertszeit von ca. 50 Tagen den in anderen Studien ermittelten Halbwertszeiten. STROJIC (1995) gibt ähnlich wie HUBER (1995) einen Schwund von 43 - 59 % nach etwa 60 Tagen an. Bei COORS & KUCKELKORN (2006) wurde eine Halbwertszeit von 56 Tagen gemessen. Diese Ergebnisse stimmen mit den chemischen Eigenschaften von TBA überein, unter aeroben Bedingungen langsam abzubauen und gegen Hydrolyse und Photolyse stabil zu sein (EPA 1995). Die gemessenen Halbwertszeiten des TBA-Abbaus waren möglicherweise wetterbedingt etwa eine Woche kürzer als in den Vergleichsstudien, da die Temperatur 1997 in den 60 Tagen nach der Belastung im Mittel um ca. 3 - 5 °C höher lag, als in dem Jahr 1993 der Studien von HUBER (1995) und STROJIC (1995).

Die gemessenen Parameter des „Sauerstoff-pH-Wert-Alkalinität-Leitfähigkeits-Syndroms“ (GIDDINGS 1982) zeigen beim gleichzeitigen Eintrag von Trübung und Terbutylazin (TBA) eine Veränderung der Primärproduktion. Das Verhältnis von Primärproduktion zur Atmung (P/R) ist wie im 1. Untersuchungsjahr kleiner als 1. Dies bedeutet, dass durch den Rückgang der Photosynthese, der Sauerstoffgehalt des Wassers sinkt. In Folge sinken die pH-Werte und steigen die Werte der Leitfähigkeit und der Alkalinität.

Die Belastung mit Terbutylazin, das eine Photosynthese hemmende Wirkung hat, bedingt den Rückgang des gelösten Sauerstoffs in allen Konzentrationsstufen (COORS & KUCKELKORN 2006, CUPPEN *et al.* 1997, HARTGERS *et al.* 1998). Verglichen mit den Daten aus dem 1. Untersuchungsjahr, in dem nur getrübt wurde und dadurch zeitverzögert zum Trübungsbe-

ginn ein ähnlicher Effekt eintrat, ist bei der Belastung mit TBA ein Einbruch der Sauerstoffkonzentration unmittelbar nach Belastungsbeginn erfolgt, der in der höchsten Konzentrationsstufe signifikant ist. Diese Ergebnisse wurden auch für eine reine TBA-Belastung in den Studien von HUBER (1995) und STROJIC (1995) ermittelt. In der vorliegenden Arbeit fand der Angleich der Belastungsstufen 100 und 200 $\mu\text{g TBA/l}$ an die ebenfalls eingetrübten Kontrollen im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollen von STROJIC (1995) und HUBER (1995) ca. 20 Tage früher am Tag 80 statt. Durch den Rückgang an gelöstem Sauerstoff sinkt der pH-Wert in Abhängigkeit von der TBA-Konzentration ab Tag 0 stark. Die größte Abweichung von der Kontrolle für die Konzentrationsstufe 200 $\mu\text{g TBA/l}$ ist mit 87 % identisch mit den von HUBER (1995) und STROJIC (1995) gemessenen Werten. Auch hier findet die Angleichung an die Kontrollen bei den höheren Konzentrationen schneller statt als in den Vergleichsstudien. Bei der reinen Trübung waren die Unterschiede erst langsam aufgetreten, es gab keinen sofortigen Einbruch wie bei den Belastungen mit TBA.

Durch den Rückgang von Sauerstoff und pH-Wert steigt die Leitfähigkeit in allen Konzentrationsstufen an. Nur für die niedrigen Konzentrationsstufen bis 50 $\mu\text{g TBA/l}$ konnte innerhalb des Untersuchungszeitraums eine Wiedererholung beobachtet werden, wie auch in den Vergleichsarbeiten von HUBER (1995) und STROJIC (1995). Auch der Anstieg der Werte der Alkalinität, die hier eng mit der Wasserhärte korrelieren, ist auf die Störung der Primärproduktion zurückzuführen.

Da die reine Trübung mit Kaolin im 1. Untersuchungsjahr ebenfalls die Primärproduktion in der gleichen Weise gestört hat, hätte man eine additive Wirkung erwarten können. Es war zu vermuten, dass sich die Effekte verstärken und die Systeme empfindlicher auf die Trübung reagieren könnten, als nur auf eine reine TBA-Belastung. Da die absoluten Werte, die in der vorliegenden Arbeit ermittelt wurden, fast identisch sind mit den Werten der anderen reinen TBA-Studien, kann daraus geschlossen werden, dass die Trübung diese Mikrokosmen nicht empfindlicher für den Eintrag des Herbizids gemacht hat. Dass die Angleichung an die Kontrollen in der vorliegenden Arbeit etwas früher stattfand, als in den Vergleichsstudien, mag an den anderen Temperaturverhältnissen und den verschiedenen Zeitpunkten der Belastung liegen.

Die Entwicklung des Gesamtphosphatgehalts zeigte abgesehen von der Konzentrationsstufe 5 $\mu\text{g TBA/l}$ keine Abhängigkeiten von der Belastung, wie auch in den Arbeiten von Huber (1995) und COORS & KUCKELKORN (2006). Auch bei den Parametern Silikat- und Ammoniumgehalt waren keine signifikanten Unterschiede feststellbar. Das entspricht den Werten

aus den Vergleichsstudien. Damit kann auch für diese Parameter eine deutliche Beeinflussung der TBA-Wirkung durch die simulierte Trübung mit Kaolin ausgeschlossen werden.

Dass insbesondere bei Herbiziden die funktionalen Parameter sensibler reagieren, als die strukturellen Parameter (GIDDINGS *et al.* 2002) ist auch in dieser Studie deutlich zu erkennen. Während bei einigen physikalischen und chemischen Parametern Effekte oder zumindest Tendenzen erkennbar wurden, spiegeln sich diese bei den biologischen Parametern nicht so eindeutig wieder.

Beim Summenparameter Chlorophyll a und damit auch beim Gesamtphytoplankton sind die Abweichungen von der Kontrolle bereits vor der Belastung am Tag 0 deutlich im nach LOZANO *et al.* (1992) signifikanten Bereich, wobei die Werte größer und kleiner als 100 % sind. Nach Tag 0 fallen alle Werte (mit Ausnahme der Belastungsstufe 5 µg TBA/l) in das Intervall von 0 - 40 % ab. Nach Tag 17 pendeln sie sich wieder auf die Schwankung vor der Belastung ein. Der Effekt aus dem Vorjahr, dass bei den beiden längeren Trübungszeiten nach dem Ende der Trübung ein Anstieg der Chlorophyll a-Konzentrationen aufgetreten ist, ließ sich in keinem Kompartiment, unabhängig ob Kontrolle oder mit TBA belastet, wieder erkennen. Die These, dass die Trübung das Wachstum des Phytoplanktons begünstigt, gilt für dieses 2. Untersuchungsjahr nicht. Vielmehr ist es schwierig, hier einen Effekt der Trübung auf die Wirkung des TBAs herauszufinden, da zum einen das Verteilungsmuster des Phytoplanktons in den verschiedenen Becken und sogar in den Kompartimenten der einzelnen Becken trotz Mischung des Beckenwassers zwischen den beiden Untersuchungsjahren sehr unterschiedlich blieb. Zum anderen sind in den Vergleichsstudien andere Arten gefunden worden mit unterschiedlichen Abundanzen.

In der vorliegenden Arbeit waren im 1. Untersuchungsjahr, in dem nur der Einfluss der Trübung untersucht wurde, Chloro-, Crypto- und Chrysophyceae die dominanten Klassen. Eine eindeutige Veränderung durch die Trübung konnte nicht festgestellt werden. Im 2. Untersuchungsjahr – Belastung mit TBA und Kaolin – waren Chryso-, Crypto- und Haptophyceae die dominanten Klassen, während die Chlorophyceae zahlenmäßig unterlegen waren. Im 2. Untersuchungsjahr fiel der Tag der Belastung in die Phase des Einbruchs der ersten Algenblüte, da in allen Kompartimenten die Phytoplanktonabundanzen bereits vor Tag 0 stark abfielen. Im Becken 3 mit den beiden höchsten Konzentrationsstufen ließ sich nach Tag 0 zunächst ein weiteres Absinken der Abundanzen in den TBA-belasteten Kompartimenten beobachten, das auf den toxischen Effekt des TBAs zurückzuführen ist. Trotz andauernder Trübung stiegen die Werte sehr stark zum Tag 37 hin an. Auch der folgende

Messtag 51 zeigt ähnlich hohe Werte. Danach näherten sich die Abundanzen an die Kontrollwerte an, waren jedoch etwas erhöht. Die hohen Werte an den Tagen 37 und 51 sind auf ein verstärktes Vorkommen der Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* zurückzuführen, das sich vom nächsten Untersuchungstag (Tag 66) an fast an die Kontrollwerte annähert.

Bei COORS & KUCKELKORN (2006) wurden die Systeme von den Cryptophyceae *Chroomonas* spp. und *Cryptomonas* spp. dominiert, die bei der TBA-Konzentration von 50 µg TBA/l zurückgingen, bei 5 µg TBA/l jedoch nicht reagierten. Alle anderen Taxa der übrigen Klassen waren nur mit geringen Abundanzen vertreten und zeigten keine Belastungseffekte. Am Tag 21 waren die Werte wieder auf dem Niveau der Kontrolle. Dies stimmt mit den Ergebnissen dieser Arbeit überein, denn im Becken 2 mit den Belastungsstufen 20 und 50 µg TBA/l sind die Werte des Gesamtphytoplanktons nach dem Absinken nach Tag 0 am Tag 23 wieder auf die Werte vor der Belastung angestiegen. Eine zu erwartende Verzögerung dieses Angleichs wegen der Dauertrübung gab es nicht.

In der Arbeit von HUBER (1995) zeigten die Chlorophyceae die deutlichsten Effekte auf die TBA-Belastung ab einer Konzentration von 20 µg TBA/l. Besonders empfindlich waren *Lagerheimia* spec., *Chlorella* spec., *Oocystis* spec., *Planktosphaeria* spec., *Scenedesmus* spec. und *Tetraedron* spec. Auch die Cyanophyceae reagierten auf die TBA-Belastung bei höheren Konzentrationen. Da in der vorliegenden Arbeit diese Phytoplanktonklassen nicht dominant vertreten waren, sind Vergleiche nicht möglich. HUBER (1995) konnte bei den Cryptophyceae keinen eindeutigen konzentrationsabhängigen Effekt ermitteln, jedoch zeigt sich auch bei ihm, dass ab einer Konzentration von 20 µg TBA/l die Abundanzen für einen Zeitraum von ca. 30 Tagen zurückgehen und danach ein konzentrationsabhängiges kurzzeitiges Wachstum einsetzte (nur am folgenden Untersuchungstag konnten diese hohen Werte gefunden werden). Danach fielen die Werte wieder auf die Kontrollwerte zurück.

Dieser Anstieg der Cryptophyceae kann möglicherweise damit erklärt werden, dass einzelne Phytoplanktonarten unterschiedlich stark auf TBA reagieren. Effekt-Konzentrationen (EC 50) für verschieden Algen liegen im Bereich von 0,1 - 100 µg TBA/l, und obwohl genaue Daten für Cryptophyceae nicht vorhanden sind, ist es möglich, dass diese nicht so sensibel auf TBA reagieren (COORS & KUCKELKORN 2006). Auch anderen Studien zeigen, dass die auf eine Herbizidbelastung sensibel reagierenden Arten von toleranteren Arten ersetzt werden (CUPPEN *et al.* 1997, HARTGENS *et al.* 1998).

Parallel zur Phytoplanktonentwicklung verläuft das Wachstum des Zooplanktons. Beginnend mit hohen Werten noch vor der Belastung fallen diese vor Tag 0 stark ab. Auch das Anwachsen der Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* in den Kompartimenten mit den Belastungsstufen 100 und 200 µg TBA/l hat etwas zeitverzögert die Zunahme der Rotatoria *Keratella quadrata* (Tag 56) zur Folge, da sie als Nahrungsquelle für diese Zooplanktonart dient (LOUGHEED & CHOW-FRASER 1998). Der gleiche Effekt zeigt sich bei der Zooplanktonauswertung von HUBER (1995). COORS & KUCKELKORN (2006) konnten keinen Effekt der TBA-Belastung auf das Zooplankton beobachten. Da sie ihre Versuchsreihe am Tag 56 abbrachen, konnten diese indirekten Effekte unter Umständen in dieser Studie nicht mehr erfasst werden. Die indirekten Effekte des TBAs auf die Zooplanktongesellschaft werden durch die Trübung nicht beeinflusst. Die Ergebnisse des 1. Untersuchungsjahres bestätigen dies, da hier keinerlei Effekte auf das Zooplankton gefunden wurden.

Die Abnahme der Cryptophyceae-Abundanzen kurz nach der Belastung ist in der vorliegenden Arbeit, wie auch bei HUBER (1995) ab einer TBA-Konzentration von 50 µg TBA/l signifikant nach LOZANO *et al.* (1992), wobei am Tag 40 die Erholung bereits eingetreten ist. Dies ist als ein eindeutiger und direkter Effekt der Belastung mit TBA anzusehen. Die sich daraus ergebenden Sekundärfolgen auf das Zooplankton, im speziellen auf die Rotatoria *Keratella quadrata* zeigen keine Konzentrationsabhängigkeit, da sich die Populationen in den Kontrollkompartimenten der drei Becken sehr unterschiedlich entwickelten. So gibt es nur für die mittleren Konzentrationsstufen 20 und 50 µg TBA/l einen nach LOZANO *et al.* (1992) signifikanten Rückgang gleich nach Tag 0. Einzig der hohe Messpunkt am Tag 56 im Kompartiment mit der 200 µg TBA/l Belastung kann als signifikanter Sekundäreffekt betrachtet werden, hervorgerufen durch das starke Anwachsen von *Rhodomonas minuta*.

Da im 1. Untersuchungsjahr keine Makroinvertebraten untersucht wurden, werden die Daten des 2. Untersuchungsjahrs mit Literaturdaten verglichen. Die Makroinvertebraten zeigten nach der Belastung ein starkes Wachstum ab Tag 70 in allen Kompartimenten, das durch das vermehrte Vorkommen von *Baetidae* ssp. bedingt war. In den Becken 2 und 3 war der Anstieg in den Kontrollen und den belasteten Kompartimenten gleich. Im Becken 1 ist die Zunahme der Abundanzen in der Kontrolle mit den Werten der anderen Becken vergleichbar. In den beiden kleinsten Konzentrationsstufen steigen die Abundanzen der *Baetidae* ssp. etwa doppelt so stark an. Unabhängig von der Belastung zeigte sich in nahezu allen Kompartimenten ein geringer Anstieg der Abundanzen am Tag 21. Ähnliches ist in den Arbeiten von HUBER (1995) und in den Kontrollen von DAWO (2005) zu finden und basiert auf dem

bivoltinen Entwicklungszyklus von *Baetidae* ssp. (DAWO 2005). Geringfügige Unterschiede in den Zeiten sind auf die unterschiedlichen Belastungszeiten zurückzuführen und auf die Temperaturunterschiede in den drei verschiedenen Untersuchungsjahren. So trat bei HUBER (1995) der erste Anstieg der Abundanzen am Tag -5 auf (Belastung war drei Wochen später als in der vorliegenden Studie, Temperatur im Mittel geringer), der zweite Anstieg konnte ab Tag 60 beobachtet werden. DAWO (2005) fand den ersten Anstieg der Werte ab Tag 10, den zweiten Anstieg ab Tag 80 (Belastung 10 Tage früher als in der vorliegenden Studie, Temperatur im Mittel geringer).

Bei Untersuchungen in großen Flüssen und in deren ruhigen Bereichen, in denen die Einflüsse des Run-off-Eintrags auf die Makroinvertebraten ermittelt wurden, konnten HOGG & NORIS (1991) und KREUTZWEISER *et al.* (2005) feststellen, dass der Run-off einen negativen Einfluss auf die Abundanzen und den Artenreichtum der Makroinvertebraten hat. Sie folgerten, dass die Ablagerung von feinem anorganischen Sediment nach Sturmereignissen und die damit verbundene Veränderung der Zusammensetzung des Substrats, der Hauptgrund für die niedrigen Abundanzen der Makroinvertebraten in den Becken des Flusses ist. Die Erholung tritt schnell wieder ein, wenn kein weiteres Sediment dazu kommt und größerer Durchfluss herrscht. Da im Fließgewässer andere Arten vorkommen als im stehenden Gewässer, sind direkte Vergleiche schwierig, könnten aber eine mögliche Erklärung für die hohen Abundanzen ab Tag 70 liefern, denn die von HUBER (1995) und DAWO (2002) gefundenen Abundanzen am vergleichbaren Zeitpunkt sind sehr viel geringer.

HOGG & NORIS (1991) ermittelten, dass nach Run-off-Einträgen im Fluss die Wiedererholung der Abundanzzahlen in den strömungsreicheren Abschnitten schneller erfolgte, als in den ruhigeren Becken, in denen sich die Trübung länger hielt. Diese unterschiedlichen Bereiche könnten sich in sehr viel kleinerem Maßstab in den Becken der vorliegenden Arbeit nach dem Ende der Trübungszeit durch die Probenahme gebildet haben. Die zwei Sammelsubstrate für Makroinvertebraten wurden im Wechsel alle zwei Wochen für die Auszählungen aus den Kompartimenten entnommen und ausgespült. Dadurch wurde anlagerndes Sediment abgewaschen. Während der Trübungsphase wurde direkt nach der Auszählung der Makroinvertebraten wieder getrübt und damit die Sammelsubstrate eingeschlämmt. Nach dem Ende der Trübungszeit fehlte diese feine Schlammschicht lediglich den Sammelsubstraten, während der restliche Boden nach wie vor mit Sediment bedeckt blieb. Dadurch wurden die Sammelsubstrate für die Tiere interessanter als die Umgebung. Dieser bevorzugte Aufenthaltsort könnte eine Erklärung für den starken Anstieg der Abundanzen sein.

Der Anstieg ist in den Becken 2 und 3 in den Kontrollen wie auch in den belasteten Kompartimenten gleich hoch. Dass im Becken 1 in den beiden belasteten Kompartimenten (5 und 10 µg TBA/l) die Abundanzen von *Baetidae* ssp. etwa doppelt so stark anstiegen wie die Werte der Kontrolle, liegt möglicherweise am Fressverhalten dieser Ephemeropterenlarve als Weidegänger (SCHWAB 1995). Da das Phytoplankton nach dem Ende der Trübungszeit einen starken Anstieg in der Konzentrationsstufe 5 µg TBA/l zeigte, war ausreichend Nahrung vorhanden. Bei der Konzentrationsstufe 10 µg TBA/l wurde kein Anstieg des Phytoplanktons beobachtet, trotzdem sind höhere Abundanzen von *Baetidae* ssp. gefunden worden, als in der Kontrolle. Grund dafür kann in diesem Kompartiment ein höheres Aufkommen von Periphyton als Nahrungsquelle sein, das nicht erfasst wurde. Unterschiede gab es in der Anzahl der Odonata. Im mit 10 µg TBA/l belasteten Kompartiment stieg nach Tag 80 die Abundanz der Odonata deutlich an und in Folge nahm die Abundanz der *Baetidae* ssp. ab, während bei 5 µg TBA/l nur 2 - 3 Odonata/Sammelsubstrat bis fast zum Ende der Vegetationszeit gefunden wurden und diese damit die Population der *Baetidae* ssp. nicht reduzieren konnten.

Die obigen Vergleiche mit den anderen Arbeiten lassen den Schluss zu, dass die Makroinvertebraten keinen Effekt auf die Trübung und die Belastung mit TBA zeigen.

Die stärksten Primärproduzenten in den vorliegenden Systemen und die am schwierigste quantitativ und zerstörungsfrei zu erfassende Gruppe sind die Makrophyten. Während der Trübungszeit konnten ihre submersen Teile nicht erfasst werden. Sie zeigten in den verschiedenen Kompartimenten unterschiedliches Verhalten bezüglich Anwachsen und Weiterwachsen zunächst noch unabhängig von der TBA-Belastung. Das Wachstum war nicht gleichmäßig, obwohl beim Einrichten der Becken auf eine gleichmäßige Verteilung der Biomasse geachtet und im Frühjahr 1997 vor der Belastung, wo es nötig war, nachgepflanzt wurde. *Chara intermedia* und *Myriophyllum spicatum* sind im Becken mit der Konzentrationsstufe 5 µg TBA/l nach dem Ende der Trübungszeit gänzlich ausgefallen und erholten sich erst sehr spät kurz vor dem Ende der Vegetationsperiode wieder. Dieses Phänomen erklärt einerseits den Anstieg des Chlorophyll a-Gehalts bzw. des Phytoplanktons, da für diese mehr anorganische Nährstoffe vorhanden waren als in den übrigen Kompartimenten und andererseits, warum die Sauerstoffwerte nahezu identisch mit denen der Kontrolle verlaufen. Auch die höheren Gesamtphosphat- und Silikatwerte lassen sich durch den nur spärlichen Bewuchs dieses Kompartiments erklären.

Die erwartete starke Beeinträchtigung des Wachstums der Makrophyten durch die Photosynthese hemmende Wirkung der TBA-Belastung konnte nicht beobachtet werden. *Chara*

intermedia zeigt kein konzentrationsabhängiges Wachstum, *Potamogeton natans* ebenso wenig. Einzig in den Belastungsstufen 100 und 200 µg TBA/l ist nach der Trübung der Flächendeckungsgrad von *Myriophyllum spicatum* konzentrationsabhängig zurückgegangen. Diese Aussagen stimmen mit den Ergebnissen von COORS & KUCKELKORN (2006), HUBER (1995) und STROJIC (1995) überein. Da die Makrophyten in Kontrollen trotz Trübung normal wachsen, kann auch hier der Einfluss der Trübung auf die TBA-Wirkung ausgeschlossen werden.

Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen gefolgert werden, dass die Trübung die Wirkung des TBAs auf die aquatischen Ökosysteme nicht verändert, weder verstärkt noch abschwächt. Sollte sich dieses Erkenntnis in weiterführenden Studien erhärten, so kann auf das Einbringen von Trübstoffen zusätzlich zur Pestizidbelastung verzichtet werden.

Ein weiterer wesentlicher Vorteil einer Belastung ohne Trübung ist, dass die Makrophyten in der entscheidenden Phase direkt nach der Belastung kartiert werden können und damit schnell eintretenden Wirkungen ermittelt werden können und nicht nur die langzeitigen Effekte.

4 Schlussfolgerungen

Für Freilanduntersuchungen in aquatischen Ökosystemen stehen ausreichend stabile standardisierte Modellsysteme zur Verfügung, mit denen Vorgänge in der Natur nachvollziehbar untersucht werden können.

Die Applikation der Belastungstoffe erfolgt unter vereinfachten aber rekonstruierbaren Umständen. In der Natur gelangen Pflanzenschutzmittel in den seltensten Fällen singulär in Oberflächengewässer. Vielmehr werden in diese durch Run-off unterschiedlichste Stoffe neben Pflanzenschutzmittel eingeschlämmt. Werden bisherige Testreihen diesem Eintrag gerecht, wenn sie sich nur auf das Einbringen des Pflanzenschutzmittels in die Testsysteme beschränken?

Im ersten Teil der vorliegenden Studie zeigt die Auswirkung einer reinen Trübung mit Kaolin auf die künstlichen aquatischen Testsysteme bei den funktionalen Parametern (u. a. pH-Wert, Leitfähigkeit, Alkalinität, Sauerstoffgehalt) keine Signifikanzen nach LOZANO *et al.* (1992). Zwar wird durch den Eintrag des Kaolins das Ökosystem gestört. Die Primärproduktion des Systems nimmt ab. Bereits nach kurzer Zeit haben sich die Systeme wiedererholt. Die Werte der chemischen Parameter zeigen nur eine leicht ansteigende Tendenz, die nach 50 Tagen wieder abgeklungen ist. Bei den biologischen Parametern konnten trübungsbedingten Effekte nicht beobachtet werden.

Im zweiten Teil der vorliegenden Arbeit wurde das Pflanzenschutzmittel Terbutylazin zusammen mit dem Trübstoff Kaolin in die Systeme eingebracht und eine Dauertrübung von 50 Tage aufrechterhalten. Die Ergebnisse wurden mit den Studien von HUBER (1995) und STROJIC (1995) verglichen. Obwohl beide Einflüsse jeder für sich die Primärproduktion der Freilandsysteme hemmen, konnte keine kumulative Wirkung der beiden Stoffe bei gleichzeitiger Anwendung festgestellt werden. Vielmehr sind die Werte der Doppelbelastung nahezu identisch mit den Ergebnissen der oben zitierten Studien der reinen TBA-Belastung. Dies gilt insbesondere für die funktionalen Parameter. Damit kann die von HUBER (1995) und STROJIC (1995) angegebenen Schwellenkonzentrationen (NOEC – No observed effect concentration) für Terbutylazin von 10 µg TBA/l unverändert für die vorliegende Studie übernommen werden. Die aufgetretenen Veränderungen bewirkten nur eine vorübergehende Störung, die keine nachhaltige Schädigung nach sich zog, so dass von einer ökotoxikologischen Wirkung nicht gesprochen werden kann (GIGON 1982).

Für die Auswertung nach LOZANO *et al.* (1992) ist es wichtig, dass sich die jeweiligen Kontrollkompartimente ideal verhalten. Ausreißer und andersartige Entwicklungen lassen einen Vergleich der Ergebnisse aus den belasteten Kompartimenten mit den anderen Becken nicht oder nur sehr bedingt zu. Dass bei der Auswertung mittels PRC (principal response curves) Signifikanzen nicht gefunden wurden, ist sicher auch mit auf die große Streuung der drei Kontrollkompartimente zurückzuführen.

Die Ergebnisse dieser Arbeit stimmen mit den Studien von HUBER (1995) und STROJIC (1995) überein. Dies kann als Beweis interpretiert werden, dass die verwendeten Testsysteme für diese Art der Freilandversuche geeignet sind und Ergebnisse aus verschiedenen Jahren zu reproduzierbaren Erkenntnissen führen. Wichtig ist, dass die verwendeten Systeme zur gleichen Zeit angelegt werden und eine genügend lange gemeinsame Vorlaufphase haben.

Die in dieser Studie gewonnen Erkenntnisse über den Einfluss der Trübung auf die Wirkung des Herbizids Terbutylazin, sollten durch weiterführende Untersuchungen des Trübungseinflusses auf andere Pestizide, z. B. Insektizide erweitert werden. Wenn sich auch dort keine Veränderung der Pestizidwirkung feststellen lässt, kann in Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln auf die Berücksichtigung der Trübung verzichtet werden. Die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln kann mit den bestehenden Testverfahren und ohne den Einfluss von Trübung sicher beurteilt werden.

5 Zusammenfassung

Durch Oberflächenabfluss (Run-off) können Pflanzenschutzmittel in aquatische Ökosysteme gelangen. Dieser Run-off bringt zusätzlich zu den Chemikalien unterschiedliche Stoffe in das Gewässer mit ein und kann eine zusätzliche Störung des Ökosystems darstellen. In der vorliegenden Arbeit wurde ein Teilaspekt des Run-offs, nämlich die Trübung mit inertem Kaolin simuliert. Es wurde untersucht, ob die Wirkung des Herbizids Terbuthylazin auf aquatische Freilandssysteme durch die Trübung verändert wird.

Im 1. Untersuchungsjahr (1996) wurde die Wirkung der Trübung auf ein aquatisches Ökosystem untersucht. Dabei sollte herausgefunden werden, ob die Trübung eine Veränderung der funktionellen Parameter, der Populationsebenen und der Gesellschaftsebenen bewirkt. Ferner sollte untersucht werden, welche Rolle die zeitliche Dauer der Trübung spielt. Drei künstliche Testsysteme wurden unterschiedlich lange (11 bis 50 Tage) täglich mit dem aufgeschlämmten Trübstoff Kaolin eingetrübt. Es wurden die physikalischen und chemischen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, Alkalinität, Gehalte von Natrium, Kalium, Calcium, Silikat, Ammonium, Phosphat, Nitrat und die Wasserhärte wöchentlich gemessen. Die Auswertung der funktionellen Parameter zeigte eine erkennbare, wenn auch nicht signifikante Beeinträchtigung der Primärproduktion, die von den Systemen abgefangen werden konnte. Die biologischen Parameter Phytoplankton und Zooplankton wurden in einem engen Zeitraster qualitativ und quantitativ untersucht. Eindeutige Effekte konnten nicht gefunden werden. Hier waren die natürlichen und systembedingten Schwankungen oft schon vor der Eintrübung so groß, dass sie als signifikant eingestuft werden müssten.

Im 2. Untersuchungsjahr (1997) wurden die Becken mit Terbuthylazin in den Konzentrationen 5, 10, 20, 50, 100 und 200 µg TBA/l belastet. Gleichzeitig wurde mit der 50-tägigen Dauertrübung mit Kaolin begonnen. Um den Effekt der Trübung auf die Wirkung des TBAs zu ermitteln, wurden die Ergebnisse mit TBA-Studien aus der Literatur verglichen. Die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Parameter stimmten sehr genau mit den Literaturdaten überein. Die Trübung hat die Wirkung des Terbuthylazin in keiner Weise verändert. Ähnliche Übereinstimmungen wurden bei den biologischen Parametern gefunden. Im 2. Jahr wurden auch die Makroinvertebraten erfasst. Hier zeigte sich nach dem Ende der Trübungszeit ein starkes Anwachsen der Population von *Baetidae* ssp. in allen Kompartimenten unabhängig von der Belastungsstufe. Ein Einfluss der Trübung mit Kaolin und der Belastung mit Terbuthylazin kann ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die verwendeten aquatischen Ökosysteme nach einer kurzen Beeinträchtigung der Primärproduktion reversibel auf eine inerte Trübung mit Kaolin reagierten. Die Belastung mit dem Herbizid bei gleichzeitiger 50-tägiger Trübung führt zu den gleichen Ergebnissen, wie bei einer alleinigen TBA-Belastung. Erhärten sich diese Aussagen in weiterführenden Studien, so kann auf Grund dieser Erkenntnis der Aspekt der inerten Trübung bei künftigen Toxizitätstests nach wie vor weggelassen werden, obwohl der Eintrag der Chemikalien in den Test nicht dem des natürlichen Run-offs entspricht.

6 Literaturverzeichnis

- Avnimelech, Y; Troeger, B.W.; Reed, L.W. (1982): Mutual flocculation of algae and clay: Evidence and implications. *Science* 216, 63-65.
- Bester, K.; Hühnerfuss, H. (1993): Triazines in the Baltic and North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 26(8), 423-427.
- Beyers, R. J. (1964): The microcosm approach to ecosystem biology. *Am. Biol. Teach.* 26, 491-498.
- Brock, T.C.M.; Crum, S.J.H.; Van Wijngaarden, R.; Budde, B.J.; Tijink, J.; Zuppelli, A.; Leeuwangh, P. (1992a): Fate and effects of the insecticide Dursban® 4E in indoor Elodea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: I. Fate and primary effects of the active ingredient Chorpyrifos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23, 69-84.
- Brock, T.C.M.; Van den Bogaert, M.; Bos, A.R.; Van Breukelen, S.W.F.; Reiche, R.; Terwoert, J.; Suykerbuyk, R.E.M.; Roijackers, R.M.M. (1992b): Fate and effects of the insecticide Dursban® 4E in indoor Elodea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23, 391-409.
- Brock, T.C.M.; Vet, J.J.R.M.; Kerkhofs, M.J.J.; Lijzen, J.; Van Zuilekom, W.J.; Gijlstra, R. (1993): Fate and effects of the insecticide Dursban® 4E in indoor Elodea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: III. Aspects of ecosystem functioning. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25, 160-169.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2006): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2006, Münster 2006.
- Burkholder, J.M.; Cuker, B.E. (1991): Response of periphyton communities to clay and phosphate loading in a shallow reservoir. *J. Phycol.* 27, 373-384.
- Caspers, N.; Hamburger, B. (1983): Aquatische Modellökosysteme als Indikatoren für Schadstoffbelastungen. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 16(6), 205-210.

- Clausen, N.-E. (1991): Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Teil I: Ökonomische Begründung. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 3(3), 155-159.
- CibaGeigy (1992): Terbuthylazin – Informationen zum Wirkstoff. Ciba Geigy GmbH, Division Agro, Frankfurt a. Main.
- Coors, A.; Kuckelkorn, J. (2006): Application of in-situ bioassays with macrophytes in aquatic mesocosm studies. *Ecotoxicology* 15, 583-591.
- Cuker, B.E. (1987): Field experiment on the influences of suspended clay and P on the plankton of a small lake. *Limnol. Oceanogr.* 32(4), 840-847.
- Cuker, B.E.; Gama, P.T.; Burkholder, J.M. (1990): Type of suspended clay influences lake productivity and phytoplankton community response to phosphorus loading. *Limnol. Oceanogr.* 35(4), 830-839.
- Cuker, B.E.; Hudson, L.Jr. (1992): Type of suspended clay influences zooplankton response to phosphorus loading. *Limnol. Oceanogr.* 37(3), 566-576.
- Cuker, B.E. (1993): Suspended clay alter trophic interactions in the plankton. *Ecology* 74(3), 944-953.
- Cuppen, J.G.M.; Van den Brink, P.J.; Van der Woude, H.; Zwaardemaker, N.; Brock, T.C.M. (1997): Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide Linuron. *Ecotox. Environ. Safe.* 38, 25-35.
- Dawo, U. (2005): Die ökotoxikologische Bewertung multipler Pestizideinträge in aquatische Ökosysteme: Der Vergleich einer einmaligen mit einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflge und Botanik.
- DIN 38 405 – D11 – 1 (1983): Bestimmung von Phosphorverbindungen (D11), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Oktober 1983.
- DIN 38 406 – E5 – 1 (1983): Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E5), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Oktober 1983.
- Dutzik, M.; Harte, J.; Jassby, A.; Lapan, E.; Levy, D.; Rees, J. (1979): Some considerations in the design of aquatic microcosms for plankton studies. *Int. J. Environ. Stud.* 13, 125-130.

- Ellenberg, H.; Koransky, W.; Nösler, H.G., Siebert, G. (Bearb.) (1983): Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. (DFG-Symposium, Würzburg 1980), Verlag Chemie, Weinheim.
- EPA (1995): Registration eligibility decision terbuthylazine, EPA 738-R-95-005. United States Environmental Protection Agency, Washington.
- Erlach, F.; Gröblichhoff, F.F.; Entup, N.L. (2004): Gewässerbelastung lässt sich reduzieren. Landwirtschaft ohne Pflug 1, 10-14.
- Eser, S. (2001): Ecotoxicological investigations of periphyton communities using HPLC pigment analysis. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflege und Botanik.
- Feind, D.D.; Zieris, F.-J., Huber, W. (1985): Entwicklung und Gleichgewichtseinstellung von Süßwasser-Modellökosystemen. Verh. Ges. f. Ökologie 13, 359-367.
- Feind, D.D. (1986): Aquatische Süßwasser-Modellökosysteme zur ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflege und Botanik.
- Fiedl, S.R. (1997): Zum Verständnis systemarer Effekte bei Herbizidbelastungen: Invertebratengemeinschaften in aquatischen Freiland-Mikrokosmen mit unterschiedlicher Makrophytendichte. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflege und Botanik.
- Furet, J.E.; Benson-Evans, K. (1982): An evaluation of the time required to obtain complete sedimentation of fixed algal particles prior to enumeration. Br. Phycol. J. 17, 253-258.
- Gehring, K. (2004): Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP): Auswirkungen auf den Verbrauch von Pflanzenschutzmitteln und Bewertung möglicher Veränderungen hinsichtlich der Belastung der Umwelt und des Naturhaushaltes. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).
- Giddings, J.M. (1981): Laboratory tests for chemical effects on aquatic population interactions and ecosystem properties. In: Hammons, A.S. (ed.) Methods for ecological toxicol-

- ogy. A critical review of laboratory multispecies tests. Ann Arbor Science Publishers Michigan, 25-91.
- Giddings, J.M. (1982): Effects of the water-soluble fraction of a coal-derived oil on pond microcosms. Arch. Environm. Contam. Toxicol. 11, 735-747.
- Gigon, A. (1982): Typologie und Erfassung der ökologischen Stabilität und Instabilität mit Beispielen aus Gebirgsökosystemen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Bern 1982) 12, 13-29.
- Grünwald, H. (2003): Effects of a pesticide mixture on plankton in freshwater mesocosms – from single substance studies to combination impacts. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflge und Botanik.
- Gunkel, G. (1983): Untersuchungen zur ökotoxikologischen Wirkung eines Herbizids in einem aquatischen Modellökosystem. I. Subletale und letale Effekte. Arch. Hydrobiol./Suppl. 65, 2/3, 235-267.
- Hartgers, E.M.; Aalderink, G.H.R.; Van den Brink, P.J.; Gylstra, R.; Wiegman, J.W.F.; Brock, T.C.M. (1998): Ecotoxicological threshold levels of a mixture of herbicides (atrazine, diuron and metolachlor) in freshwater microcosms. Aquat. Ecol. 32, 135-152.
- Heidler, G. (1987): Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf aquatische Ökosysteme – Prüfung und Bewertung im Zulassungsverfahren. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 39(11), 161-165.
- Hindelang, D. (1993): Wirkung von Herbizid- und Herbizid-Insektizid-Kombinationsbelastungen in aquatischen Modellökosystemen unter besonderer Berücksichtigung des Pestizidnachweises mit ELISA. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflge und Botanik.
- Hogg, I.D.; Norris, R.H. (1991): Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 42, 507-518.

- Huber, W. (1986): Freshwater model ecosystems as indicators of environmental pollution. In: Environmental modelling for priority setting among existing chemicals. Proceedings Workshop 11. – 13. Nov. 1985, 344-353, GSF München-Neuherberg, Ecomed, Landsberg.
- Huber, W. (1987): Vergleich zwischen Single-Species und Multi-Species Testverfahren. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft; 234, 34-41.
- Huber, W. (1995): Wirkung von Terbutylazin in aquatischen Freiland-Mikrokosmen. Abschlußbericht an CIBA-GEIGY, Basel.
- Huber, W.; Zieris, F.-J.; Feind, D.D.; Neugebauer K.E. (1988a): Ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien mit Hilfe von aquatischen Modellökosystemen. In: Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien. M. Verfondern, B. Scheele (eds.), Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Jül-Spez-440, 202-278.
- Huber, W.; Zieris, F.-J.; Neugebauer, K.; Draxl, R. (1988b): Erarbeitung von Kriterien für die Beurteilung des Umweltrisikos durch potentiell wassergefährdende Pflanzenschutzmittel – Aquatische Modellökosysteme im Freiland. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 88 - 12605001/01.
- Huber, W.; Zieris, F.J.; Draxl, R.; Fiedl, S.R. (1995): Untersuchung zur Verwendung von künstlichen Teichen als standardisierte Testsysteme zur Abschätzung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe der Wirkung und des Verbleibs von zwei Herbiziden. Umweltbundesamt, Berlin, Forschungsbericht 126 05 088.
- Industrieverband Agrar e.V. (1990): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln: physikalisch-chemische und toxikologische Daten. IVA, Industrieverb. Agrar e.V., 2. neubearbeitete Auflage. BLV Verl.-Ges., München; Wien; Zürich.
- Isensee, A.R. (1976): Variability of aquatic model ecosystem-derived data. Int. J. Environ. Stud. 10, 35-41.
- Isensee, A.R. (1980): Laboratory microecosystems. In: Handbook of Environmental Chemistry, Bd. 2; Hutzinger, O. (ed.), Springer Verlag, Berlin; 231-245.

- Kersting, K.; Van den Brink, P.J. (1997): Effects of the insecticide Dursban®4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: Responses of ecosystem metabolism. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(2), 251-259.
- Kettrup, A.; Steinberg, C.; Freitag, D. (1991): Ökotoxikologie – Wirkungserfassung und Bewertung von Schadstoffen in der Umwelt. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 3(6), 370-377.
- Kirk, K.L. (1991a): Inorganic particles alter competition in grazing plankton: The role of selective feeding. *Ecology* 72(3), 915-923.
- Kirk, K.L. (1991b): Suspended clay reduces *Daphnia* feeding rate: Behavioural mechanisms. *Freshwater Biology* 25, 357-365.
- Kirk, K.L.; Gilbert, J.J. (1990): Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71(5), 1741-1755.
- Lampert, W. (1978): Stabilität, Elastizität und Regeneration aquatischer Ökosysteme. *Biologie in unserer Zeit* 8(2), 33-41.
- Lougheed, V.L.; Chow-Fraser, P. (1998): Factors that regulate the zooplankton community structure of a turbid, hypereutrophic Great Lakes wetland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 150-161.
- Lozano, S.J.; O'Halloran, S.L.; Sargent, K.W. (1992): Effects of esfenvalerate on aquatic organisms in littoral enclosures. *Environ. Toxicol. Chem.* 11, 35-47.
- Neumann, M.; Schulz, R.; Liess, M. (1999): Diffuse und punktuelle Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel und ihre Bedeutung für zwei kleine Fließgewässer. Tagungsbericht der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Rostock, Bd. 1, 503-508.
- Nagel, R. (1990): Ökotoxikologie. Eine junge Wissenschaft mit hohem Anspruch. *Biologie in unserer Zeit* 20(6), 299-304.
- Neugebauer, K.E. (1988): Beurteilung und Validierung der ökologischen Wirkung von Herbiziden durch vergleichende Untersuchungen in aquatischen Labor- und Freilandssystemen. Dissertation, TU München-Weihenstephan. Institut für Landespflege und Botanik.

- Nusch, E.A. (1991): Ökotoxikologische Testverfahren – Anforderungsprofile in Abhängigkeit vom Anwendungszweck. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 3(1), 12-15.
- Perkow, W. (1983/1988): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 2. Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- Pflüger, W. (1991): Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Teil II: Ökologische Bewertung. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 3(3), 159-166.
- Raeder, U. (1990): Vergleichende Untersuchungen der Phytoplanktonsuccession in 15 Seen des Osterseengebietes. Dissertation, TU-München, Institut für Botanik und Mikrobiologie.
- Reimann, L.; Krauß, B.; Schilling, N. (1991): Die Auswirkungen des Triazinherbizids Terbutylazin auf photoautotrophe Organismen im aquatischen Ökosystem. Bay. Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach. DGL-e.V. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL in Mondsee, 500-502.
- Ringelberg, J.; Kersting, K. (1978): Properties of an aquatic micro-ecosystem: I. General introduction to the prototypes. Arch. Hydrobiol. 83(1), 47-68.
- Schlosser, H.J. (1988): Ökotoxikologie: Auswertung ökotoxikologischer Forschungen zur Belastung von Ökosystemen durch Chemikalien. Forschungsbericht der KFA Jülich; Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Chemikalienprüfung.
- Schmidpeter, B.; Huber, W. (1990): Möglichkeiten des Einsatzes von limnischen Modellsystemen zur ökotoxikologischen Prüfung von Chemikalien – Literaturstudie. Bericht an das UBA.
- Schwab, H. (1995): Süßwassertiere. Ein ökologisches Bestimmungsbuch. 1. Auflage, Klett Verlag, Stuttgart.
- Schwoerbel, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie, 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Strojic, V. (1995): Experimentelle Untersuchungen zur toxikologischen Wirkung von Terbutylazin – ein modularer Ansatz. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflege und Botanik.

- Smies, M. (1983): On the relevance of microecosystems for risk assessment: some considerations for environmental toxicology. *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 7, 355-365.
- SPG (2007): SPG Media Limited. <http://www.water-technology.net/glossary/runoff.html>.
- SZ (1998): Pharma-Riese schiebt zwei Bauern vor. *Süddeutsche Zeitung* 16.06.1998.
- SZ (2002): Nitrogen-Skandal: Wie ein Blitz traf es den Bauernhof. *Süddeutsche Zeitung (Wissen)* 20.06.2002.
- SZ (2005): Das Gift des Landwirts. *Süddeutsche Zeitung (Panorama)* 14.11.2005.
- Taub, F.B.; Read, P.L. ; Kinding, A.C.; Harrass, M.C.; Hartmann, H.J.; Conquest, L.L.; Hardy, F.J.; Munro, P.T. (1981): Demonstration of the ecological effects of streptomycin and malathion on synthetic aquatic microcosms. In: *Aquatic Toxicology – 6th Symposium*. H. Mahy (ed.); Am. Soc. Test. Mater., Philadelphia, Pennsylvania, 5-25.
- Tietjen, K.G.; Kluth, J.F.; Andree, R.; Haug, M.; Lindig, M.; Müller, K.H.; Wroblowsky, H.J.; Trebst, A. (1991): The herbicide binding niche of photosystem II – A model. *Pestic. Sci.* 31, 65-72.
- Van den Brink, P.J.; Ter Braak, C.J.F. (1999): Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(2), 138-148.
- Weithoff, G.; Lorke, A.; Walz, N. (2000): Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia* 125, 91-100.
- Winkelhausen, H. (1987): Die Entwicklung limnischer Modellökosysteme. Diplomarbeit, TU-München-Weihenstephan.
- Winkler, R. (2001): Konzept zur Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächen- und Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (Dokumentation zum Modell EXPOSIT). Umweltbundesamt.
- Zieris, F.-J. (1983): Entwicklung und Vergleich dreier Modellökosysteme während einer Vegetationsperiode anhand der Fauna. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan.

Zieris, F.-J. (1986): Die Eignung von künstlichen aquatischen Ökosystemen im Freiland zur ökotoxikologischen Risikoabschätzung von Umweltchemikalien. Dissertation, TU-München-Weihenstephan, Institut für Landespflanze und Botanik.

Bestimmungsliteratur:

Brohmer, P. (1992): Fauna von Deutschland: ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt. 18. neu bearbeitete und neu gestaltete Auflage von M. Schaefer. Quelle und Meyer Verlag.

Engelhardt, W. (1996): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? 14. Aufl.-Stuttgart: FranckhKosmos.

Ettl, H.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (Hrsg.) (1978-1991): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Bd. 1: Chrysochyceae und Haptophyceae (1985)

Bd. 2/1: Bacillariophyceae I (1986)

Bd. 2/2: Bacillariophyceae II (1988)

Bd. 2/3: Bacillariophyceae III (1991)

Bd. 2/4: Bacillariophyceae IV (1991)

Bd. 3: Xanthophyceae I (1978)

Bd. 4: Xanthophyceae II (1980)

Bd. 6: Dinophyceae (1990)

Bd. 9: Chlorophyta I (1983)

Bd. 10: Chlorophyta II (1988)

Bd. 14: Chlorophyta VI (1985)

Bd. 16: Conjugatophyceae I (1984)

Bd. 19/1: Cyanoprokaryota (1990)

Flößner, D. (1972): Krebstiere, Crustacea; Kiemen- und Blattfüßler, Branchipoda; Fischläuse, Branchiura. In: Die Tierwelt Deutschlands, Teil 60, Gustav Fischer Verlag, Jena.

Germain, H. (1981): Flore des diatomées. Eaux douces et saumâtres du Massif Américain et des contrées voisines d'Europe occidentale. Collection "Faunes et Flores actuelles", Société Nouvelles des Éditions Boubée, Paris.

- Herbst, H.V. (1976): Blattfußkrebse, Phyllopoden. Echte Blattfüßer und Wasserflöhe. Franck'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi, G. (1950-1983): Das Plankton des Süßwassers. Die Binnengewässer. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Teil 1 (1962a): Blaualgen, Bakterien, Pilze
- Teil 2/1 (1962b): Chrysophyceae
- Teil 2/2 (1962c): Diatomeae
- Teil 3 (1950): Cryptophyceae, Peridineae
- Teil 4 (1955): Euglenophyceae
- Teil 5 (1961): Chlorophyceae (Volvocales)
- Teil 6 (1972): Chlorophyceae (Tetrasporales)
- Teil 7/1 (1983): Chlorophyceae (Chlorococcales)
- Teil 8/1 (1982): Conjugatophyceae (Zygnematales und Desmidiiales, excl. Tyngnemataceae)
- Kiefer, F. (1973): Ruderfußkrebse, Copepoden. Franck'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Kiefer, F. (1978): Freilebende Copepoda. In: Die Binnengewässer, Bd. 26: Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 2, 1-343. E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Löffler, H. (1972): Ostracoda. In: Die Binnengewässer, Bd. 26: Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1, 235-246. E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Migula, W. (1897): Kryptogamenflora, Bd. 2: Algen, Teil 1a, Hugo Bermühler Verlag, Berlin.
- Rüttner-Kolisko, A. (1972): Rotatoria. In: Die Binnengewässer; Bd. 26: Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1, 99-234. E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schmeil, O. (1996): Flora von Deutschland und angrenzender Länder: Ein Buch zum Bestimmen der wildwachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen. Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co., Wiesbaden.
- Saether, O.A. (1972): Chaoboridae. In: Die Binnengewässer; Bd. 26: Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1, 257-280. E. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Streble, H.; Krauter, D. (1988): Das Leben im Wassertropfen. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.

Voigt, M.; Koste, W. (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger, Berlin. Stuttgart.