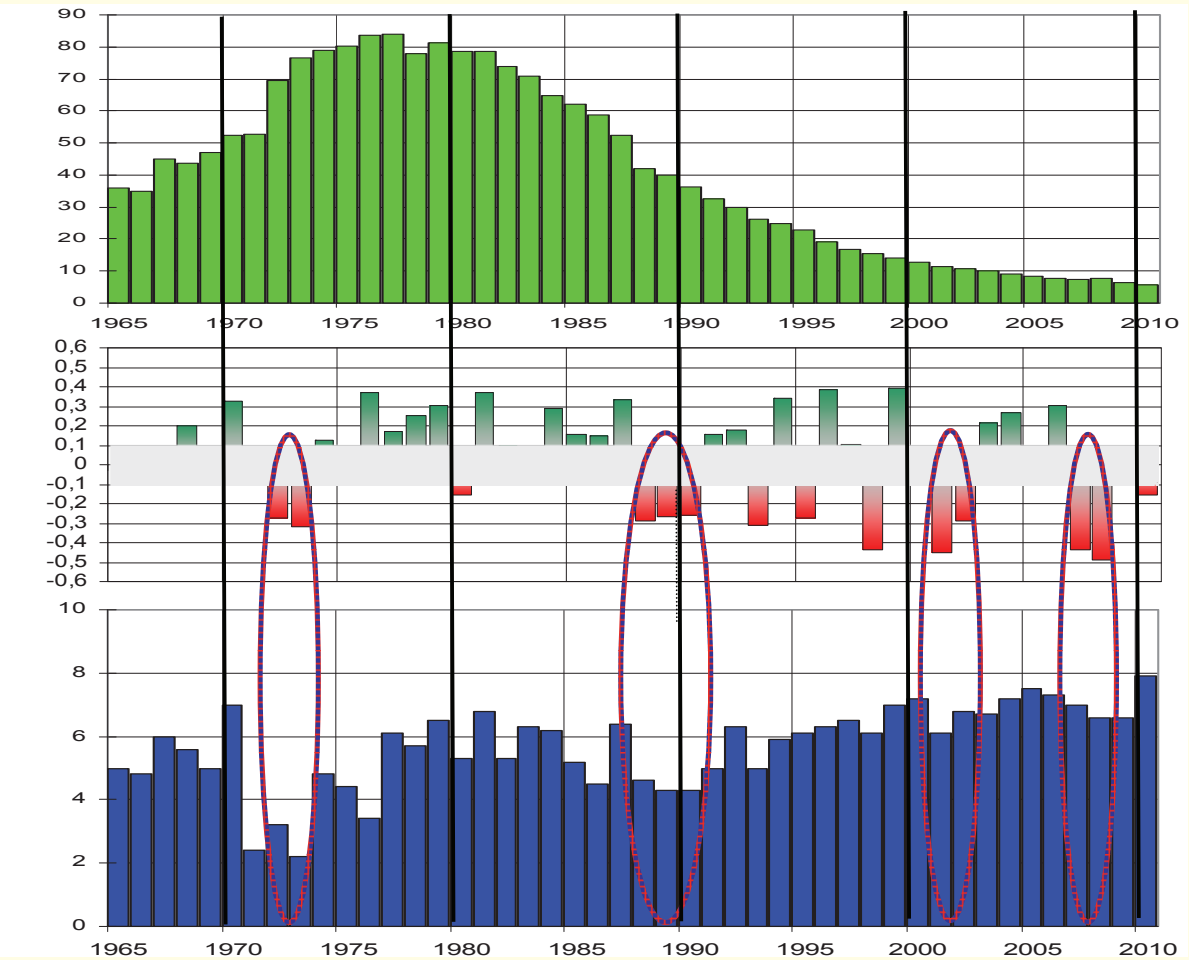
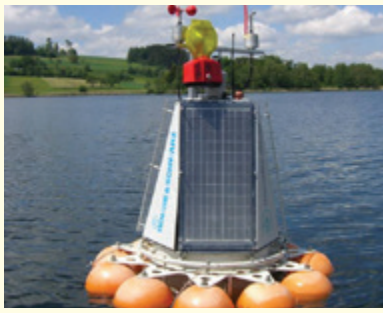
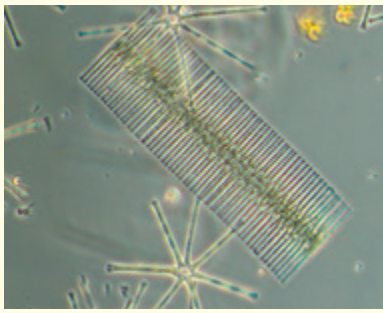
LUBW

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg









ISF Arbeitsbericht 2010 / 2011

Stand Mai 2011

Baden-Württemberg

LUBW
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und
Naturschutz Baden-Württemberg

ISF Arbeitsbericht 2010 / 2011

Stand: Mai 2011

Baden-Württemberg

HERAUSGEBER
LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
76231 Karlsruhe, Postfach 100163, www.lubw.baden-wuerttemberg.de

BEARBEITUNG
LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
Institut für Seennforschung, Langenargen, isf@lubw.bwl.de

TITELBILD
Jahresmittelwert an Gesamtphosphor, Zirkulationsindex und Sauerstoffminimum (S. 22, Abb. 1.12), Impression vom Tag der offenen Tür (S. 85, Kap. 9.2), Messboje (S. 52, Abb. 4.4), Kieselalge ***Fragilaria crotenesis*** (S. 19, Abb. 1.8)

BILDNACHWEIS
Diagramme und Abbildungen, sofern nicht anders angegeben, Rechte bei LUBW

STAND
Mai 2011

BERICHTSUMFANG
90 Seiten

EMAS
GEPRÜFTES UMWELTMANAGEMENT
D-138-00063

Berichte und Anlagen dürfen nur unverändert weitergegeben werden. Eine auszugsweise Veröffentlichung ist ohne schriftliche Genehmigung der LUBW nicht gestattet.

1	**BODENSEE**	**8**
1.1	Jährlicher IGKB-Zustandsbericht 2010	8
1.2	Analysen zu klimatischen Einflüssen	20
1.3	Zirkulation und Sauerstoffgehalt über Grund	22
1.4	Mikroverunreinigungen	23
1.5	Langzeitentwicklung von Phyto-, Zoo- und Bakterienplankton	24
1.6	Entwicklung Fischbestände	28
1.7	Monitoring zur Überwachung der Ausbreitung gebietsfremder aquatischer Arten	30
2	**BODENSEE-ZUFLÜSSE**	**33**
2.1	Langzeituntersuchung auf Hauptionen und Nährstoffe	33
2.2	Mikroverunreinigungen	35
2.3	Stoffflussmodell der EAWAG	36
3	**KLEINE SEEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG**	**40**
3.1	Federsee	40
3.2	Feldsee	40
3.3	Linachtalsperre	44
3.4	Schluchsee	48
3.5	Pestizide	49
4	**METHODEN UND KONZEPTE**	**50**
4.1	Schwebstoffeinträge in den Bodensee	50
4.2	Monitoring Kleine Seen - das EnviWatchSystem	52
4.3	Konzepte für die Auswertung von Zooplanktondaten	54
4.4	Analyse von Nahrungsquellen und Nahrungsnetzen benthischer Lebensgemeinschaften des Bodensee (Dissertation Norka Fuentes 2010)	60
5	**QUALITÄTS- UND DATENSICHERUNG**	**62**
5.1	Qualitätssicherung	62
6	**BEWERTUNG UND BERATUNG**	**63**
6.1	Zustand natürlicher Seen in Baden-Württemberg	63
6.2	Untersuchungen von Seeeinleitungen aus Kläranlagen	64
6.3	Behördliche Anfragen	65
7	**MITARBEIT IN GREMIEN**	**66**
7.1	IGKB	66
7.2	LAWA	68

8	**PROJEKTE MIT ANDEREN EINRICHTUNGEN**	**70**
8.1	Das Kooperations-Netzwerk IKNB - Forschungskolloquium 2010: Seen im Wandel - am Beispiel der Fische	70
8.2	Kooperation im EU-Projekt SILMAS	70
8.3	UED-Projekt	71
8.4	BWPLUS-Projekt „Drifterexperimente und Transportpfadsimulationen“	74
8.5	Langzeitentwicklung des Phytoplanktons am Bodensee-Obersee	81
8.6	Projekt „SchussenAktiv“	82
9	**ÖFFENTLICHKEITSARBEIT**	**84**
9.1	Bodenseekolloquium 2010	84
9.2	Tag der offenen Tür	85
9.3	Der See erzählt	86
10	**VERÖFFENTLICHUNGEN**	**86**
11	**VORTRÄGE**	**87**

1 Bodensee

1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht 2010

1.1.1 Physikalische Entwicklung

Die **Wasserstände** des **Obersees** erreichten im Jahr 2010 keine extremen Werte. In den Monaten März bis Juli wurden im Wesentlichen niedrigere Werte als im langjährigen Mittel beobachtet, während im August, September und Dezember die Wasserstände höher als im Mittel waren.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** waren ausgeglichen und wiesen keine markanten Extreme auf. Der Abfluss betrug am Pegel Diepoldsau im Jahresmittel 233 m^3/s und erreichte am 06.08.2010 mit 860 m^3/s seinen Maximalwert.

An der Wetterstation Konstanz lagen die **Lufttemperaturen** in den vergleichsweise warmen Wintermonaten Januar und Februar mit 1,1 °C und 2,4 °C deutlich über den langjährigen Mittelwerten (0,0 °C bzw. 1,3 °C). Dieser Trend zu warmen Temperaturen setzte sich bis in den April fort. Die zweite Jahreshälfte begann mit einem sehr warmen Juli, dessen Monatsmittelwert mit 20,9 °C um 2,4 °C über dem langjährigen Mittelwert lag. Die Monate September und Oktober waren dann wieder kälter als im langjährigen Durchschnitt und insbesondere der Dezember wich um -1,6 °C vom Mittelwert ab und brachte mit einer Monatsmitteltemperatur von -0,6 °C eine starke Abkühlung mit sich.

Die **Wassertemperaturen** im Obersee zeigten an der Station Fischbach-Uttwil Anfang Februar bereits eine weitgehende Homothermie auf hohem Temperaturniveau von 4,6 °C. Damit wurde ein **vollständiger thermischer Ausgleich** erreicht, der jedoch keinen vollständigen vertikalen Stoffaustausch zur Folge hatte. Die stoffliche Erneuerung der grundnahen Wasserschichten fand dennoch durch seitliche Einströmungen statt.

Bis zum 01. März kühlte die gesamte Wassersäule noch weiter aus. Am 06. April wurde bereits eine erste Erwärmung des Oberflächenwassers auf 5 °C und gleichzeitig bei einer Wassertiefe von 250 m mit 4,2 °C die niedrigste Temperatur in 2010 gemessen.

Im weiteren Verlauf kam es bereits Anfang Mai zu einer schnellen Erwärmung der Wassersäule mit einer Wassertemperatur von 10,6 °C in einer Wassertiefe von 0 bis 5 m am 03. Mai. Sommerliche Schichtungsverhältnisse wurden dann am 07. Juni mit einer Oberflächenwassertemperatur 17,0 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme war zu diesem Messtermin auf etwa 30 m Wassertiefe abgesunken. Am 05. Juli wurde mit 22,8 °C an der Seeoberfläche in Seemitte die höchste Temperatur des Jahres registriert, wobei sich die 5 °C-Isotherme zu dieser Zeit bei 50 m befand.

Die weiteren Messungen jeweils zu Monatsbeginn konnten oberflächlich nur noch niedrigere Temperaturen registrieren – mit 20,6 °C am 02. August, 16,8 °C am 06. September und 15,2 °C am 04. Oktober. Im weiteren Verlauf kühlte die Wassersäule weiter aus, bis am 06. Dezember im Obersee die obersten 30 m bereits auf eine konstante Wassertemperatur von 7,2 °C heruntergekühlt waren und sich die 5 °C-Isotherme in einer Wassertiefe von etwa 85 m befand.

In den einzelnen Seeteilen des **Untersees** – Rheinsee, Zellersee und Gnadensee – zeigte sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie eine differenzierte **Temperaturverteilung**. Im Winter 2009/2010 stellten sich in den wesentlich flacheren Unterseebecken bereits deutlich früher als im Obersee homotherme Verhältnisse ein. Bereits am 1. Dezember 2009 wurden nahezu homotherme Verhältnisse mit etwa 9,3 °C im Zellersee und etwa 8,7 °C im Gnadensee gemessen. Im weiteren Verlauf kühlte der Untersee weiter aus und zeigte am 02. Februar mit vertikal weitgehend homogenisierten Temperaturen von etwa 2,4 °C für den Zellersee bzw. etwa 1,4 °C für den Gnadensee die niedrigsten Temperaturen im Jahr. Zeitweise wurden im Januar inverse Schichtungsverhältnisse erreicht.

Ab Februar folgten die oberflächennahen Wassertemperaturen im Untersee dem Temperaturverlauf im Obersee, wobei in den drei Seeteilen des Untersees leicht höhere Temperaturwerte erreicht wurden. Am 06. Juli wurden mit 25,1 °C im Gnadensee, 23,4 °C im Zellersee und 24,1 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee ermittelt.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgten ebenfalls einem ausgeprägten Jahresgang. Am 09. Februar betrug im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die minimale Temperatur 2,4 °C und am 04. November die maximale Temperatur 8 °C. In den beiden anderen flacheren Teilbecken wurden höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen registriert. Im Gnadensee betrug in 19 m Wassertiefe am 02. Februar die Minimaltemperatur 1,5 °C und am 09. November die Maximaltemperatur 9.1 °C. Im Zellersee wurde in 22 m Wassertiefe am 02. Februar ein Minimum von 2,4 °C und am 09. November ein Maximum von 10,2 °C gemessen.

Anfang Dezember 2010 wurden dann wiederum nahezu homotherme Verhältnisse in Rheinsee, Zellersee und Gnadensee erreicht.

1.1.2 Chemische Entwicklung

Die Konzentration des Gesamtphosphors im **Obersee** betrug im Jahresmittel 2010 5,9 mg/m³ (Abb. 1.1A). Damit liegt der Jahresmittelwert in der gleichen Größenordnung wie im Vorjahr (2009: 6,4 mg/m³) und wie in der Zirkulationsphase 2010 (Februar bis April: 6,0 mg/m³). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht, der nur noch geringen Schwankungen z.B. durch seeinterne Prozesse unterworfen ist.

Der anorganische Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2010 mit einem Jahresmittel von 0,95 g/m³ gleich dem Vorjahreswert geblieben. Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 g/m³.

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich blieb nach zunehmendem Trend von 2004 bis 2007 zunächst von 2007 bis 2008 bei einem Jahresmittel von 6,1 g/m³ konstant und ist seither kontinuierlich auf aktuell 6,5 g/m³ gestiegen (2009: 6,2 g/m³, Abb. 1.1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die Sauerstoffkonzentration im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 - 254 m hat sich zunächst im März und insbesondere April 2010 durch die bis in große Tiefen reichende Durchmischung gut erholt und lag in dieser Zeit geringfügig über dem entsprechenden Vorjahreswert von 2009. Während aber im Verlauf des Jahres 2009 in 254 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,6 g/m³ erfolgte, blieb 2010 das herbstliche Minimum auf deutlich höherem Niveau von 7,9 g/m³. Dabei handelt es sich um die beste Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht während der Zeit des herbstlichen Minimums seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen Anfang der 1960er Jahre (Abb. 1.1B).

Die Konzentration des Gesamtphosphors im **Untersee** blieb 2010 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 9,3 mg/m³ auf dem Niveau der beiden Vorjahre (2008 und 2009: 9,2 und 9,4 mg/m³, 2007 und 2006: 10 mg/m³). Im Zellersee ist das Jahresmittel wieder auf 15 mg/m³ zurückgegangen, nachdem infolge von Rücklösungen aus dem Sediment 2009 ein Anstieg auf 18 mg/m³ erfolgt war (2008: 14 mg/m³). Der Gesamtphosphors im Gnadensee blieb 2010 bei 13 mg/m³, nachdem in den Jahren 2008 bis 2009 eine Zunahme von 12 auf 13 mg/m³ zu beobachten war.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente hat im Rheinsee mit 0,91 g/m³ im Vergleich zum Vorjahr zugenommen (2009 und 2008: 0,84 g/m³). Auch der Zellersee lag 2010 mit 0,99 g/m³ anorganischem Stickstoff etwas über dem Bereich der beiden Vorjahre (0,91 - 0,95 g/m³). Ebenso fand sich im Gnadensee 2010 mit 0,66 g/m³ eine geringfügige Zunahme im Vergleich zu 2008, während 2009 der entsprechende Wert geringer ausfiel (2009: 0,59 und 2008: 0,64 g/m³).

Der minimale Sauerstoffgehalt über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Herbst 2010 0,8 g/m³, was eine geringfügige Verbesserung im Vergleich zu 2009 (0,1 g/m³) bedeutet. Im Zellersee wurde in den letzten 3 Jahren bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden Das Minimum lag 2010 bei 0,8 g/m³ und war in den beiden Vorjahren bei 0,3 g/m³. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies 2010 erstmalig bei allen Messungen einen geringen Sauerstoffrestgehalt von 0,2 g/m³ auf, nachdem bisher stets ein totaler Sauerstoffschwund im Spätsommer/Herbst zu beobachten war.

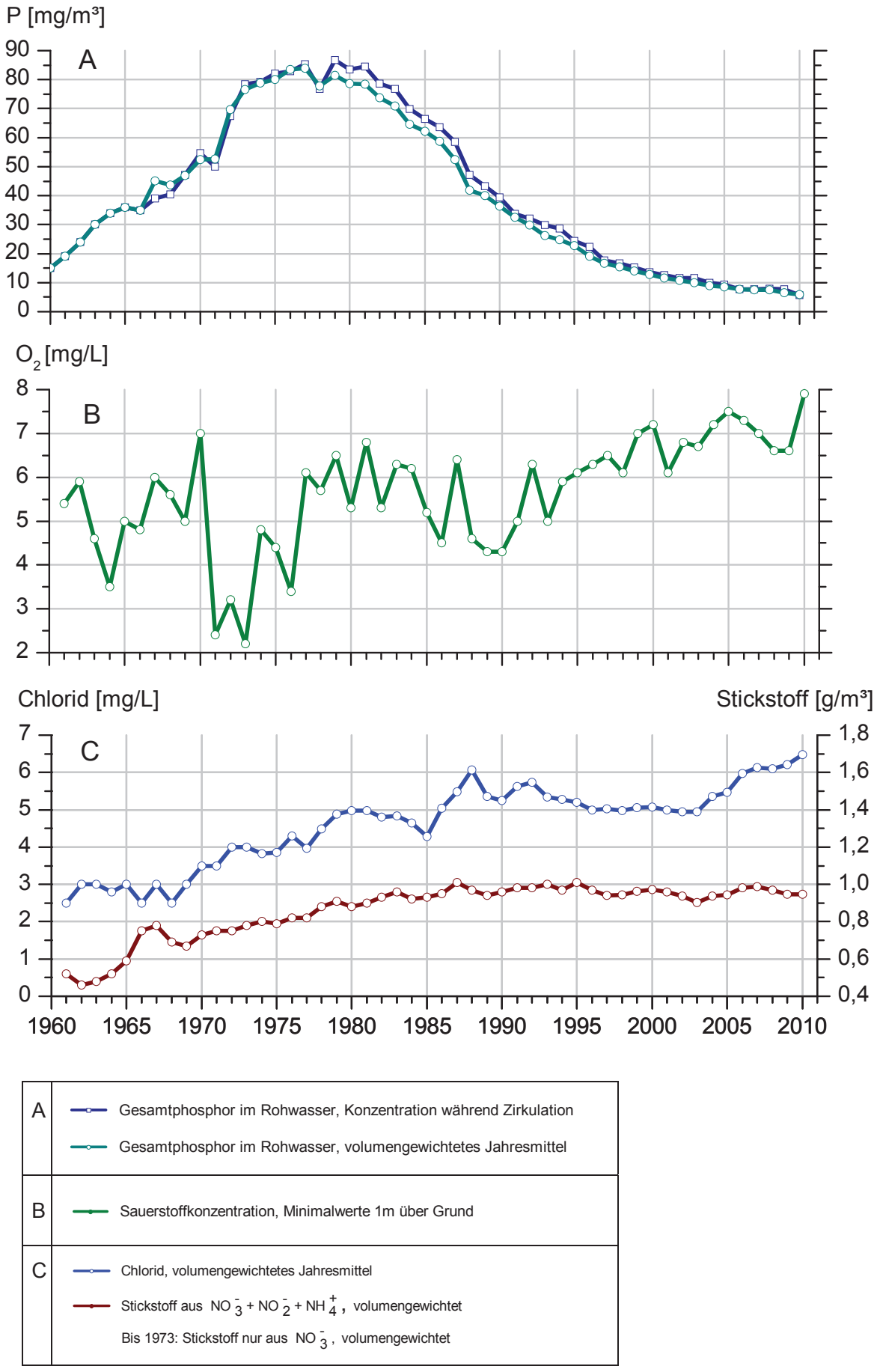


Abb. 1.1: Langfristige Entwicklung der Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee Fischbach-Uttwil)

Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u.a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich klar in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche des Obersees: 2010 wurde die beste Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht während der Zeit des herbstlichen Minimums seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen Anfang der 1960er Jahre beobachtet.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung nach wie vor von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Erste Anzeichen für eine noch sehr schwache Verbesserung der Sauerstoffversorgung der grundnahen Wasserschicht im Herbst sind auch hier zu erkennen.

Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Es gilt die erreichten Erfolge nachhaltig zu sichern, dies vor allem angesichts des starken Nutzungsdrucks und der Einflüsse des Klimawandels auf die Tiefenwassererneuerung.

1.1.3 Biologische Entwicklung

Station Fischbach-Uttwil (FU)

Unter den **Algenpigmenten** war das als Hilfsgröße für die Algenbiomasse dienende Chlorophyll a schon im Januar ein erhöhter Wert festzustellen, während die Konzentrationen in den nachfolgenden Wintermonaten bis Ende März auf dem gewohnt niedrigen Niveau lagen. Im April wurde ein erstes Maximum beobachtet, dem Anfang Mai ein leichter Abfall folgte. Danach stiegen die Werte bis zu einem Jahres-Maximum Anfang Juli wieder an.

Das wie üblich mengenmäßig vorherrschende Fucoxanthin als Leitpigment für Diatomeen und Chrysophyceen zeigte schon im Januar eine erste Spitze, danach wurden bis März jedoch niedrige Winterwerte beobachtet. Nach einem vergleichsweise mäßigen Frühjahrsanstieg wurden die höchsten Werte im Sommer bis Juli beobachtet. Ab August sanken die Werte wieder kontinuierlich bis Jahresende. Alloxanthin, das Leitpigment für Cryptophyceen zeigte nach geringen Winterwerten zwei Maxima im April/Mai und September, allerdings waren die jahreszeitlichen Unterschiede vergleichsweise gering ausgeprägt. Die Konzentrationen für Chlorophyll-b, dem Leitpigment für Grünalgen, waren bis März niedrig, erreichten ihre Maximalwerte in der Periode von April bis Mitte Juli, und sanken danach wieder auf vergleichsweise niedrige Werte Die vergleichsweise hohen Zeaxanthin – Konzentrationen, dem Leitpigment für Blaualgen (Cyanobakterien) stehen scheinbar im Widerspruch zu den Phytoplanktonzählungen. Sie können aber durch die beobachteten Konzentrationen des autotrophen Pikoplanktons erklärt werden (siehe unten) Peridinin, das Leitpigment für die Dinophyceen, konnte nur in der zweiten Jahreshälfte nachgewiesen werden

Die Biomasse des **Phytoplanktons** stieg im Jahr 2010 bereits das zweite Jahr hintereinander an und erreichte 14,5 g/m², 2009 lag sie bei 12,7 g/m², 2008 betrug sie 9,4 g/m². Sie liegt damit jedoch immer noch im Bereich der Schwankungen seit dem Jahr 1991. Die Phytoplankton-Durchschnittsbiomasse dieser letzten 20 Jahre liegt bei 10,9 g/m², also deutlich niedriger als der Jahreswert für 2010. Dieser Wert bewegt sich seit 20 Jahren im Bereich zwischen 8,4 g/m² und 14,5 g/m²; lediglich im Jahr 2001 lag der Wert mit 6,7 g/m² noch niedriger. Gleichzeitig erfolgte ein starker Umbau der Zusammensetzung des Phytoplanktons: Die früher regelmäßig hohen Frühjahrsblüten sind schon seit einigen Jahren deutlich niedriger geworden und erreichen noch maximal die Höhe der Sommerentwicklungen. Dies ist ein deutliches Zeichen für eine weitergehende Oligotrophierung des Sees. Zusätzlich traten wie im Vorjahr auch 2010 die Chrysophyceen stärker in den Vordergrund und erreichten während der Frühjahrsblüte im April und der Frühsommerblüte Anfang Juni fast die Hälfte der Gesamtbiomasse. Die centrischen Kieselalgen traten im Gegensatz zu früheren Jahren während der Frühjahrsblüte zurück und erreichten noch etwa ein Viertel der Gesamtbiomasse. Der größte Anteil wurde dabei von *Ste-*

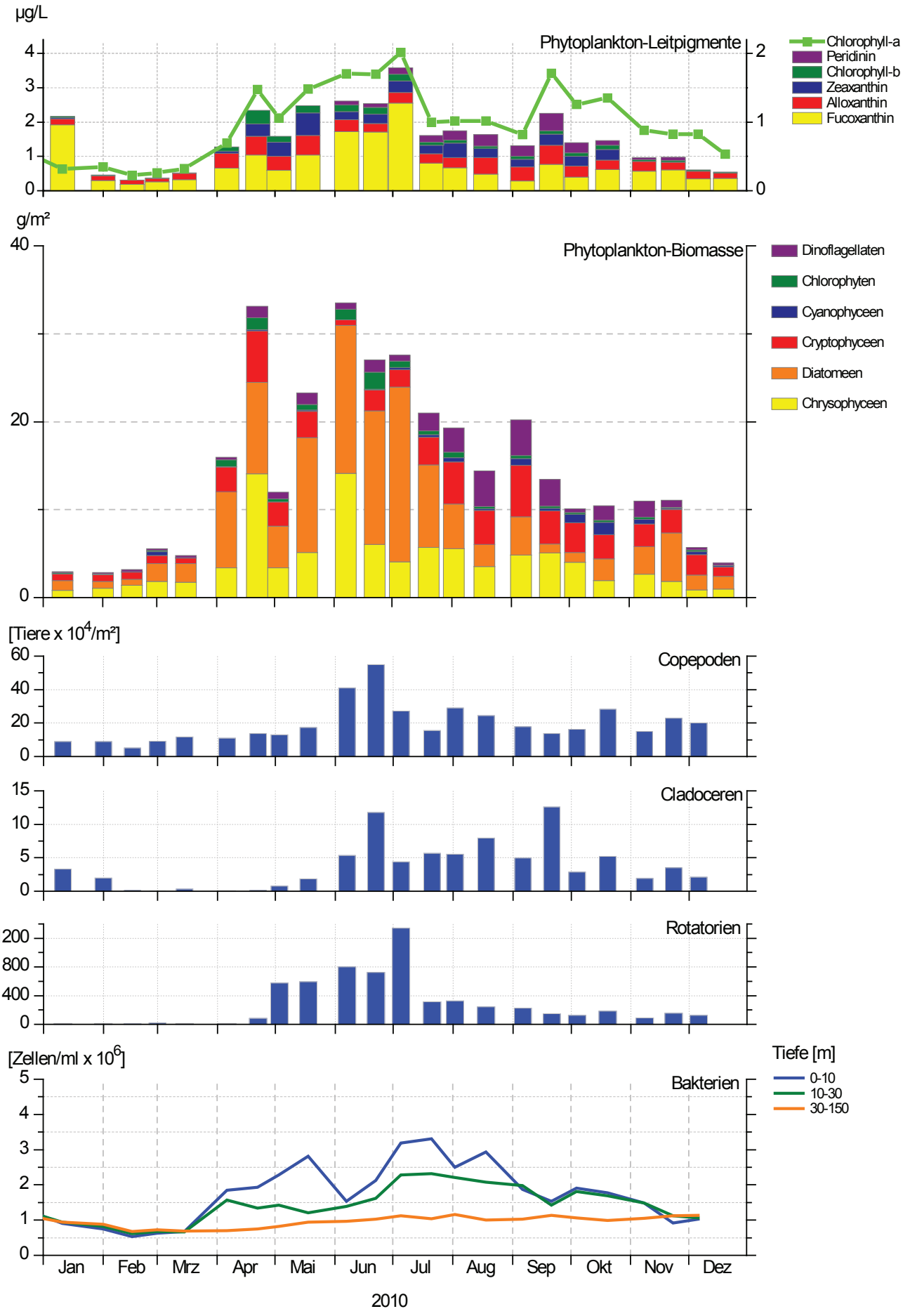


Abb. 1.2: Planktonentwicklung für Fischbach-Uttwill

phanodiscus alpinus gebildet (Abb. 1.3 (2)). Die höchste Biomasse trat Anfang Juni mit 33,5 g/m² ein; sie wurde zum größten Teil von *Stephanodiscus neoastraea* (Abb. 1.3 (1)), der pennaten Kieselalge *Fragilaria acus* (Abb. 1.3 (3)) und von Chrysophyceen gebildet (Abb. 1.2).

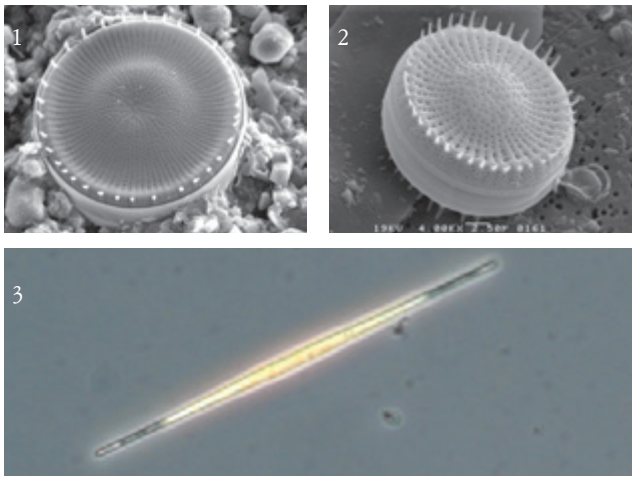


Abb. 1.3: (1) Stephanodiscus neoastraea, dominierend in der Frühsommerblüte Anfang Juni
(2) Stephanodiscus alpinus, ein wichtiger Vertreter der centrischen Kieselalgen in der Frühjahrsblüte
(3) Fragilaria acus, ein wichtiger Vertreter im Phytoplankton des Obersees

LUBW

Im Zuge der fluoreszenzmikroskopischen Zählungen wird seit 2007 an der Station Fischbach Uttwil auch das **autotrophe Pikoplankton** (phototrophe Zellen < 2 µm) in der Summenprobe 0 – 20 m mit erfasst, wozu vor allem einzellige Cyanobakterien (u.a. Synechococcus sp.) zählen. Diese lassen sich anhand der Chlorophyllfluoreszenz mit geeigneten Anregungs- und Sperrfiltern leicht erfassen. Die an der Station FU erhaltenen Werte zeigen ein ähnliches Verlaufsbild wie im Vorjahr (Abb. 1.4.). In den Wintermonaten Januar bis März wurden niedrige Bakteriendichten die unter 2 x 10^4 Zellen/ml liegen beobachtet. Ab April kam es dann zu einem raschen Anstieg der Zelldichten. Dabei lag der im Mai beobachtete Maximalwert mit 18 x 10^4 Zellen/ml sogar deutlich über den im Vorjahr beobachteten Maximalwerten. Nach einem Minimum im Juni bewegten sich dann die Werte in den Die Sommermonaten Juli bis September im Bereich von 10 x 10^4 Zellen/ml auf einem ähnlichen Niveau wie im vergleichbaren Zeitraum des Vorjahres. Mitte September sind zunächst niedrig, steigen aber dann nochmals stark an und 10 x 10^4 Zellen/ml. Ab Ende Oktober fallen die Werte dann wieder auf das Winterniveau.

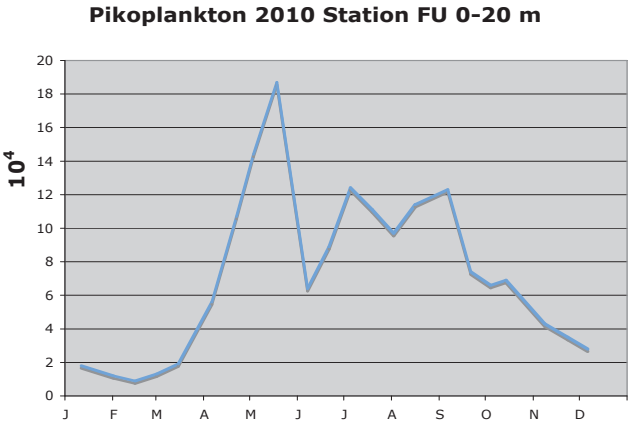


Abb. 1.4: Entwicklung des autotrophen Pikoplanktons (Fischbach-Uttwil)

LUBW

Insgesamt bestätigen die 2010 festgestellten Zelldichten des autotrophen Pikoplanktons zwar die im Vergleich zu Erhebungen der 90er Jahre geringeren Werte. Allerdings waren die Werte in den beiden letzten Jahren gegenüber den Jahren 2007/08 erhöht. Es bleibt zu prüfen, ob und in welchem Umfang die bei der Pigmentanalytik erfassten Konzentrationen von Zeaxanthin (des Leitpigments für Cyanobakterien) auf das hier festgestellte Pikoplankton zurückzuführen ist. Damit könnte jedenfalls die in Bezug auf diese Algengruppe scheinbar widersprüchlichen Ergebnisse zwischen mikroskopischer Phytoplanktonanalyse und Pigmentanalytik erklärt werden, da das Pikoplankton bei der mikroskopischen Analyse mit dem Umkehrmikroskop bekanntlich unvollständig erfasst wird.

Beim **Crustaceenzooplankton** dominierten zahlenmässig ganzjährig die Copepoden gegenüber den Cladoceren. Die Copepoden zeigten einen allmählichen Anstieg bis Mai, erreichten im Juni ihr Jahresmaximum, und bewegten sich danach mit unregelmässigen Schwankungen bis Jahresende immer noch auf vergleichsweise hohem Niveau. Die Cladoceren wurden bis Mai nur in sehr geringen Abundanzen gefunden, im Juni und nach einem Abfall in den Sommermonaten Juli und August wieder Ende September wurden die zwei Jahresmaxima beobachtet. Danach sanken die Abundanzen wieder auf niedriges Niveau. Unter den Copepoden dominierten *Mesocyclops leuckarti, Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis*. Bei den Cladoceren waren die großen filtrierenden Daphnien dominant, wobei *Daphnia hyalina* deutlich gegenüber *Daphnia galeata* vorherrschte. Daneben war regelmässig auch *Bosmina coregoni* und im Sommer die räuberischen Arten *Bythotrephes longimanus* und *Leptodora kindtii* im Plankton vertreten.

Das **Rotatorienzooplankton** wies – wie üblich – eine Zehnerpotenz höhere Abundanzen wie die Crustaceen auf. Nach sehr niedrigen Winterwerten kam es im April zu einem ersten Anstieg, dem im Mai und Juni bis Anfang Juli die Maximalentwicklungen folgten. Danach nahmen die Werte wieder nahezu stetig bis Ende des Jahres ab. Es dominierten ab Frühjahr die Arten *Keratella cochlearis, Keratella quadrata, Kellicottia longispina*, im Sommer wurden zusätzlich Tiere der Gattung *Polyarthra* und *Synchaeta* in höheren Mengen gefunden.

Die durch Fluroreszenzmikroskopie ermittelten **Gesamtbakterienzahlen** zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen Werten <1x 10^6 Zellen/ml wieder in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0 – 30 m) erfolgte 2010 vergleichsweise spät erst Anfang April. Im Mai wurde dann mit knapp 3 x 10^6 Zellen/ml ein erstes Maximum erreicht. Nach einem darauf folgenden Minimum im Juni erreichten die Bakteriendichten im Juli mit 3,3 x 10^6 Zellen/ml ihr Jahresmaximum und blieben mit nur leicht niedrigeren Werten auch im August in diesem Bereich. Ab September nahmen die Dichten mit einer kleinen Unterbrechung im Oktober in der Schicht 0 – 10 m ab. Ab diesem Zeitpunkt wiesen auch die Dichten in der darunter liegenden Schicht (10 – 30 m) vergleichbare Werte auf, während sie während sie von Mai bis August immer unter der oberflächennahen Schicht (0 – 10 m) lagen.

Insgesamt setzte sich somit auch 2010 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort, wobei im Beobachtungsjahr erstmals die Werte sogar ganzjährig unter 4 x 10^6 Zellen/ml lagen. Nachdem diese Entwicklung nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellt wurde, darf man inzwischen als gesichert annehmen, dass diese Abnahme der Dichte des Bakterienplanktons eine Folge der Reoligotrophierung des Sees ist (Abb. 1.2).

Über die qualitative Zusammensetzung des Bakterienplanktons liegen für das Beobachtungsjahr leider keine Daten vor, da die in den Vorjahren begonnene Differenzierung des Bakterieplanktons nach Großgruppen mit Hilfe der „fluorescent in situ hybridisation (FISH)" – Technik wegen fehlender Personalkapazität nicht fortgesetzt werden konnte.

Die seit 2000 routinemäßig an der Station FU monatlich im Vertikalprofil erfassten Konzentrationen von **Fäkalkeimen** zeigten für *E.coli* auch 2010 wie in den Vorjahren sehr niedrige Werte. Insgesamt traten Belastungswerte mit positiven Befunden (= mindestens 1 EC/100 ml) gegenüber dem Vorjahr zwar etwas häufiger auf, jedoch lagen alle Proben unterhalb dem für Oberflächenwasser immer noch niedrigen Belastungswert von 10 EC/100ml. Demgegenüber erfüllten 81 % der Proben bezüglich *E.coli* die Anforderungen der Trinkwasserverordnung (Tab. 1.2).

Neben *E.coli* 2010 wurde wie im Vorjahr auch die inzwischen für Badegewässeruntersuchungen obligatorisch ebenfalls zu erhebende Fäkalkeimgruppe, die intestinalen Enterokokken mitbeprobt (Tab. 1.2). Hier ergaben sich sich für die Station FU zwar ähnlich ebenfalls vergleichsweise niedrige Belastungswerte. Im Vergleich zu *E.coli* war jedoch Ausmaß und exakte Tiefenverteilung der Belastungswerte bei detaillierter Betrachtung teilweise deutlich abweichend. Insgesamt war die Zahl unbelasteter Proben mit 57 % deutlich niedriger als bei *E.coli*. Die Ursachen für diese Unterschiede sind noch nicht geklärt. Die Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen geben jedoch Hinweise auf unterschiedliche Belastungsquellen mit einem erhöhten Anteil diffuser Einträge bei den intestinalen Enterokokken.

Station Bregenzer Bucht (BR)

Unter den Algenpigmenten zeigten die Konzentrationen von Chlorophyll-a schon einen frühen Anstieg ab Februar, bewegten sich danach aber auf ähnlichem Niveau wie an Station FU. Fucoxanthin als Leitpigment für Diatomeen und Chrysophyceen zeigte einen saisonal ähnlichen Verlauf wie an Station FU, jedoch lagen die Konzentrationen etwas niedriger und es wurde keine Januarspitze beobachtet. Alloxanthin, das Leitpigment für Cryptophyceen, zeigte im Vergelich zu FU höhere Konznetrationen, wobei schon in den Wintermonaten bis März Anstiege zu verzeichnen waren. Die Konzentrationen für Chlorophyll-b, dem Leitpigment für Grünalgen, zeigten im Spätwinter ein

Tab. 1.1: Verteilungsbild der Intestinalen Enterokokken (IE) an der Station Fischbach-Uttwil

Fischbach-Uttwil IE	Jan 2010	Feb 2010	Mrz 2010	Apr 2010	Mai 2010	Jun 2010	Jul 2010	Aug 2010	Sep 2010	Okt 2010	Nov 2010	Dez 2010
0 m	12,5	17,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,0	2,7
5 m	18,5	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,3	0,7	0,0	0,3	1,7
10 m	12,0	19,7	1,7	0,0	1,7	2,7	0,0	1,7	1,3	0,0	1,0	2,0
15 m	12,3	1,3	3,0	10,3	5,7	2,0	0,0	0,0	2,7	0,7	1,0	0,7
20 m	14,0	1,3	0,3	13,0	4,3	1,0	0,0	0,0	2,7	0,3	4,7	0,3
30 m	12,3	2,7	1,0	10,0	11,7	1,7	0,7	0,0	1,7	0,3	1,0	1,0
50 m	7,7	18,0	1,0	1,3	8,3	0,3	3,3	0,0	1,0	5,3	0,3	2,0
100 m	0,3	7,3	0,0	0,0	6,3	0,0	3,0	0,3	0,0	8,7	0,3	5,3
150 m	1,5	6,3	0,3	2,0	6,3	0,0	1,3	0,3	0,0	0,0	0,3	3,3
200 m	10,3	10,7	4,0	2,0	5,3	3,3	7,0	0,0	0,7	1,3	1,7	0,3
240 m	5,7	1,0	2,0	0,7	3,0	2,3	7,7	0,0	1,3	0,7	0,0	10,0
1 m über Grund	0,7	0,0	3,7	0,7	2,7	0,0	5,3	0,0	2,0	1,0	1,7	0,0

Tab. 1.2: Verteilungsbild von E.coli (EC) an der Station Fischbach-Uttwil

Fischbach-Uttwil EC	Jan 2010	Feb 2010	Mrz 2010	Apr 2010	Mai 2010	Jun 2010	Jul 2010	Aug 2010	Sep 2010	Okt 2010	Nov 2010	Dez 2010
0 m	4,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	0,2	0,7	0,0	0,3
5 m	3,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	4,7	0,0	0,5	0,0	0,0
10 m	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	1,2	1,0	0,2	0,0	0,3
15 m	5,5	0,5	0,0	0,0	0,7	1,7	1,0	0,3	4,3	0,5	0,3	1,7
20 m	6,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,7	4,7	0,3	3,0	3,2	1,7	0,5
30 m	4,8	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	0,0	0,7	0,0	0,0	0,8
50 m	2,7	1,0	0,3	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,3	0,0	1,8
100 m	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
150 m	0,0	1,0	0,7	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
200 m	5,7	0,3	3,3	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
240 m	5,5	0,7	2,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
1 m über Grund	1,2	1,0	4,7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,2	0,3	0,7
Belastungsklassen Fäkalkeime (pro 100 ml)												
	<1			**> 1 < 5**		**> 5 < 10**		**> 10 < 25**		**> 25**		

frühes Maximum, fielen aber ab April auf niedrige Werte zurück. Die Zeaxanthin – Konzentrationen, dem Leitpigment für Blaualgen (Cyanobakterien) zeigten erst ab April Anstiege und hatten dann bei großen Schwankungen im Sommer ein ausgeprägtes Maximum Ende September. Ab November lagen die Werte unter der Nachweisgrenze. Peridinin, das Leitpigment für die Dinophyceen, konnte auch an dieser Station nur in der zweiten Jahreshälfte nachgewiesen werden (Abb. 1.5).

Die Probenahmestation wurde ab 2007 inzwischen vier Jahre hintereinander untersucht. Dabei zeigt sich, dass die **Phytoplanktonentwicklung** von den drei anderen untersuchten Seeteilen sowohl in der erreichten Biomasse als auch in der Zusammensetzung deutlich abweicht (Abb. 1.5). Dies ist einerseits auf das stärker abgeschlossene Becken der Bregenzer Bucht mit anderen hydrographischen Verhältnissen wie Licht-, Wind- und Strömungsverhältnissen zurückzuführen. Zum anderen liegen in der Bregenzer Bucht im Wasserkörper selbst völlig andere Lichtverhältnisse vor durch die im Alpenrhein mitgeführten Trübungsstoffe. Diese führen zu deutlich geringeren Sichttiefen als an den anderen Probenahmestellen im gesamten Bodensee. Die gegenüber den anderen Seeteilen deutlich niedrigere Jahresdurchschnittsbiomasse liegt mit 7,6 g/m² gerade einmal halb so hoch wie an der Probenahmestelle Fischbach-Uttwil mit 14,5 g/m². 2009 wurden 6,6 g/m², 2008 wurden 5,2 g/m² und 2007 wurden 8,8 g/m² erreicht. Die Zusammensetzung der Algengesellschaft unterscheidet sich stark von der in den anderen Seeteilen. Während sowohl im Ober- als auch im Untersee centrische und pennate Kieselalgen über längere Zeit dominant sind, finden sich in der Bregenzer Bucht größere Anteile der Kieselalgen an der Gesamtbiomasse längstens über einen Zeitraum von zwei Monaten. Dies lag in der Bregenzer Bucht 2010 im Juni und Juli vor. Wie auch in den Vorjahren ist der generell höhere Anteil von Cryptophyceen auffällig wie Rhodomonas lens und Cryptomonas-Arten, also begeißelter Formen, die aktiv andere Wasserschichten aufsuchen können, um in höheren Lichtgenuss zu kommen. Auch die Dynamik ist anders als in den anderen untersuchten Seeteilen: Die Frühjahrsblüte war niedrig und erreichte seine Maximalhöhe Ende April mit 13,4 g/m²; das Klarwasserstadium war Ende Juni extrem spät, jedoch gut ausgeprägt. Die höchste Jahresbiomasse wurde Anfang Juli mit 25,2 g/m² erreicht

Beim **Crustaceenzooplankton** zeigten sich insgesamt zahlenmässig ähnliche Abundanzen wie an der Station Fischbach-Uttwil, bei allerdings größerer Schwankungsbreite im saisonalen Verlauf, wobei abweichend zu FU bei den Cladoceren erhöhte Werte im Januar und November / De-

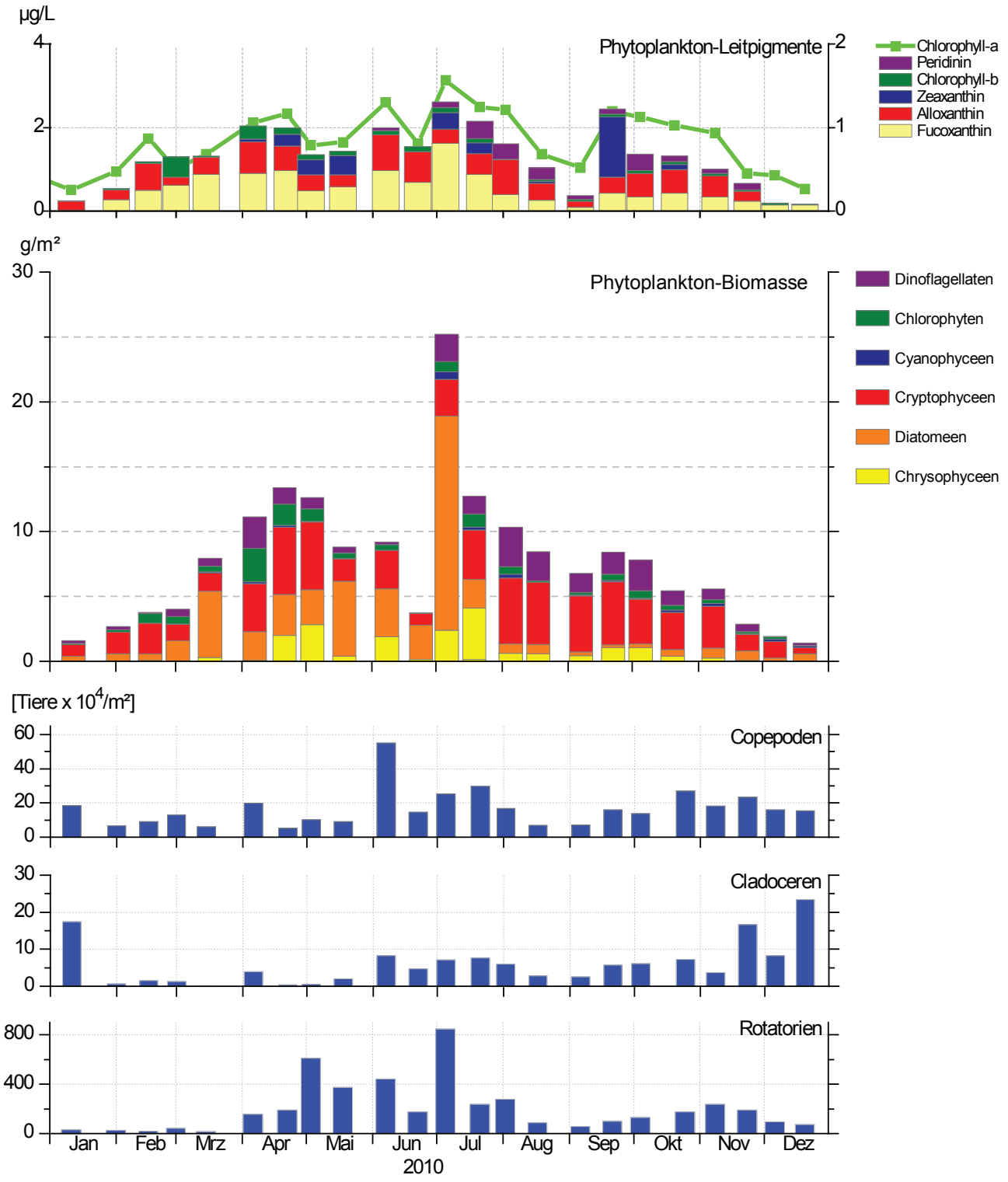


Abb. 1.5: Planktonentwicklung für Bregenzer Bucht

zember auffällig waren. Auch an dieser Station waren ganzjährig die Copepoden gegenüber den Cladoceren zahlenmäßig vorherrschend. Das Spektrum der dominanten Arten war identisch zu dem an Station FU mit Dominanz von *Mesocyclops leuckarti, Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis* unter den Copepoden und *Daphnia hyalina* und *Daphnia galeata* bei den Cladoceren.

Auch das **Rotatorienzooplankton** zeigte eine grundsätzlich ähnliche saisonale Entwicklung wie an Station FU, bei jedoch wiederum größerer Schwankungsbreite. Zudem fiel der Frühjahrsanstieg im April früher und deutlicher aus, ebenso waren leichte Anstiege im Spätherbst (Oktober / November) auffällig. Es dominierten ab Frühjahr die Arten *Keratella cochlearis , Keratella quadrata, Kellicottia longispina,* ab

Sommer auch *Polyarthra sp.* und *Synchaeta sp.*

Station Zellersee

Kennzeichnend für den saisonalen Verlauf des **Algenpigments** Chlorophyll-a – war vor allem die ausgeprägte Winterentwicklung von Januar bis Mitte März. Danach bewegten sich die Werte ohne ausgepägte Maxima bis Jahresende auf mittlerem Niveau. Die Pigment-Konzentrationen werden - wie die Phytoplanktonbiomassen- aus einer Summenprobe bestimmt, die mit einem integrierendem Wasserschöpfer zwischen 0 – 20 m entnommen. Der aus dieser Integralprobe für die gesamte beprobte Wassersäule 0 – 20 m berechnete Mittelwert ist also ein Maß für die jeweils in der euphotischen Zone vorhandenen Gesamtmenge, er enthält jedoch keine Information darüber, wie die Algen in dieser Wassersäule vertikal verteilt sind. Diese Information kann aber aus den begleitend von Messsonden erhobenen Werten der Chlorophyll-Fluoreszenz gewonnen werden. Die Beispiele von Zeller See und Gnadensee veranschaulichen, dass die Algen während der Schichtungsphase innerhalb der beprobten Wassertiefe ausgeprägte Maxima in der Vertikalverteilung aufweisen (Abb. 1.6.)

Fucoxanthin als Leitpigment für Diatomeen und Chrysophyceen zeigte ebenfalls ein frühes Wintermaximum, während danach die Konzentratonen bis Jahresende ohne ausgeprägte Maxima auf vergleichswieise niedrigem Niveau blieben. Alloxanthin, das Leitpigment für Cryptophyceen, zeigte einen geringer ausgeprägen Winteranstieg, danach blieben die Werte jedoch bis Mitte Oktober auf erhöhtem Niveau und ab Mitte Oktober bis Jahresende wurden dann geringe Konzentrationen beobachtet. Die Konzentrationen für Chlorophyll-b, dem Leitpigment für Grünalgen, zeigten Anfang März ein Maximum, sanken danach bis Jahresende wieder auf vergleichsweise niedrige Werte ab. Die Zeaxanthin – Konzentrationen, dem Leitpigment für Blaualgen (Cyanobakterien), waren vor allem in den Monaten April und Mai erhöht, fielen im Sommer auf mittlere Werte und waren ab Herbst nicht mehr nachweisbar. Peridinin wurde hier nur in den Sommermonaten Juni bis Mitte September nachgewiesen (Abb. 1.7).

Die Biomasse des **Phytoplanktons** zeigte eine vom Obersee stark abweichende Entwicklung: Sie sank 2010 wieder auf 14,3 g/m² ab, nachdem sie 2009 auf 24,4 g/m² angestiegen war. Der Jahreswert bewegt sich seit 20 Jahren im Bereich zwischen 10,3 g/m² und 25,8 g/m²; damit liegt der Wert von 2010 etwas unter diesem Mittelwert der letzten 20 Jahre von 15,6 g/m². Die Jahresentwicklung war eher untypisch ohne klassische Frühjahrsblüte; ein Klarwasserstadium fiel vollständig aus. Der Jahreshöchstwert wurde

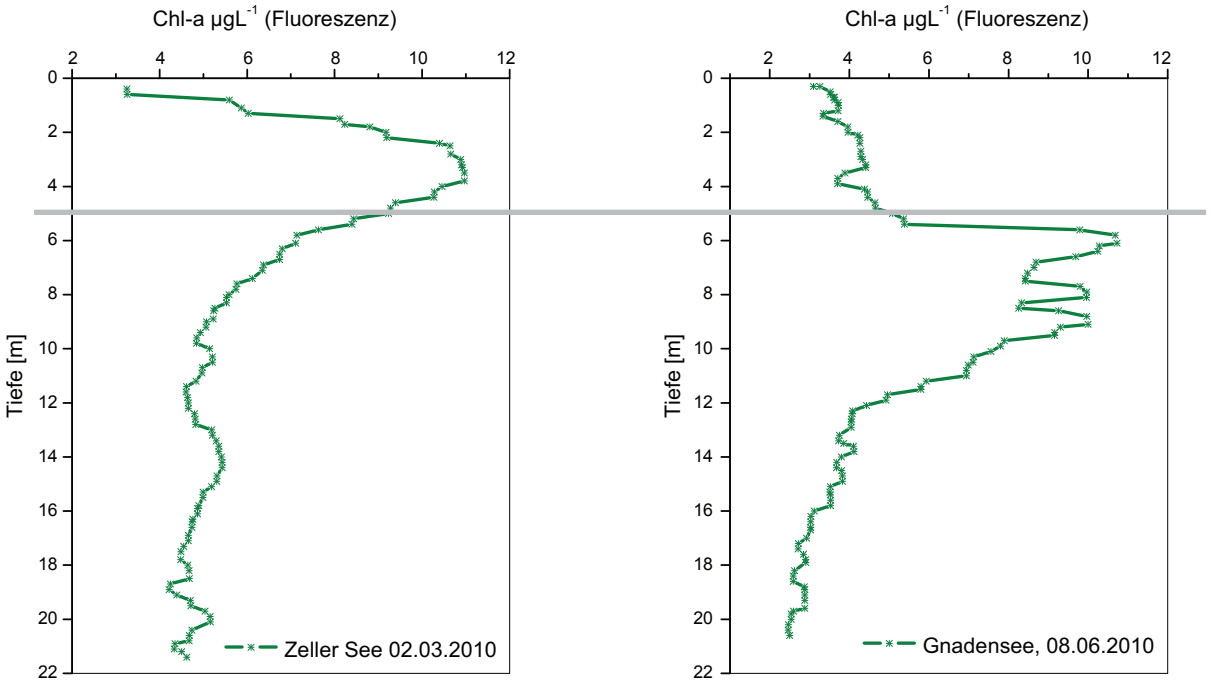


Abb. 1.6: Fluoreszenz Chlorophyll-a Konzentration im Vergleich Zeller- und Gnadensee

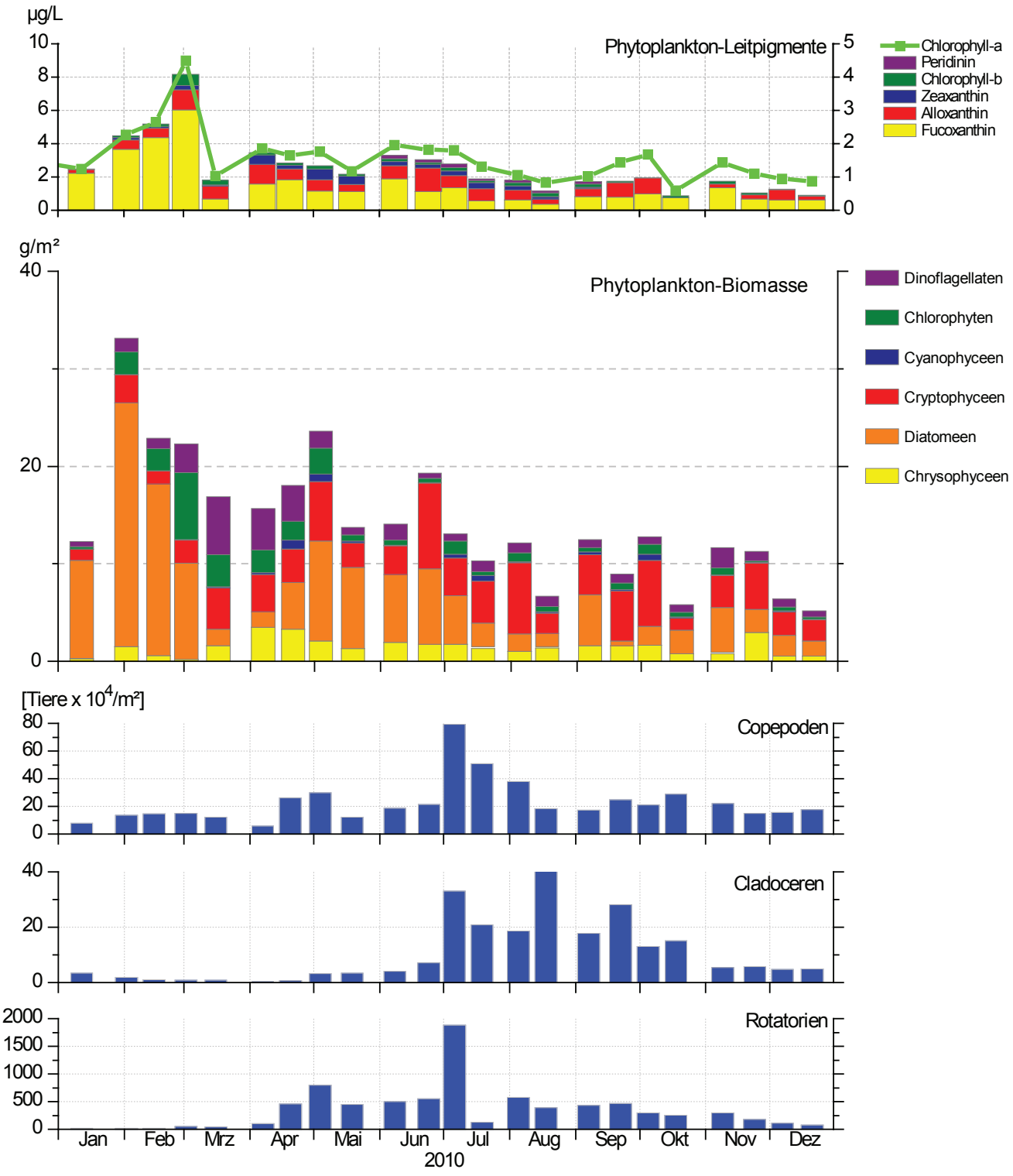


Abb. 1.7: Planktonentwicklung für Zeller See

bereits Anfang Februar mit 33,1 g/m² erreicht. Diese sehr frühe Blüte wurde stark von centrischen Kieselalgen wie *Stephanodiscus neoastraea* dominiert; auch im Mai und Juni ist der Anteil der Kieselalgen hoch, jedoch dominieren dann pennate Kieselalgen wie *Fragilaria crotonensis* (Abb. 1.8). Der Anteil der Cryptophyceen ist ab Juni hoch und erreicht zeitweise zwei Drittel der Gesamtbiomasse.

Beim **Crustaceenzooplankton** zeigte sich im Vergleich zu den Oberseestationen ein erhöhtes Abundanzniveau, insbesondere bei den Cladoceren, obwohl auch dort zahlenmäßig ganzjährig die Copepoden dominierten. Die Copepo-

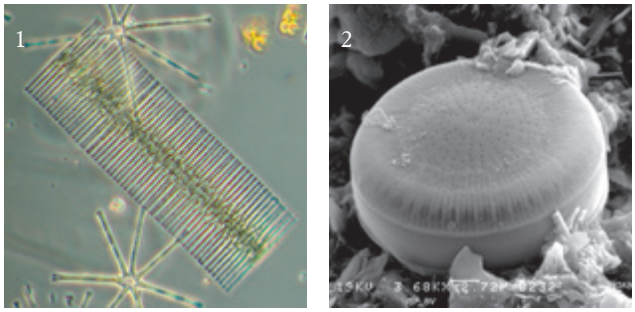


Abb. 1.8: (1) Fragilaria crotonensis ist im Zellersee eine wichtige Form.
(2) Cyclotella radiosa ist im Rheinsee eine wichtige Form

den waren schon in den Wintermonaten Januar bis März in erhöhten Mengen vorhanden, zeigten dann einen ersten deutlichen Anstieg Ende April/Anfang Mai. Nach geringeren Werten in Mai/Juni wurde Anfang Juli das Jahresmaximum erreicht. Nach einem Abfall Mitte Juli bis Mitte August bewegten sich die Abundanzen danach mit unregelmäßigen Schwankungen bis Jahresende immer noch auf vergleichsweise hohem Niveau. Die Cladoceren blieben bis Juni auf einem geringen Abundanzniveau, waren dagegen in den Monaten Juli bis September in hohen Dichten anzutreffen. Danach sanken die Abundanzen wieder ab, blieben jedoch immer noch auf mittlerem Niveau. Das Spektrum der dominanten Arten war dem vom Obersee überraschend ähnlich: Unter den Copepoden dominierten *Mesocyclops leuckarti, Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis.* Bei den Cladoceren waren die großen filtrierenden Daphnien dominant, wobei *Daphnia hyalina* deutlich gegenüber *Daphnia galeata* vorherrschte. Als weitere Arten wurde hier die kleinere *Daphnia cucullata* und *Diaphanosoma brachyurum* häufiger beobachtet. Daneben war auch hier regelmäßig *Bosmina coregoni* und im Sommer die räuberischen Arten *Bythotrephes longimanus* und *Leptodora kindtii* im Plankton vertreten.

Das **Rotatorienzooplankton** zeigte vergleichbare Abundanzen wie am Obersee. Nach niedrigen Winterwerten kam es Ende April/Anfang Mai zu einem ersten Maximum. Nach leichten Abfall Mitte Mai stiegen die Werte erst allmählich, dann sprunghaft bis zu einem zweiten Maximum Anfang Juli an. Diesem folgte Mitte Juli ein abrupter Abfall, worauf sich von August bis September wieder erhöhte Werte einstellten. Ab Oktober sanken die Werte dann wieder allmählich bis zum Jahresende, dem im Mai und Juni bis Anfang Juli die Maximalentwicklungen folgten. Danach nahmen die Werte wieder nahezu stetig bis Ende des Jahres ab. Beim Spektrum doominanter arten zeigte sich eine etwas höhere Diversität: Neben *Keratella cochlearis , Keratella quadrata, Kellicottia longispina, Polyarthra und Synchaeta* wurden auch die Gattungen *Ascomorpha sp., Polyarthra sp. Pompholyx sp.* und die koloniebildende *Conochilus sp.* in höheren Mengen gefunden.

Station Rheinsee

Unter den **Algenpigmenten** wurden an dieser vom Amt für Umweltschutz untersuchten Station nur die Gehalte an Chlorophyll a bestimmt (ebenfalls mit HPLC-Analytik). Auffällig war dabei im Vergleich zum Zellersee das fehlende Wintermaximum und das in den darauf folgenden Monaten bis Jahresende erhöhte Konzentrationsniveau, das vor allem in den Monaten April bis Anfang Juni die höchsten Werte erreichte.

Das **Phytoplankton** zeigt fast in allen Untersuchungsjahren eine von den Stationen Fischbach-Uttwil (Obersee) und Zellersee (Untersee) abweichende Langzeitentwicklung. Bis 1997 war die Gesamtbiomasse weitgehend von der Phosphorkonzentration entkoppelt, was sehr schwierig zu interpretieren ist. Nach dem Maximum 1997 fiel die Biomasse innerhalb von vier Jahren auf Werte, die mit den anderen Seeteilen vergleichbar ist. Die Jahresdurchschnittsbiomasse stieg nach sehr niedrigen Werten in den Jahren 2003 bis 2006 wieder an und erreichte 2009 10,7 g/m². Damit liegt sie deutlich unter den Werten des Obersees (Fischbach-Uttwil) und des Zellersees. Die Entwicklung über das Jahr 2010 ähnelt der des Obersees, jedoch tritt die Frühjahrsentwicklung etwa zwei Wochen später ein, das Klarwasserstadium ist undeutlicher. Der Maximalwert wurde Ende Juni mit 28,8 g/m² erreicht. Der Anteil der Kieselalgen ist generell höher, während Chrysophyceen eine geringere Rolle spielen als im Obersee. *Cyclotella radiosa* (Abb. 1.8) und *Fragilaria crotonensis* sind im Frühjahr und während der Frühsommerblüte dominierend, während im Sommer und Herbst Cryptophyceen wie *Rhodomonas* und *Cryptomonas* eine stärkere Rolle spielen.

1.2 Analysen zu klimatischen Einflüssen

Temperatur und Durchmischung

Die regelmäßige Beobachtung der Temperaturverhältnisse im Bodensee liefert eine Datengrundlage für zahlreiche limnologische Fragestellungen. Sie gibt u.a. Auskunft über die thermischen Schichtungsverhältnisse, welche viele biologische Vorgänge im Bodensee maßgeblich beeinflusst. Die enge Kopplung der Wassertemperaturen an das atmosphärische Klimasystem macht diesen Parameter zu einem Indikator, der den Einfluss klimatischer Veränderungen auf den Bodensee widerspiegelt.

Die vergangenen Jahrzehnte waren durch eine tendenzielle Erwärmung der Luft- und Wassertemperaturen am und im Bodensee geprägt (Abb. 1.9). Eine markante, nahezu bruchpunktartige Veränderung ergab sich etwa um 1988: Während die mittleren Lufttemperaturen der DWD-Messstation Konstanz (ab 1947) davor meist noch unter 9°C lagen, war dies danach nur noch einmal der Fall. Die mittleren Wassertemperaturen an der Seeoberfläche waren von 1962 bis 1988 meist kühler als 11 °C, danach stets wärmer. Im Mittel lagen die Temperaturen seit 1988 für die Luft um 1,2°C und für das Wasser um 0,9°C über der Temperatur des Zeitbereichs 1962 bis 1987.

Die tendenzielle Erwärmung ist auch im Winter und beginnenden Frühjahr zu verzeichnen, also in der Jahreszeit, in welcher die vertikale Durchmischung bis in die tiefen Wasserschichten vordringt. Dieser Wasseraustauschprozess ist maßgeblich von der Auskühlung der oberen Wasserschichten abhängig, welche sich z.B. in der Wassertemperatur im Februar widerspiegelt und in enger Beziehung zum winterlichen Verlauf der Lufttemperaturen steht (Abb. 1.10). Bei wärmeren winterlichen Luft- bzw. Wassertemperaturen wird eine gute winterliche Durchmischung zunehmend unwahrscheinlich, während kalte Winter diese begünstigen.

Der aus dem Bodensee-Obersee gespeiste Bodensee-Untersee unterscheidet sich von diesem in vieler Hinsicht und muss auch in Bezug auf seinen Wärmehaushalt gesondert untersucht werden. Es liegen mehrere langjährige Messreihen zum Untersee vor, welche jedoch hinsichtlich ihrer Unschärfen zu untersuchen sind. Da die Informationen bezüglich der Messmethodik der älteren Daten noch unzureichend sind, erfolgte bislang eine Plausibilisierung durch einen Vergleich von Messreihen aus den Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee sowie der Temperaturzeitreihe des Obersees in Seemitte (Abb. 1.11). Die Er-

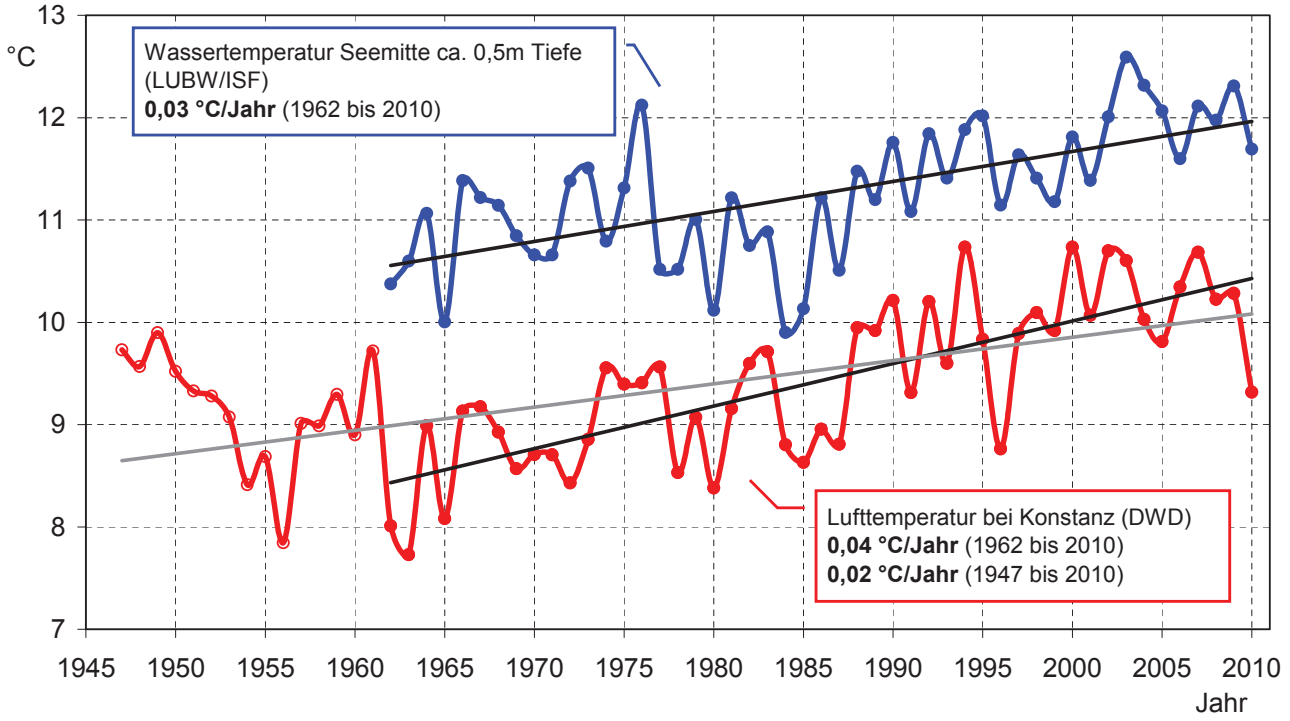


Abb. 1.9: Der Verlauf der Jahresmittel der Lufttemperatur bei Konstanz und der oberflächennahen Wassertemperatur bei der Seemitte des Bodensee-Obersee. Da die Wassertemperaturen in mehrwöchigem Abstand gemessen werden, ist dieser Parameter mit einer höheren Bestimmungsunsicherheit behaftet als die Lufttemperatur.

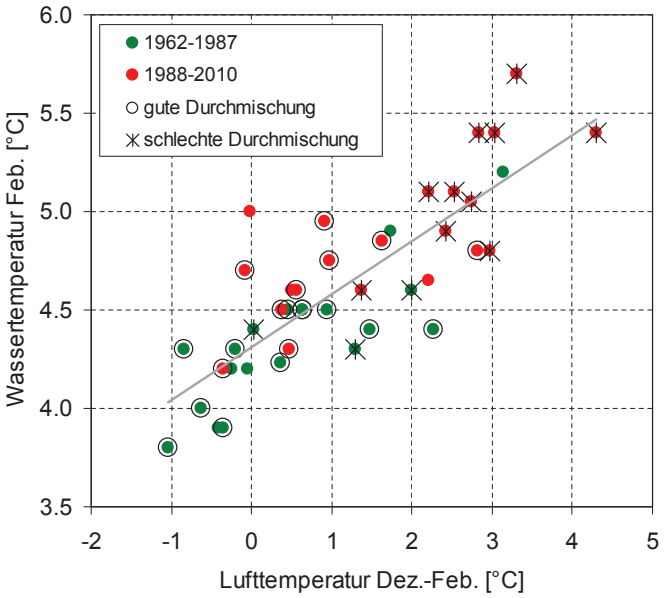


Abb. 1.10: Zusammenhang zwischen der oberflächennahen Wassertemperatur im Februar von den mittleren Lufttemperaturen der Monate Dezember bis Februar. Dargestellt ist zudem eine Bewertung der winterlichen vertikalen Durchmischung in den jeweiligen Jahren. Die Farben teilen die Daten in den kühleren Zeitbereich von 1962-1987 (grün) und den wärmeren Zeitbereich von 1988-2010 (rot) ein. Zur quantitativen Beurteilung der vertikalen Durchmischung wurde der in Kapitel 1.3. dargestellte Zirkulationsindex verwendet, wobei auch hier der Bereich von -0,1 bis 0,1 als indifferent betrachtet wurde.

LUBW

gebnisse zeigen im Rahmen der stochastischen Unschärfen einen ähnlichen Temperaturverlauf an den vier Messstellen. Im jüngeren Zeitbereich (>1990) liegen die Temperaturen im Untersee in der oberen Schicht (hier 5m Tiefe) etwas höher. Als Ursache hierfür kommen die geringere Tiefe und eine möglicherweise schwächere windinduzierte Durchmischung des Untersees in Frage. In den 1970er und 1980er Jahren unterschieden sich die beiden Seeteile jedoch weniger, was methodische Ursachen haben kann. In der Datenanalyse zeigte sich zudem, dass eine termingleiche Beprobung der Unterseemessstationen bei den oberen Wasserschichten zu sehr ähnlichen Messergebnissen führt, während unterschiedliche Messtermine zu deutlich größeren Abweichungen führen.

Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, dass auch im Untersee in den vergangenen Jahrzehnten ein deutlicher Anstieg der Temperaturen stattgefunden hat. Dieser hat zwar auf Grund der geringen Tiefe des Seeteils weniger Bedeutung für den Tiefenwasseraustausch, dennoch ist der Einfluss auf die limnologischen Vorgänge mit besonderem Augenmerk zu verfolgen, da viele biologische Prozesse, wie etwa die Entwicklung von Fischeiern, von der Temperatur beeinflusst werden.

Wasserstand

Das interessante Naturphänomen der saisonal variierenden Wasserstände im Bodensee ist vor allem für Vorgänge und Prozesse im Ufer- und Flachwasserbereich von Bedeutung. Erosions- und Sedimentationsprozesse, Wasseraustauschprozesse, aber auch die Temperaturverhältnisse im ufernahen Flachwasserbereich sind von den Wasserständen abhängig. Darüber hinaus wird die menschliche Nutzung, wie etwa der Boots- und Schiffsverkehr vom Wasserstand mitbestimmt und beispielsweise bei Niedrigwasser behindert.

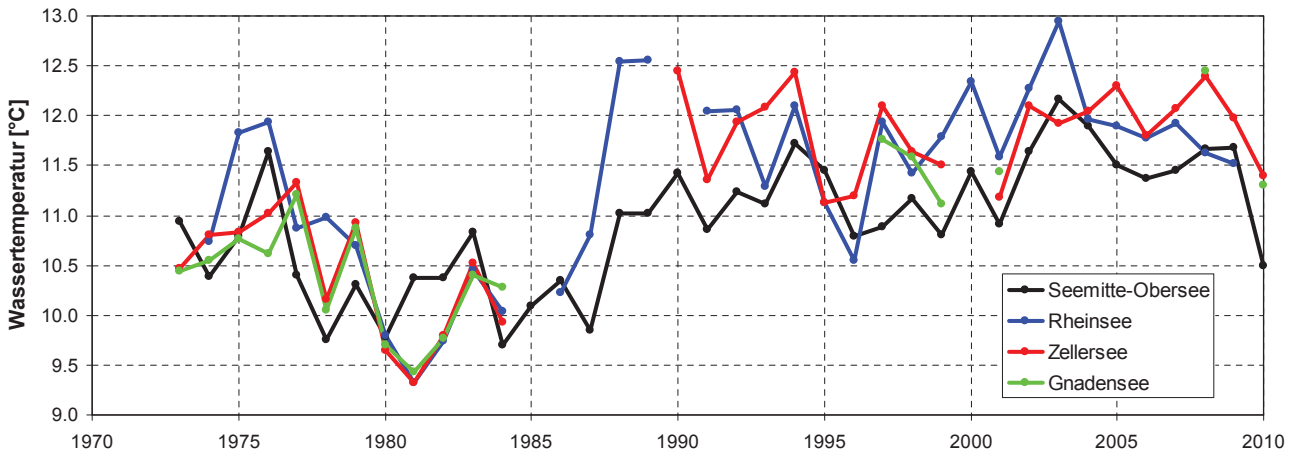


Abb. 1.11: Temperaturverläufe in 5m Tiefe bei den Messstationen im Untersee (Rheinsee, Zellersee, Gnadensee) und bei der Seemittestation im Obersee. Der Einfluss des Probenahme Termins zeigt sich z.B. von 1971 bis 1984, als der Gnadensee und der Zellersee termingleich beprobt wurden mit sehr ähnlichen Messwerten. Von 1980 bis 1984 wurde auch der Rheinsee am selben Termin beprobt und zeigt daher in diesen Jahren ebenfalls eine hohe Übereinstimmung. Nicht dargestellt sind die Werte, bei welchen für weniger als elf Monate Messwerte vorhanden sind.

LUBW

Neben den natürlichen Einflussfaktoren auf den Wasserstand, zu welchen vor allem die Niederschlags-, Verdunstungs- und Abflussverhältnisse im alpinen Einzugsgebiet gehören, hat auch menschliches Wirken, wie insbesondere der Ausbau alpiner Speicherbecken, Einfluss auf den saisonalen Pegelverlauf des Bodensees.

Seit etwa den 1990er Jahren fällt ein im Mittel deutlich niedrigerer sommerlicher Pegelverlauf auf. Zur Erklärung dieser Veränderung kommen verschiedene Einflussfaktoren in Frage: Die tendenziell wärmeren Temperaturen im Winter wirken sich auf die Schneeretention im alpinen Einzugsgebiet aus (KLIWA Heft 6). Veränderungen bei den sommerlichen Verdunstungsmengen wie auch der saisonalen Niederschlagsverteilung sind weitere plausible Ursachen.

1.3 Zirkulation und Sauerstoffgehalt über Grund

Die Jahresmittelwerte an Gesamtphosphor im Bodensee-Obersee haben wieder einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht, der nur noch geringen Schwankungen unterworfen ist. Als Konsequenz war in den letzten Jahren die Sauerstoffversorgung über Grund auch bei unvollständiger Frühjahrszirkulation gut. Diese Beobachtungen wurden bisher auf qualitativer Ebene beschrieben. Durch die Definition eines Zirkulationsindex kann der Zusammenhang Sauerstoff / Zirkulation bei verschiedenen P-Niveaus semiquantitativ betrachtet werden.

Der Zirkulationsindex wurde aus der vertikalen Durchmischung des Orthophosphats (KLIWA Heft 11) abgeleitet (Abb. 1.12) und so skaliert, dass positive Werte eine gute Vertikalzirkulation, negative Werte hingegen eine unvollständige Durchmischung anzeigen. Auf Grund der Bestimmungsunschärfe wurden nur Werte außerhalb eines Bereiches von +- 0,1 als gut bzw. schlecht durch-mischt gewertet. Betrachtet man die Jahre mit unvollständiger Zirkulati-

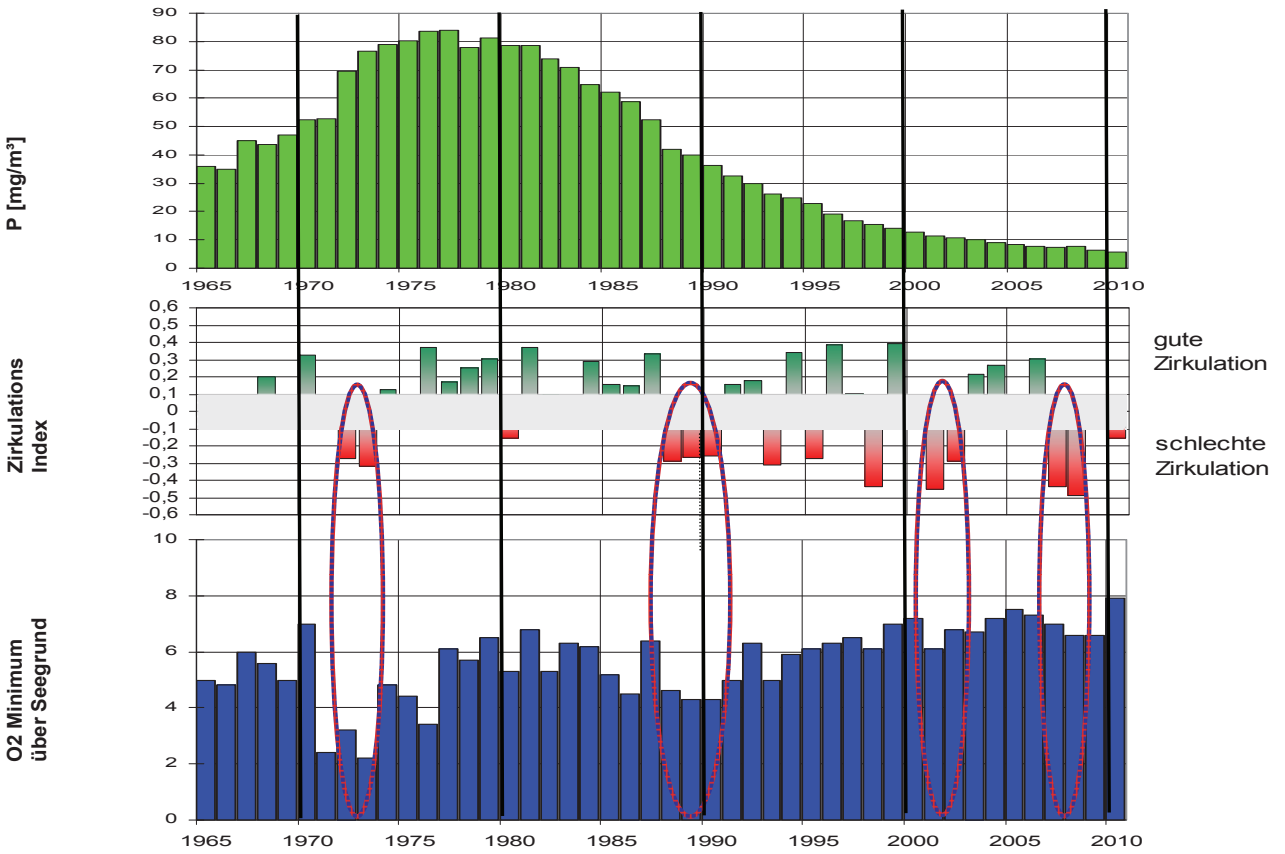


Abb. 1.12: Jahresmittelwert an Gesamtphosphor, Zirkulationsindex und Sauerstoffminimum in 1m über Grund im Bodensee-Obersee. Der Zirkulationswert (nach KLIWA-Heft 11) wurde mit der Transferfunktion f(z) = $z^{3,1}$-0,5 so skaliert, dass der Übergang zwischen guter und schlechter Zirkulation bei etwa 0 liegt.

on pro Dekade, so ergeben sich in den 1970er Jahren zwei, in den 1980er Jahren drei in den 1990er und 2000er Jahren sogar jeweils vier Jahre mit schlechter Zirkulation pro Dekade. Die in erster Linie durch wärmere Winter bedingten Jahre mit schlechter Vertikalzirkulation haben in den letzten 40 Jahren zugenommen.

Insbesondere Phasen mit zwei oder mehr aufeinanderfolgenden Jahren ohne vollständige Zirkulation sind für den Sauerstoffgehalt über Grund ungünstig, da sich dann die grundnahen Sauerstoffverhältnisse nicht erholen oder sogar sukzessive verschlechtern. Betrachtet man den niedrigsten Sauerstoffgehalt solcher Phasen (Abb. 1.12), so ergibt sich für 1972/73: 2,2 mg O_2/l, 1988/89/90: 4,3 mg O_2/l, 2002/03: 6,7 mg O_2/l und 2007/08: 6,6 mg O_2/l.

Bei P-Konzentrationen von 70-80 µg/l Anfang der 1970er Jahre erreichte der grundnahe Sauerstoff nach zweijähriger schlechter Durchmischung damit sehr kritische Werte (< 4 mg/l) für biologische Prozesse, wie z.B. die Entwicklung des Felchenlaichs. Trotz dreijähriger schwacher Durchmischung wurde dieser Sauerstoffwert 1988-90 bei inzwischen gefallenen P-Gehalten um 40 µg/l nicht mehr erreicht, dennoch ist das Sauerstoffminimum immer noch im kritischen Bereich (< 6 mg/l). In neuer Zeit führten die Jahre unzureichender Tiefenwassererneuerung nur noch zu leicht erniedrigten Sauerstoffgehalten: Bei P-Konzentrationen um 10 µg/l (2002/03) oder unter 10 µg/l (2007/08) blieb der Sauerstoffgehalt stets über 6,6 µg/l und damit im günstigen Bereich (≥ 6 mg/l). Diese für große und tiefe Alpensee typischen niedrigen Nährstoffgehalten rüsten den Bodensee für die Zukunft bezüglich der Sauerstoffversorgung der grundnahen Schichten, da künftig infolge wärmerer Winter von einer Zunahme der Jahre mit unvollständiger Zirkulation ausgegangen werden kann.

1.4 Mikroverunreinigungen

1.4.1 Pestizide

Im Bodensee-Obersee wurden im Mai, Juni und Oktober 2010 Wasserproben aus fünf verschiedenen Tiefen in Seemitte auf insgesamt 70 Pestizide untersucht. Atrazin, Desethylatrazin, Desethylterbutylazin, Propiconazol, Simazin, Terbutryn, Terbutylazin und Irgarol konnten in allen Proben in geringen Spuren nachgewiesen werden. Die höchsten gefundenen Konzentrationen lagen bei den beiden Pestiziden Atrazin und Terbutryn mit 0,0044 µg/l. In einzelnen Proben wurden Spuren von Diazinon, Metolachlor, Metazachlor und Penconazol gefunden.

Verglichen mit den Ergebnissen von 2009 wurden in diesem Jahr erstmals Metazachlor und Penconazol gefunden. Die Konzentrationen der anderen gefundenen Pestizide lagen auf dem selben Niveau wie im Vorjahr.

1.4.2 Pestizidmetabolite

Mitte Oktober 2010 wurden 25 Wasserproben an fünf Stellen im Bodensee genommen:
Tiefenprofile an der tiefsten Stelle zwischen Fischbach und Uttwil, in der Bregenzer Bucht, im Rheinsee und im Zellersee. Außerdem wurden sieben Oberflächenproben aus der Flachwasserzone zwischen Rotach- und der Schussenmündung. Diese Wasserproben wurden auf 21 verschiedene Metabolite der Pestizide Tolylfluanid, Chloridazon, Chlortalonil, Dimethachlor, Metazachlor, S-Metolachlor und Dimethenamid-P untersucht. Die Bestimmungsgrenze lag bei 10 -90 ng/l.

Als einziges Metabolit konnte DMS = N,N-Dimethylsulfamid, das Abbauprodukt von Tolylfluanid, gefunden werden (Abb. 1.13).

DMS wurde nur in den Wasserproben aus größerer Tiefe gefunden. An der Oberfläche wurde es in keiner Probe nachgewiesen (Tab. 1.3). Dies deutet darauf hin, dass DMS aktuell nicht mehr in den Bodensee eingetragen wird. Die gemessenen Konzentrationen, knapp über der Bestimmungsgrenze, stammen von weiter zurückliegenden Einträgen.

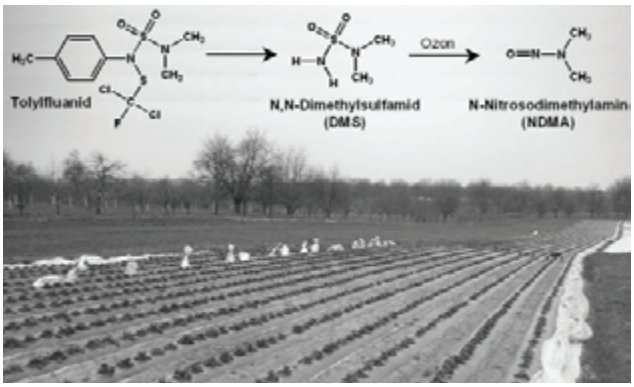


Abb. 1.13: Pestizidmetabolite DMS, Quelle: TZW aktuell Ausgabe 22 (Mai 2007)

Tab. 1.3: Pestizidmetabolite DMS

Ort	Datum	DMS /Tolylfluanid [µg/l]
F-U 0m	20.10.2010	< 0,03
F-U 10m	20.10.2010	< 0,03
F-U 20m	20.10.2010	< 0,03
F-U 50m	20.10.2010	0,039
F-U 100m	20.10.2010	**0,045**
F-U 230m	20.10.2010	**0,044**
F-U 250m	20.10.2010	**0,045**
Breg. Bucht 0m	20.10.2010	< 0,03
Breg. Bucht 10m	20.10.2010	< 0,03
Breg. Bucht 20m	20.10.2010	< 0,03
Breg. Bucht 50m	20.10.2010	**0,040**
Breg. Bucht 60m	20.10.2010	**0,047**
Rheinsee 0m	18.10.2010	< 0,03
Rheinsee 10m	18.10.2010	< 0,03
Rheinsee 40m	18.10.2010	**0,037**
Zellersee 0m	18.10.2010	< 0,03
Zellersee 10m	18.10.2010	< 0,03
Zellersee 20m	18.10.2010	< 0,03
Rotachmündung	18.10.2010	< 0,03
1km Richtung SZ 42	18.10.2010	< 0,03
2km Richtung SZ 42	18.10.2010	< 0,03
3 km Richtung SZ 42	18.10.2010	< 0,03
Seezeichen (SZ) 42	18.10.2010	< 0,03
Vor Hotel Schwedi	18.10.2010	< 0,03
Vor Freibad Langenargen	18.10.2010	< 0,03

Bei der Trinkwassergewinnung kann durch die Ozonung aus dem DMS das gesundheitsschädliche Nitrosamin NDMA entstehen. Deshalb wurde Tolylfluanid 2007, nachdem sein Abbauprodukt DMS in erhöhten Konzentrationen im Grundwasser gefunden wurde, verboten.

1.4.3 Komplexbildner

Im Bodensee-Obersee in Seemitte an der Station Fischbach-Uttwil wurden im März, April, August und September jeweils Vertikalprofile auf die Komplexbildner NTA, EDTA und DTPA untersucht. Die Gehalte von NTA und DTPA lagen stets unter den Bestimmungsgrenzen von 0,8 bzw. 1,4 µg/l. Der EDTA-Gehalt fiel weiter auf 0,55 µg/l.

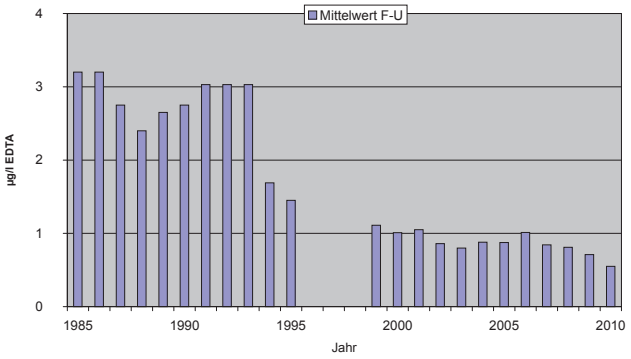


Abb. 1.14: Konzentration von EDTA im Bodensee-Obersee, Seemitte

1.5 Langzeitentwicklung von Phyto-, Zoo- und Bakterienplankton

Im Bodensee haben die CHLOROPHYLL-A Konzentrationen in allen Seeteilen des Ober- und Untersees (Ausnahme Rheinsee) im Verlauf der letzten zwölf Jahre abgenommen (Abb. 1.15). An den Stationen Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil lagen die Konzentrationen in den letzten Jahren immer unterhalb von 4 µg l^{-1} (mittlerer Wert der Wasserschicht 0 - 20 m). Bedingt durch die höhere Trophie wurden an den Stationen Zellersee und Gnadensee Maxi-

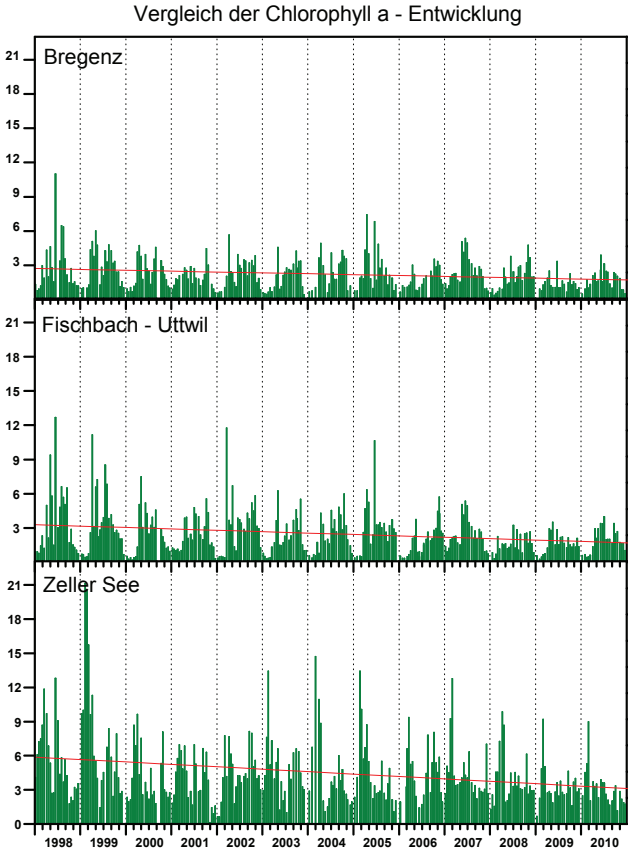


Abb. 1.15: Langzeitentwicklung des Chlorophyll-a im Ober- und Untersee

malkonzentrationen von 9,2 µg l^{-1} (Zellersee, Frühjahr) und 6,3 µg l^{-1} (Gnadensee, Herbst) gemessen. Im Rheinsee lagen die Chlorophyll-a Konzentrationen 2010 höher als in den vorherigen Jahren. Die Werte wurden vom AFU Kanton Thurgau gemessen. Die Bestimmung erfolgte ebenfalls mit Hilfe der HLPC.

Die Jahresdurchschnittsbiomassen des PHYTOPLANKTONS an den Stationen Fischbach-Uttwil im Obersee und Zellersee im Untersee bewegen sich seit gut 20 Jahren auf Werten in Höhe von Anfang der sechziger Jahre, allerdings war 2009 wieder ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen, der sich im Obersee auch 2010 fortsetzte. Über die gesamte Untersuchungsdauer spielen dort Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größeren Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 1.16); Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Anders ist dies bei Chlorophyten und Cyanobakterien: Der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte im Obersee vor 19 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen 6,7 g/m^2 und 14,5 g/m^2 bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: Diese setzte

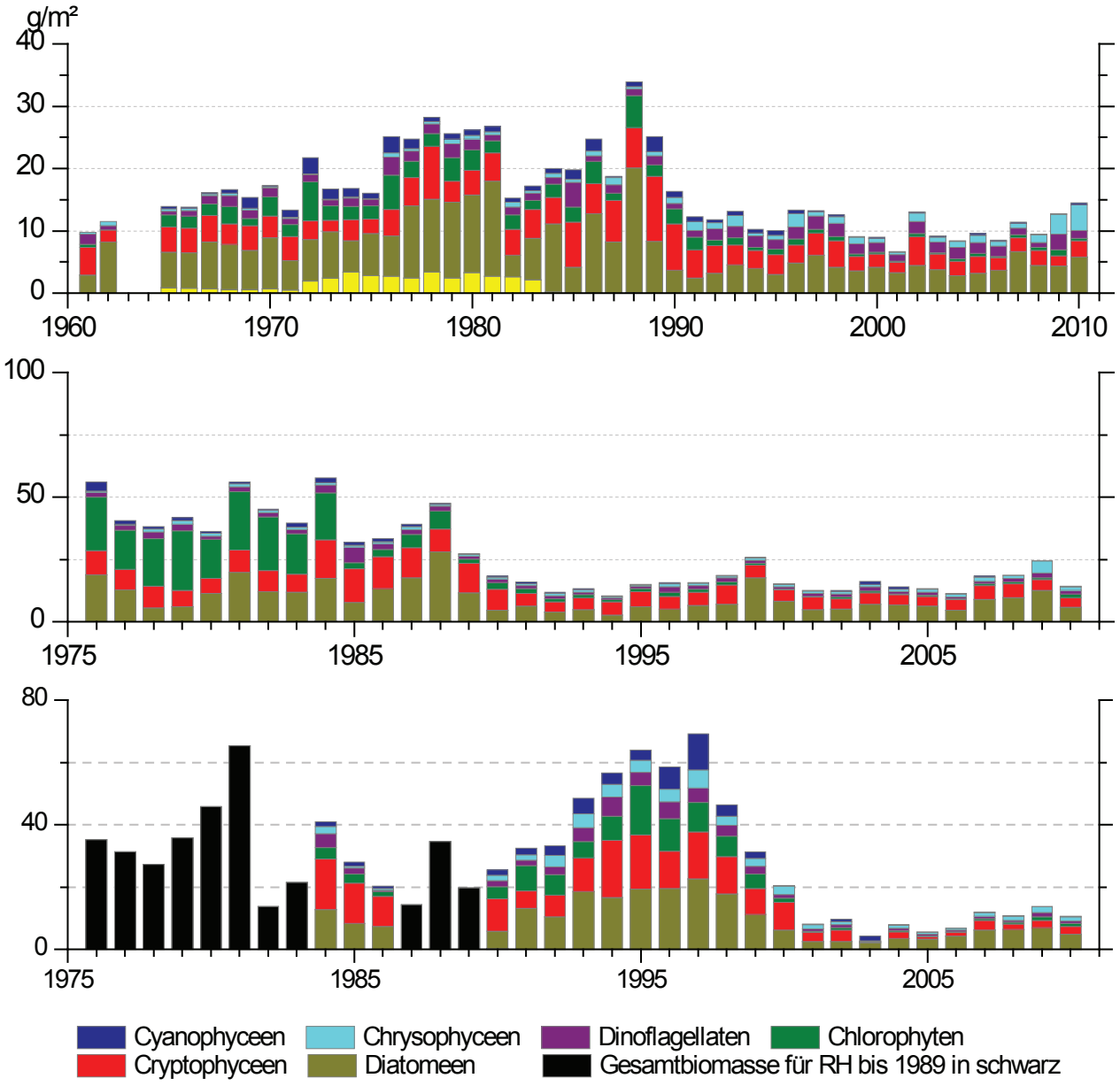


Abb. 1.16: Langzeitentwicklung der Gesamtbiomasse im Obersee (Fischbach-Uttwil (oben)) und Untersee (Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten))

bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert. Im Seeteil Zellersee sind die Jahresdurchschnittbiomassen seit 1990 auf Werte in Höhe von Anfang der sechziger Jahre abgesunken. Erst seit Ende der achtziger Jahre spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 1.16). Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch und überwog bis Mitte der achtziger Jahre, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Chrysophyceen und Dinophyceen zeigen keinen eindeutigen Trend, während bei den Cyanobakterien dieselbe Entwicklung wie im Obersee mit einem starken Rückgang seit 17 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist. Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht, die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren. Die Jahresdurchschnittbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit acht Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Chrysophyceen und Dinophyceen bilden einen stabilen Bestand.

Eine detaillierte statistische Auswertung der Langzeitentwicklung des Phytoplanktons am Obersee erfolgt derzeit im Rahmen eines Werkvertrages mit der Universtität Konstanz (siehe Kap. 8.5).

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenzooplanktons** im Obersee zeigten sich innerhalb der letzten 10 Jahre keine wesentlichen Änderungen der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren sank der Jahresmittelwert leicht ab, die Mittelwerte der letzten Jahre lassen insgesamt aber eher eine Stagnation der Werte vermuten. Bei den Copepoden ist der Jahresmittelwert 2010 geringfügig niedriger als 2009. Die Mittelwerte lassen von 2005 an einen erneuten Anstieg der Copepoden vermuten. Insgesamt lässt sich sagen, dass die Dynamik der Jahresmittelwerte bei den Copepoden größer ist als bei den Cladoceren. (Abb. 1.17)

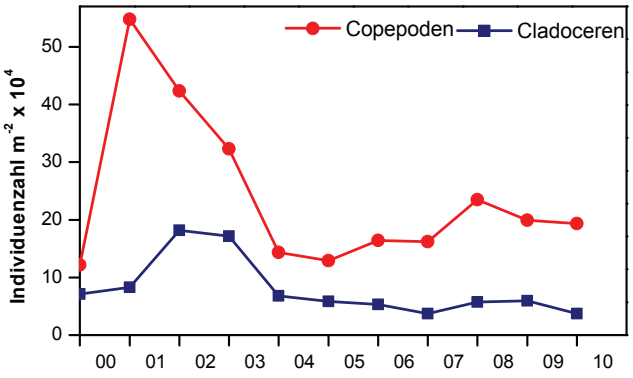


Abb. 1.17: Entwicklungstrend der Crustaceen 2000 - 2010

LUBW

Die Zelldichten des **Bakterienplanktons** werden seit 1980 mit Hilfe fluoreszenzmikroskopischer Direktzählung (DAPI) am Bodensee-Obersee (Station Fischbach-Uttwil) erfasst. Da zu Beginn dieses Zeitraums die Phosphorbelastung des Sees ihrem Höhepunkt hatte und seither kontinuierlich abgenommen hat, erlaubt diese Zeitreihe auch Aussagen zur möglichen Trophieabhängigkeit des Bakterienplanktons. In der Tat haben in diesem Zeitraum Häufigkeit und Ausmaß von Maxima abgenommen. (Abb. 1.18) Dabei blieben aber die grundsätzlichen Muster der vertikalen und saisonalen Verteilung wenig verändert. Der deutliche Trend zur Abnahme der Maxima steht zwar nachweislich nicht auf die in diesem Zeitraum mehrfach erfolgten Wechsel der mikroskopischen Bearbeiter zurückzuführen, jedoch spricht viel dafür dass die ganz hohen Maxima in den 1980er Jahren auf Mitzählung von nicht bakteriellen Partikeln beruht haben.

Da sich erst in jüngerer Zeit mit der Entwicklung molekularbiologischer Methoden Möglichkeiten zur qualitativen Aufschlüsselung des Bakterienplanktons ergeben, können hierzu keine Aussagen gemacht werden. Jedoch ergaben die mikroskopischen Auswertungen, dass sich zumindest Änderungen in morphologischen Aspekten ergeben haben: Aggregate von Zellen und filamentbildende Formen sind heute seltener als früher.

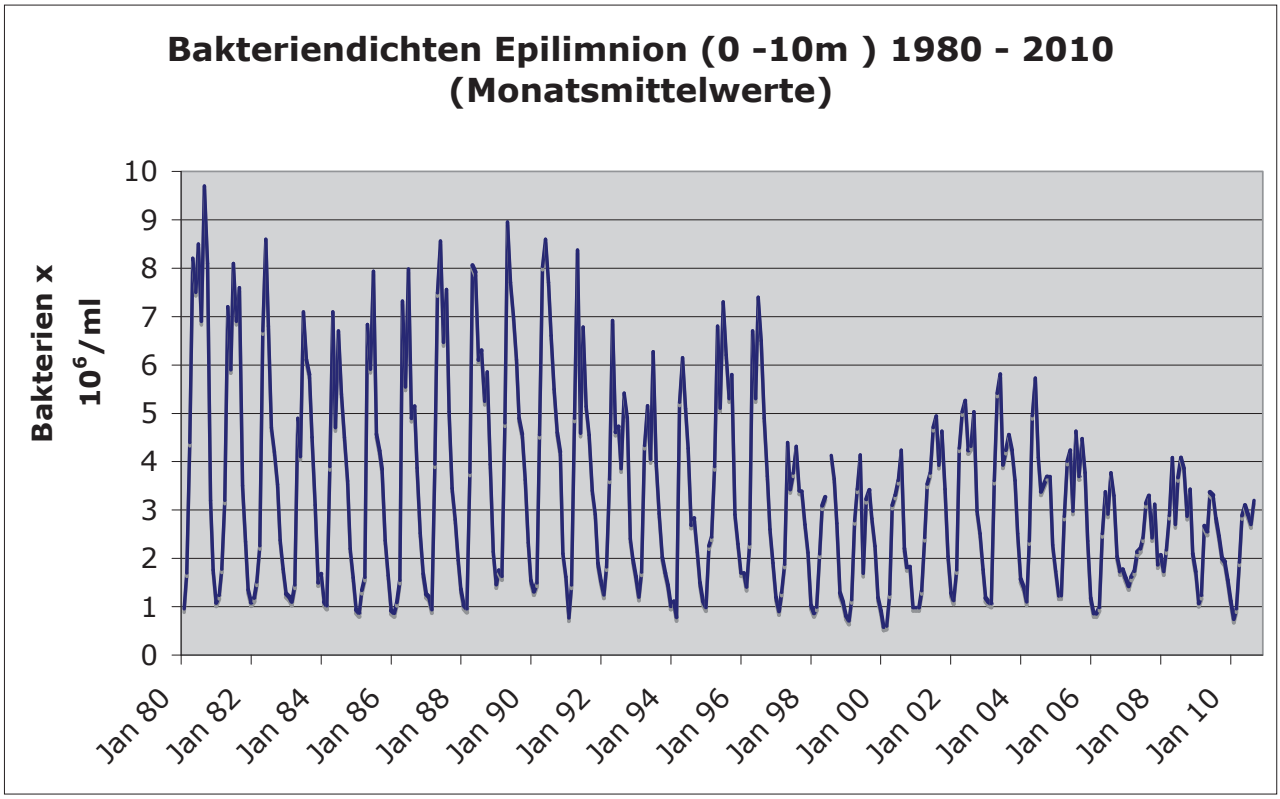


Abb. 1.18: Bakteriendichten Epilimnion (0 - 10 m) von 1980 - 2010

1.6 Entwicklung Fischbestände

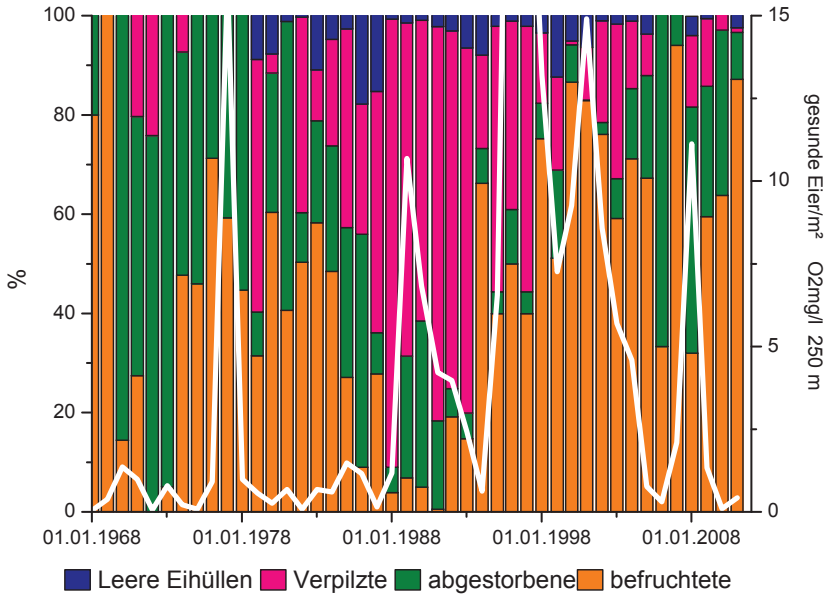


Abb. 1.19: Langjährige Entwicklung der Felcheneierfänge und Anteil toter Eier. Die weiße Linie zeigt den Sauerstoffgehalt in mg/l über Grund.

LUBW

1.6.1 Felchenlaich-Monitoring

Seit vielen Jahren werden nach der Laichzeit der Felchen im Winter mit Hilfe von Dredgefängen in festgelegten und gleich bleibende Transekten des Bodensee-Obersees die am Seegrund abgelegten Eier besammelt und nach Menge und Zustand (tot/lebendig; befruchtet/unbefruchtet; Verpilzung) ausgewertet (Abb. 1.20). Die Menge der am Seegrund in den Dredgefängen gefundenen Eier hängt u.a. von der Anzahl der weiblichen Laichtiere ab und kann daher möglicherweise als Frühindikator für Änderungen in der Bestandsgröße dienen. Zusätzlich gibt die Erfassung des Zustandes auch Auskunft über Befruchtungserfolg und Mortalität vor dem Schlüpfen. Die während der Laichzeit 2010/2011 erhaltenen Dredgefänge fielen wie im Vorjahr hinsichtlich der Gesamtdichten relativ unbefriedigend aus, denn es wurden an allen Stationen und an allen vier Ausfahrtterminen nur geringe Eizahlen gefunden. Allerdings war der Mortalitätsanteil viel geringer als in den Vorjahren. Eine Erklärung für die geringen Fangerfolge beim Dredgen kann derzeit nicht gegeben werden, sie geben aber Anlass nochmals die Probenahmestrategie zu überdenken (Abb. 1.19).

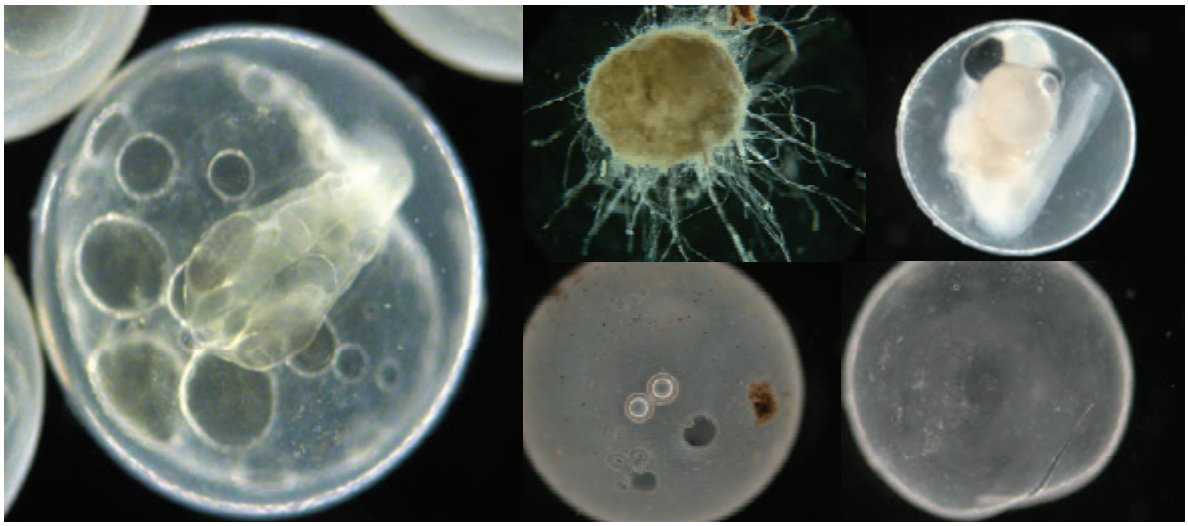


Abb. 1.20: Befruchtete und tote Felcheneier

LUBW

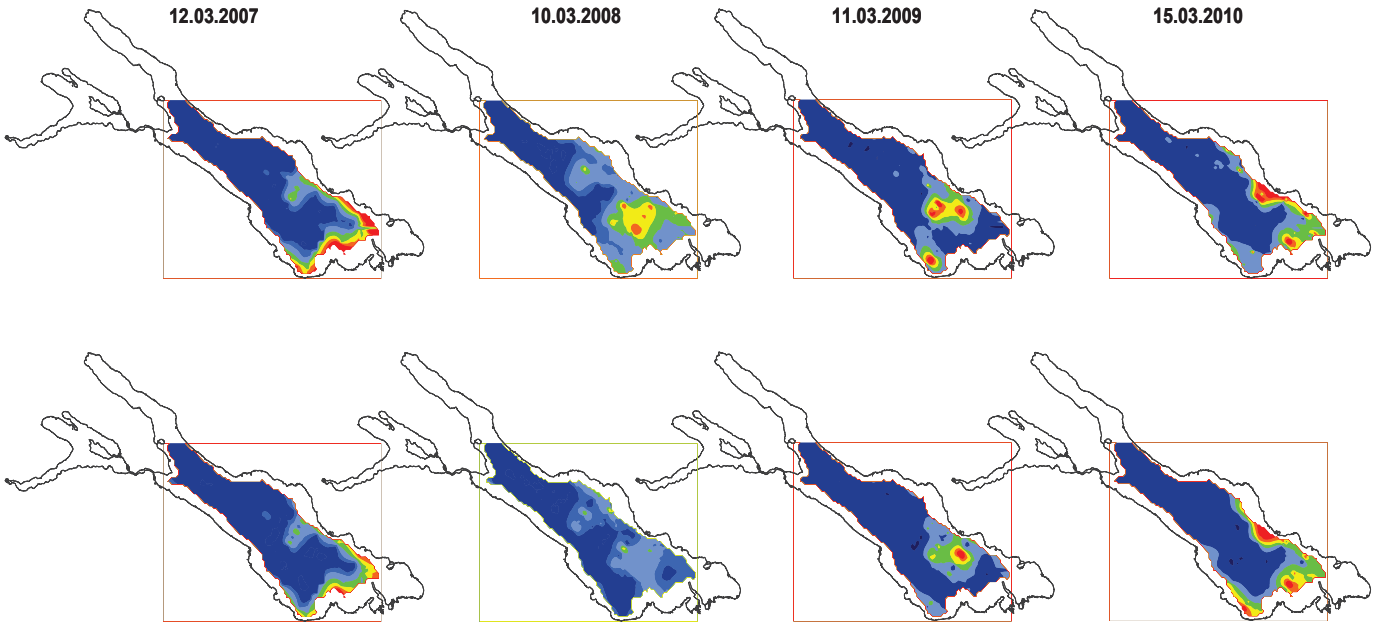


Abb. 1.21: Horizontale Verteilung der Felchen im Frühjahr 2010

LUBW

1.6.2 Fischbestanderfassung

Horizontalverteilung der Fische im Obersee

Seit 2007 werden im ISF regelmäßig im März und Oktober die Fischverteilung im Obersee durch Echolot-Transektfahrten ermittelt, um damit neben den Fischfangstatistiken weitere unabhängige Informationen zur Entwicklung der Fischbestände zu erhalten.

Der schon seit Beginn dieser Untersuchungen beobachtete Ost-West-Gradient sowie die Tiefenverteilung im Frühjahr, wurde in ähnlicher Ausprägung auch 2010 gefunden. Die absoluten Fischdichten lagen wie in den Vorjahren bei 300 bis 400 Fischen/ha. Ähnliche Dichten wurden auch in den vorangehenden Jahren gefunden, so dass sich hieraus keine Anhaltspunkte für aktuell abnehmende Bestandsdichten ableiten lassen (Abb. 1.21).

Größenverteilung der Fische im Obersee

Für die Erhebung der Fischbestände sind auch deren Größenverteilungen aufschlussreich. Diese lässt sich ebenfalls mit Hilfe geeigneter Auswertungsprogramme aus den Echosignalen der hydroakustischen Bestandsaufnahmen ableiten. Hier zeigte sich, dass sich die ab 2008 beobachtete Zunahme des Anteils von fangreifen Fischen > 30 cm (Abb. 1.22) auch 2010 fortgesetzt hat. Damit bestätigen diese Befunden auch die jüngere Entwicklung der Fangerträge, die nach den Minimaljahren 2006 und 2007 ab 2008 wieder zugenommen haben. Darüber geht aus dem Frühjahr –Herbst Vergleich auch deutlich der durch Abfang verursachte saisonale Rückgang dieser Größenklasse hervor.

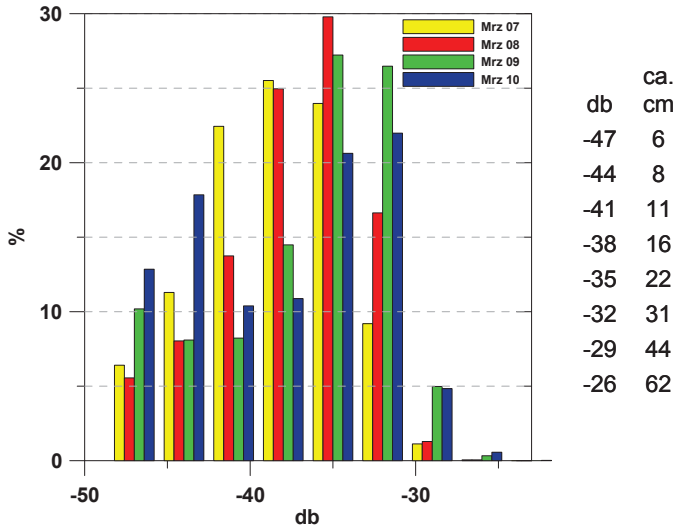


Abb. 1.22: Größenverteilung der hydroakustisch erhobenen Felchenbestände (cm) im Frühjahr und Herbst 2010

LUBW

1.7 Monitoring zur Überwachung der Ausbreitung gebietsfremder aquatischer Arten

Seit Anfang der 2000er Jahre etablierten sich mehrere invasive Neozoenarten im Bodensee. Viele vermehrten sich seither massenhaft. Zur Erforschung dieser Arten wurde das Interreg-Programm Aquatische Neozoen Bodensee (ANEBO) ins Leben gerufen, in dem Gewässerschutzfachstellen, Universitäten und private Institute kooperierten. Untersuchungsziele waren die Erforschung der Einwanderungs-/Einschleppungs- und Ausbreitungsmechanismen der „neuen" Neozoen sowie der ökologischen Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften am Bodensee. Im speziellen Fokus waren dabei Untersuchungen zu den drei damals aktuell eingewanderten Arten *Corbicula fluminea*, *Dikerogammarus villosus* und *Limnomysis benedeni*, die auch ökonomische Auswirkungen befürchten ließen, sowie die Erarbeitung von Handlungsoptionen bzw. Präventionsmaßnahmen. Kurz vor Abschluss der Feldarbeiten von ANEBO wurde Ende 2007 mit dem Aufrechten Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* erneut ein Neozoon im Bodensee entdeckt. Dieser Fund zeigte, dass auch nach Projektende weiterhin noch der Bedarf bestand, die Entwicklungen der Lebensgemeinschaften im Bodensee zu überwachen.

Das aktuelle Untersuchungsprogramm, mit dem das Büro Hydra, Konstanz, beauftragt ist, führt das bisherige ANEBO-Monitoring zur Ausbreitung der Neozoen fort, das Überwachungsnetz baut auf den Untersuchungen der Jahre 2004 bis 2008 auf.

Am Bodensee ist früher oder später mit allen invasiven Arten zu rechnen, die im Ober- und vor allem im Hochrhein, aber auch in anderen Voralpenseen vorkommen. Mit der Schwebegarnele *Hemimysis anomala*, die im Genfer See inzwischen massenhaft auftritt und mit den Schlickkrebsen der Gattung *Chelicorophium* im Hochrhein sowie mit der Quaggamuschel *Dreissena rostriformis bugensis* im Oberrhein drängen weitere invasive Neozoen in unser Gebiet, deren Auftreten zu massiven Veränderungen in den Biozönosen des Bodensees führen könnten. Die Quaggamuschel könnte außerdem die Trinkwasserversorgung im Bodensee gefährden, da sie größere Wassertiefen besiedelt als die seit über 40 Jahren ansässige *Dreissena polymorpha* und auch kleinere Veligerlarven besitzt. Das Untersuchungsprogramm legt einen speziellen Fokus auf diese und weitere mögliche Einwanderer.

Erfahrungen vom Hochrhein und der Aare haben gezeigt, dass invasive Arten nur in Ausnahmefällen in Zuflüsse der großen Gewässer wandern. Es gibt Hinweise darauf, dass deren Besiedlung durch Neozoen durch die meist vorhandene Naturnähe dieser Gewässer erschwert wird (Werner & Rey, 2010). Ob, und wenn ja, in welche Zuflüsse die Neozoen im Bodenseegebiet aufsteigen, sollen diese Untersuchungen ebenfalls zeigen.

Rund um den See werden zwei mal im Jahr an zehn Referenzprobestellen semiquantitative Probenahmen des Makrozoobenthos durchgeführt. Ziel dieser Untersuchung ist, die Entwicklung der Neozoen im Vergleich zur heimischen Benthosbiozönose zu verfolgen.

In diesem Bericht sind die Ergebnisse von vier qualitativen Probenahme-Kampagnen und von drei ausgewerteten, semiquantitativen Probenahme-Kampagnen eingeflossen.

Die Biomassebetrachtungen zeigen einen hohen Anteil der Neozoen an den benthischen Biozönosen, wobei dieser im Herbst durch die Dreikantmuschel stark erhöht ist. Die Individuendichten von Neozoen liegen jedoch noch meist unter 30%. Diese Diskrepanz zwischen beiden Parametern ist mit dem hohen Gewicht und der Größe der meisten Neozoentaxa zu erklären. Insgesamt gibt es starke saisonale Schwankungen in Biomasse und Abundanzen, die nicht zuletzt auf die Prädation der Wasservögel zurückzuführen ist (siehe v.a. *D. polymorpha*).

Im Zuge von Routine-Probenahmen der Universität Konstanz wurde im Herbst 2009 eine neue Art für den Bodensee entdeckt. Die Schwebegarnele *Katamysis warpachowskyi*: Sie war erst 2008 erstmals in Deutschland nachgewiesen worden. Ihr Fund im Bodensee kam sehr überraschend, da *K. warpachowskyi* noch nicht im Oberrheinsystem vorkommt, das bislang als gutes Vorwarnsystem für den Bodensee betrachtet wurde. Über den Verbreitungsweg kann nur spekuliert werden, allerdings scheinen Wanderboote aus dem Donaugebiet als möglicher Vektor in Frage zu kommen. *Katamysis* verbreitete sich seit März 2010 recht schnell in der Bregenzer Bucht. Diese Einwanderung hat auch gezeigt,

dass die Invasionen schwer vorhersagbar sind und nicht allein von deren Auftretenshäufigkeit im Umfeld abgeleitet werden können. Offensichtlich muss jederzeit mit neuen Einschleppungen gerechnet werden. *Proasellus coxalis* und *Caspiobdella fadejewi*, die ebenfalls erst nach dem Jahr 2000 in das Bodenseegebiet einwanderten, sind nach wie vor selten. *C. fadejewi* konnte im Oktober 2010 erstmals im See nachgewiesen werden.

Nach *Limnomysis benedeni* hat es *Dikerogammarus villosus* als zweite „neue Art" geschafft, den gesamten Bodensee inklusive des Gnadensees zu besiedeln. Der flachste Seeteil bot den Invasionen von *L. benedeni* und *Dikerogammarus villosus* am längsten Widerstand. Er weist die natürlichsten Uferbereiche und die größten Temperaturschwankungen aller Seeteile im Laufe des Jahres auf und friert nahezu jeden Winter zu. Ob dies der Grund für die späte Einwanderung durch die neuen Neozoen ist, muss vorerst offen bleiben. Vom Hochrhein gibt es jedoch Indizien, dass Lebensgemeinschaften in naturnahen und vom Menschen kaum beeinflussten Gewässerabschnitten den Erfolg einer Neozoeninvasion abschwächen können (WERNER & REY, 2010).

Limnomysis hat eine ausgeprägte Saisonalität: die Art kommt im Winter überall häufig bis massenhaft vor, im Sommerhalbjahr scheint sie nahezu verschwunden. Anders als bislang vermutet, wandern die Tiere weder in die Tiefe ab, noch werden sie derart von Fraßfeinden dezimiert. Die „Sommerlücke" ist durch den Lebenszyklus bedingt. Nach dem Absterben der Alttiere im Frühsommer dauert es eine Weile bis der winzige, transparente Nachwuchs erkennbar wird. Methodisch bedingt sind die Winzlinge im Sommer kaum nachweisbar. Untersuchungen von Frau Hanselmann (Universität Konstanz) und auch die wasserstandsbedingte, diesjährige Zeitverzögerung der Herbstkampagne zeigten auf, dass sich im Sommer/Frühherbst massenhafte Bestände von jungen Garnelen im Litoral aufhalten. Im Oktober waren die Tiere etwa halbwüchsig.

Die Saisonalität der *D. villosus*-Bestände führte bislang dazu, dass *Gammarus roeselii* im Winter die häufigste Amphipodenart am Bodenseeufer war. Im Spätsommer 2009 hatte es sogar noch den Anschein, als ob die invasive Phase bei *D. villosus* etwas abgebremst wäre. Doch im Winter 2010 war er wieder sehr häufig; erstmals löste er *G. roeselii* als häufigste Gammariden-Art im Winter ab.

Die starken saisonalen Bestandsschwankungen bei einzelnen Neozoentaxa, bei der Biomasse und den Individuendichten zeigen, dass zwei Beprobungskampagnen pro Jahr sinnvoll sind. Auch bei den autochtonen Taxa zeigte sich, dass die Abundanzen im Spätwinter/Frühjahr von Insektenlarven dominiert sind und im Spätsommer/Herbst von Mollusken und Crustaceen. Auch die absolute Biomasse schwankt saisonal stark (z.B. Mollusken-Prädation überwintern der Wasservögel). Eine Kampagne pro Jahr, die in 12-monatigem Abstand wiederholt würde, könnte die Dynamik des Systems nicht erfassen und könnte zu gravierenden Fehleinschätzungen führen.

Eine Art, die nicht – wie *Limnomysis* – gezielt gesucht wurde, könnte im Sommer gänzlich übersehen werden. Als optimale Probenahmezeitpunkte kristallisieren sich aufgrund der äußeren Bedingungen (Vereisung, Wasserstand) und der Lebenszyklen der Taxa für die Kampagnen immer mehr der März und der September/Oktober heraus.

Corbicula fluminea machte seit dem Winter 2009 einen weiten (Nachweis-)Sprung in der Verbreitung. Sie steht nun kurz vor dem Konstanzer Trichter und somit vor dem Eindringen in den Untersee und den Hochrhein. *Corbicula* ist bei geringen Bestandsdichten trotz intensiver Suche oft erst im Alter von ca. 1,5 Jahren nachweisbar. Beste Nachweismethode sind Spülsaumkontrollen nach Stürmen.

Crangonyx pseudogracilis ist eine sehr lokal vorkommende Art mit recht stabilen Ausbreitungsgrenzen. Der Flohkrebs ist das einzige Neozoon, das sich kaum ausbreitet und auch in einmal besiedelten Gebieten wieder verschwinden kann.

Auch 2010 war *L. benedeni* die einzige neue Neozoenart in den Bodenseezuflüssen. Die Fundorte der Schwebegarnele in der Schussen, der Luxburger Ach, der Dornbirner Ach und dem Alten Rhein bestätigen zunehmend die Vermutung, dass sich deren Verbreitung in den zufließenden Gewässern auf den Einflussbereich der sommerlichen Bodenseehochwasserstände beschränkt.

Anders als bei *D. villosus* oder *C. fluminea* gab es bislang wenige Hinweise darauf, dass die Schwebegarnele *L. benedeni* einen Effekt auf die Biozönosen im Bodensee hat. Die im Winter in Massen auftretende Garnele passt jedoch optimal ins Beuteschema von überwinternden Kleintauchern wie dem Zwergtaucher *Tachybaptus rificillos* und dem Schwarzhalstaucher *Podiceps nigricollis*. Die Winterbestände des Zwergtauchers am Bodensee erfuhren vor 2006 gravierende Bestandseinbrüche unbekannter Ursache. Vor 2001 lagen deren Bestände zum Teil sogar noch bedeutend höher (Monatsmittelwert für November 1967 bis 1995: 1510 mdl.; JACOBY, 1999). Tatsächlich kam mit dem Jahr 2006 aber eine nicht mehr für möglich gehaltene Trendwende. Seit der Invasion von *Limnomysis* haben sich die Winterbestände des Zwergtauchers am Bodensee wieder verdoppelt. Im Winter 2006/2007 war der Tiefpunkt mit durchschnittlich unter 200 Zwergtauchern erreicht. Im Winter 2010 waren es im Schnitt wieder über 500 Individuen. Sichtbeobachtungen deuten auf die Garnele als bevorzugte Beute; ein eindeutiger Beleg steht allerdings noch aus.

Auch beim Schwarzhalstaucher wurden 2010 mit über 1.000 Individuen die höchsten jemals im Mittwinter erfassten Bestände festgestellt. Möglicherweise hat die Schwebegarnele einen bedeutenden Anteil an dieser neuen Entwicklung. Sollte die Schwebegamele die Ursache für diese Entwicklung sein, wäre dies nach *D. polymorpha* das zweite Neozoon, dessen Invasion eine Veränderung von Wasservogelbeständen zur Folge hat. Möglicherweise haben die Taucher binnen kürzester Zeit ihre Zugstrategie aufgrund der neuen Nahrungsquelle verändert.

Auch das neueste Neozoon im Bodensee – *Katamysis warpachowskyi* – wurde wiederum am Voralberger Ufer am Grünen Damm im Bereich des Harder Binnenbeckens entdeckt. Zuvor gelangen hier bereits die Erstfunde der Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni,* des Aufrechten Flohkrebses *Crangonyx pseudogracilis* und der Süßwasserqualle *Craspedacusta sowerbyi*. Auch die Körbchenmuschel *C. flurninea* begann ihre Ausbreitung vom österreichischen Ufer aus. Was dieses Gebiet zum Hotspot für Neozoeninvasionen macht, ist unklar. Diese Anhäufung von Erstfunden in diesem Gebiet trotz seeweiten Monitorings kann kaum mehr rein zufällig sein. Die Ursache für die Invasionen in dieser Region gilt es zu ergründen und gegebenenfalls zu unterbinden.

Während der Austausch zwischen den Fachstellen gut funktioniert und die Kooperation vor allem hinsichtlich der Öffentlichkeitsarbeit vorbildlich ist, kam der ehemals oft genutzte, intensive Erfahrungsaustausch mit der Expertengruppe AKAN und den Arbeitsgruppen der Universitäten seit Ende des ANEBO-Projekts zu kurz. Es wäre wünschenswert, dass aktuelle Forschungsergebnisse hinsichtlich der Neozoen auch künftig wieder im Rahmen von Expertentreffen vorgestellt und diskutiert werden könnten.

2 Bodensee-Zuflüsse

2.1 Langzeituntersuchung auf Hauptionen und Nährstoffe

Im vergangenen Arbeitsjahr wurden am ISF wieder die baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach auf Hauptionen und Pflanzennährstoffe hin untersucht.

Die Argen (vereinigte Argen) ist ein 23,26 km langer Fluss, der bei Langenargen in den Bodensee mündet. Die Obere Argen ist 49,87 km lang, die Untere Argen hat einen Längenanteil von 69,38 km. Das Einzugsgebiet der Argen umfasst 654 km². Entlang des Flusslaufes erstreckt sich das „Naturschutzgebiet Argen".



Abb. 2.1: Argen

Die Schussen ist ein ca. 59,3 km langer Fluss, die u.a. nahe den Orten Ravensburg, Weingarten, Meckenbeuren verläuft. Das Einzugsgebiet ist entsprechend stark anthropogen beeinflusst. Es umfasst inkl. Wolfegger Ach 817 km².



Abb. 2.2: Schussen



Abb. 2.3: Radolfzeller Aach

Die Radolfzeller Aach ist ein ca. 32 km langer Fluss, deren Wasser zum Großteil einer Karstquelle mit Donauversickerungswasser entstammt und dementsprechend beeinflusst ist. Das Einzugsgebiet ist 258 km².

Für die Zuflussuntersuchungen wurden von einem automatischen Probenehmer jeweils zwei Wochen 14 Tagesmischproben gesammelt und die Probe des letzten Sammeltages sowie die der höchsten Wasserführung im Labor untersucht. Bestimmt wurde die Konzentration der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen sowie der Gehalt der Hauptionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium.

Die Tab. 2.1 zeigt die Medianwerte der jährlichen Abflusswerte (Tagesmittel) und der gemessenen Parameter für die letzten fünf hydrologischen Jahre 2006 bis 2010.

Die Medianwerte der über den Tag gemittelten Abflusswerte sind bei Schussen und Argen etwas höher als die Jahre zuvor. Die Konzentration der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen bewegen sich die letzten Jahre auf gleichbleibendem Niveau, allerdings wurden etwas niedrigen Werte an Gesamt-P und NH_4-N gemessen.

Die Anionen Chlorid und Sulfat dienen als Anzeiger anthropogener Belastung. Dementsprechend sind die Konzentrationswerte in der Schussen und in der Radolfzeller Aach mehr als doppelt so hoch als in der Argen. In den letzten Jahren rückten die Chloridkonzentrationen und -frachten - auch wenn diesen auf unbedenklichen Niveau

Tab. 2.1: *Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Schussen, Argen und Radolfzeller Ach für die hydrologischen Jahre 2006 bis 2010*

Jahr / Parameter	Schussen					Argen					Radolfzeller Aach				
	06	07	08	09	10	06	07	08	09	10	06	07	08	09	10
Q Jahr [m³/s]	7,1	8,1	7,5	6,9	9,5	11,1	13,8	12,6	9,5	15	8,1	9,5	7,5	9,2	9,5
Leitf. [µS/cm]	577	609	635	606	624	432	447	463	435	469	494	475	499	493	520
pH	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,4	8,3	8,4	8,4	8,3
PO4-P [µg/l]	47	56	47	52	53,2	10	17	15	12	12	44	57	51	48	44
gelöst -P [µg/l]	57,6	65,6	59,6	61,4	64,8	15,8	22,0	20,2	16,8	18	47,2	60,0	52,4	49,2	49,6
gesamt-P [µg/l]	189	245	167	106	99,4	46	61	51	48	34	58	68	62	72	69
NO2-N [µg/l]	22	18	18	25	26	10	8	8	9	9	5	3	4	5	7
NO3-N [mg/l]	4,1	4,0	3,7	3,6	4,0	2,2	2,0	1,6	1,5	1,7	3,1	2,8	2,9	3,0	2,9
NH4-N [µg/l]	43	38	67	58	37	16	16	17	15	10	7	6	10	10	9
Alkalinität [mmol/l]	5,1	4,9	5,1	5,1	5,0	4,3	4,2	4,3	4,2	4,3	3,6	3,3	3,5	3,7	3,5
Härte [°dH]	16,8	16,1	16,6	16,4	16,3	12,8	12,6	12,6	12,5	12,9	13,1	11,9	12,6	12,9	12,5
Chlorid [mg/l]	30	26	25	28	28	15	11	11	13	13	35	27	29	33	33
Sulfat [mg/l]	43	39	39	28	26	9	8	7	7	7	34	31	32	31	30

liegen- immer mehr ins Interesse der Öffentlichkeit. Im vergangenem Bericht wurde über die mehr oder weniger ausgeprägten, einzelne Spitzeneinträge an Chlorid in den Wintermonaten berichtet, die sich aus zum Teil sehr hohen Abflusswerten ergeben.

Abbildung 2.4 zeigt nun die gemessenen Chlorid-Konzen-

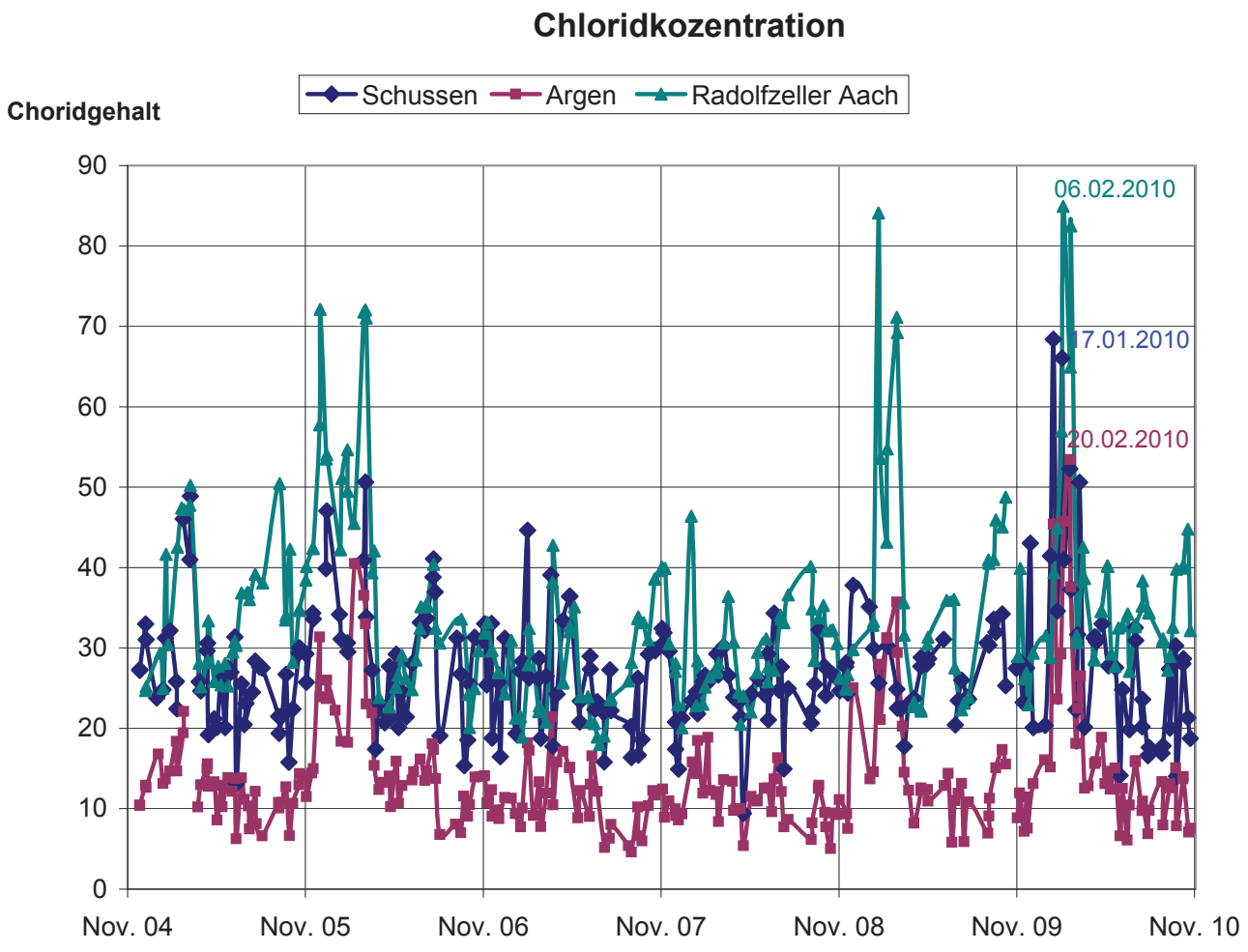


Abb. 2.4: *Chlorid-Konzentrationen in den letzten fünf hydrologischen Jahren in Schussen, Argen und Radolfzeller Aach*

trationen der letzten fünf hydrologischen Jahre in Argen, Schussen und Radolfzeller Aach. 2010 wurden in allen drei Flüssen in den Wintermonaten Januar und Februar die höchsten in den letzten fünf Jahren gemessenen Einzelkonzentrationen verzeichnet. Die Abflusswerte waren zu dem Zeitpunkt eher unauffällig. Die erhöhten Konzentrationen im Winter lassen sich mit dem im Einzugsgebiet ausgebrachten Straßensalz erklären (vgl. Grüner Bericht 37 der IGKB, 2010).

2.2 Mikroverunreinigungen

2.2.1 Komplexbildner

Von April bis August 2010 wurden die sechs Bodenseezuflüsse Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Stockacher Aach und Radolfzeller Aach an vier Terminen auf die Komplexbildner NTA, EDTA und DTPA untersucht.

Beim NTA lagen nur ein Drittel der Werte über der Bestimmungsgrenze von 0,7 µg/l. Die höchsten Werte wurden in der Schussen und Stockacher Aach mit etwas mehr als 1 µg/l gemessen.

Die Werte für EDTA lagen überwiegend über der Bestimmungsgrenze von 0,7 µg/l. Die höchsten Einzelwerte lagen mit etwa 12 µg/l in den beiden Zuflüssen Argen und Rotach. In der Stockacher Aach wurde kein EDTA gefunden. Bei Untersuchungen des TZW 2007 wurden in der Schussen noch durchschnittlich 48 µg/l gefunden. Im letzten Jahr lag der Mittelwert in der Schussen nur noch bei 6,7 µg/l.

Beim DTPA gab es nur 4 Werte über der Bestimmungsgrenze von 1,4 µg/l. Der höchste Wert mit 2,1 µg/l wurde in der Schussen gemessen. Bei den Messungen 2008 in der Schussen lagen noch alle Werte über der Bestimmungsgrenze in einem Bereich von 29 – 144 µg/l. Im Jahr 2007 ergaben die Messungen des TZW noch einen Mittelwert von 350 µg/l.

2.2.2 Pestizide

Aus 15 verschiedenen Bodenseezuflüssen wurden zwischen März und Oktober 2010 Stichproben auf über 60 Pestizide untersucht. Dabei wurden 20 Pestizide und 2 Abbauprodukte wenigstens einmal gefunden. Dabei ist zu beachten, dass die Bestimmungsgrenze nicht für alle Pestizide gleich ist.

Am häufigsten waren Atrazin und sein Abbauprodukt Desethylatrazin, Terbutylazin und sein Abbauprodukt Desethylterbutylazin, Penconazol, Pirimicarb, Propiconazol, Simazin und Terbutryn nachweisbar (Abb. 2.5).

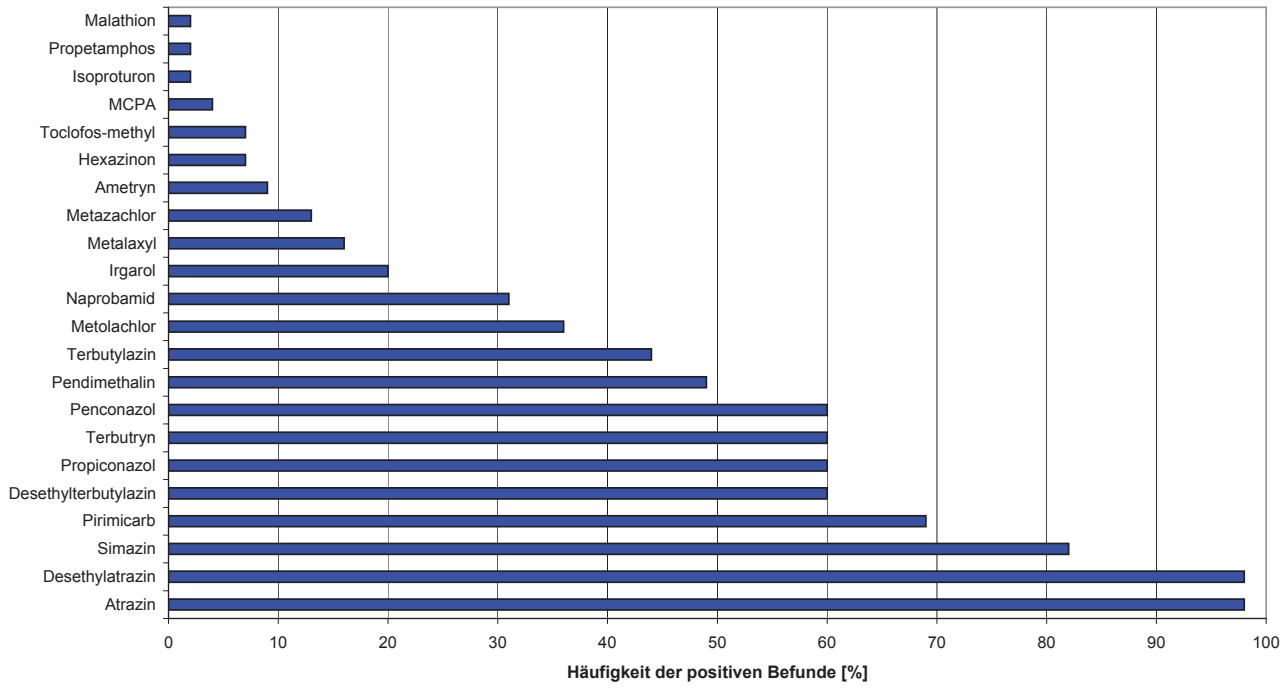


Abb. 2.5: Anteil der positiven Befunde an allen untersuchten Proben in den 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüssen

Der höchste Einzelwert wurde für das Herbizid Metamitron mit 2,68 µg/l im Manzeller Bach gefunden.

Die gemessenen Konzentrationen liegen sowohl bei den höchsten Einzelwerten als auch bei allen anderen Messwerten im Bereich der Messungen der letzten Jahre. Ein Trend zur Abnahme ist nicht erkennbar.

2.2.3 Carbamazepin

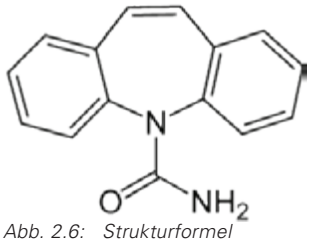


Abb. 2.6: Strukturformel Carbamazepin

An fünf Terminen wurde in 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüssen das Antiepileptikum Carbamazepin bestimmt. In acht Zuflüssen konnte Carbamazepin wenigstens einmal nachgewiesen werden. In den Bodenseezuflüssen Schussen und Seefelder Aach wurde Carbamazepin in allen Proben gefunden. Die höchsten Einzelwerte wurden mit 0,17 µg/l in den beiden Flüssen Schussen und Rotach gefunden. Im Mittel lagen die Messwerte auf dem Niveau des Vorjahres.

2.3 Stoffflussmodell der EAWAG

Einleitung

Aufgrund der Resultate der IGKB-Zuflussuntersuchungen 2009 wurde der EAWAG von der IGKB ein Leistungsauftrag für die "Stoffflussmodellierung von ausgewählten organischen Mikroverunreinigungen in den Zuflüssen des Bodensees" erteilt. Neben den 12 Zuflüssen wurden zusätzlich 24-h durchflussproportionale Proben von 18 Abwasserreinigungsanlagen verteilt im Gebiet des Bodensees untersucht (Abb. 2.7).

Für das Stoffflussmodell wurden aufgrund des Nachweises im See oder der ökotoxikologischen Bedeutung Leitsubstanzen ausgewählt: Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Methylbenzotriazol, Sucralose und Acesulfam. Diese Substanzen werden durch gereinigtes kommunales Abwasser kontinuierlich ins Gewässer eingetragen. Die Messung der Gewässerbelastung nach jeder Kläranlageneinleitung ist bei insgesamt 143 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 500 Einwohnergleichwerten im Bodenseeeinzugsgebiet finanziell und logistisch kaum machbar. Um trotzdem einen Überblick über die Konzentrationsbelastung unterhalb jeder Kläranlageneinleitung in den Zuflüssen zu erhalten, wurde ein einfaches georeferenziertes Stoffflussmodell verwendet. Anhand von Eintragsmengen in die Kläranlage, der stoffspezifischen Eliminationsleistung und der Einleitstelle ins Gewässer wurde die Stofffracht im Fließgewässer unterhalb jeder Kläranlage im Einzugsgebiet vorhergesagt. Aufgrund der geringen Verdünnung des Abwassers im Vorfluter ist bei Niedrigwasser mit den höchsten Stoffkonzentrationen zu rechnen. Deshalb wurden zur Berechnung der entsprechenden Fließgewässerkonzentrationen bei Niedrigwasser (Q347 – Abfluss, der an 347 Tagen im Jahr erreicht oder überschritten wird) abgeschätzte oder gemessene Abflusswerte für den jeweiligen Flussabschnitt herangezogen.

Substanzspezifische Inputparameter für das Stoffflussmodell

Um möglichst exakte, länderspezifische Daten zum Eintrag und zur Elimination der Substanzen in den Kläranlagen zu erhalten, wurden das zu- und abfließende Abwasser von insgesamt 19 Kläranlagen in Deutschland (10), in Österreich (5) und in der Schweiz (4) analysiert (Abb. 2.7). Es wurden hierfür 24-Stunden Mischproben von den Kläranlagen-Zuläufen und –Abläufen bei Trockenwetterbedingungen entnommen. Die drei ausgewählten Arzneimittel Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Diclofenac gehören in Deutschland und in der Schweiz zu den am häufigsten angewendeten Pharmazeutika und werden zu 85% im häuslichen Umfeld eingenommen. Eintragspfade in die Umwelt zusätzlich zur Kläranlage können vernachlässigt werden. Die Messungen aus den Kläranlagenzuflüssen zeigten, dass der Konsum von Carbamazepin nicht signifikant länderspezifisch unterschiedlich ist und im Schnitt 890 mg pro Einwohner und Jahr beträgt. Die in dieser Studie ermittelte durchschnittliche Elimination in konventionell arbeitenden Kläranlagen betrug nur 5% und belegt die hohe Persistenz dieser Substanz bei der biologischen Abwasserreinigung.

Auch beim pro-Kopf-Verbrauch des Schmerzmittels Diclofenac waren keine länderspezifischen Unterschiede im Untersuchungsgebiet zu erkennen. Der Konsum lag bei 1100 mg pro Jahr. In der Kläranlage wird die Substanz zu 25% eliminiert. Für das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde in Übereinstimmung mit den Verkaufszahlen für

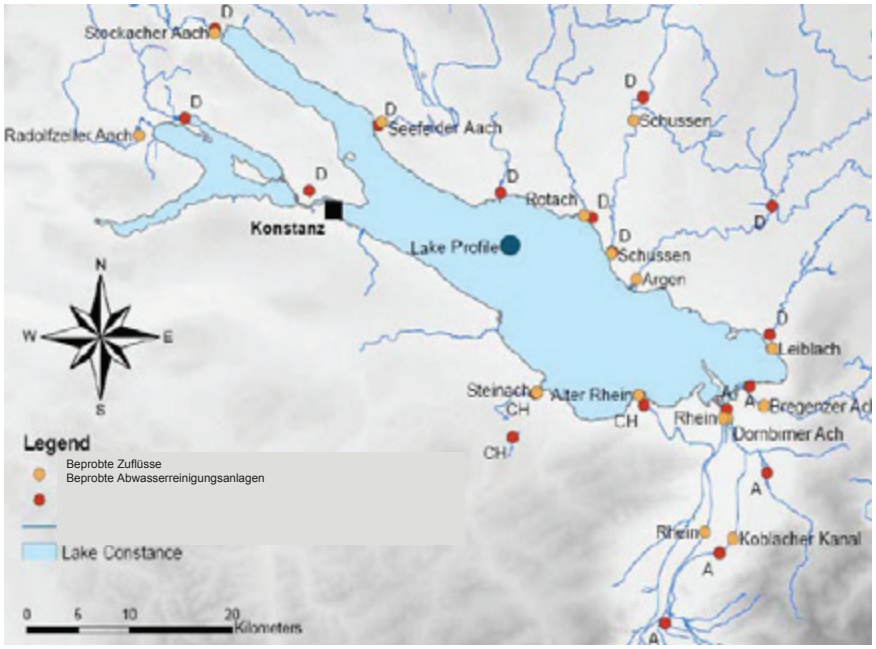


Abb. 2.7: Im Rahmen der Stoffflussmodellierung von ausgewählten anthropogenen Spurenstoffen im Einzugsgebiet des Bodensees von der EAWAG durchgeführte Beprobungen (April bis November 2009)

Österreich ein sechsmal geringerer pro-Kopf-Verbrauch (70 mg/Einwohner/Jahr) als für die Schweiz und Deutschland (440 mg/Einwohner/Jahr) ermittelt. Der Einsatz alternativer Produkte mit anderen Antibiotika-Wirkstoffen könnte der Grund für diesen signifikanten Unterschied sein. Sulfamethoxazol wird im menschlichen Körper zu 55% in den Hauptmetaboliten N4-Acetylsulfamethoxazol umgewandelt. Der vom Menschen ausgeschiedene Hauptmetabolit wird in der Kläranlage allerdings zu Sulfamethoxazol zurückgespalten. Für die Berechnungen und Analysen wurde daher immer die Summe aus Sulfamethoxazol und N4-Acetylsulfamethoxazol bestimmt. Aus den Kläranlagenmessdaten wurde eine Elimination von Sulfamethoxazol/N4-Acetylsulfamethoxazol von 69% ermittelt. Die Korrosionsschutzmittel Methylbenzotriazol und Benzotriazol werden neben dem Einsatz in Haushalts-Geschirrspülreinigern für industrielle Anwendungen wie der Flugzeugenteisung genutzt. Dieser auf Frostperioden beschränkte Einsatz hat allerdings selbst bei großen Flughäfen im Einzugsgebiet nur einen geringen Einfluss auf die jährliche Gesamtfracht. Die Messergebnisse für Benzotriazol zeigten, dass der pro-Kopf-Verbrauch in der Schweiz mit 3000 mg/Einwohner/Jahr fast viermal höher war als in Deutschland und Österreich (790 mg/Einwohner/Jahr). Im Gegensatz dazu lag der Verbrauch von Methylbenzotriazol mit 600 mg/Einwohner/Jahr nur halb so hoch wie in Deutschland und Österreich (1000 mg/Einwohner/Jahr). Die in dieser Studie ermittelte Kläranlagen-Elimination von Benzotriazol beträgt im Mittel 44%. Methylbenzotriazol ist ein Gemisch aus den Isomeren 4-Methylbenzotriazol und 5-Methylbenzotriazol, die in der Kläranlage unterschiedlich gut eliminiert werden. Daher hängt die Eliminationsleistung von Methylbenzotriazol (Summe von 4- und 5-Isomer) in einer Kläranlage nicht nur von deren Reinigungstechnik, sondern auch vom Verhältnis der beiden Isomere im Abwasser ab. Die künstlichen Süßstoffe Sucralose und Acesulfam wurden als persistente anthropogene Tracer ausgewählt. Während Acesulfam schon seit 30 Jahren in der EU eingesetzt wird, ist Sucralose dort erst seit 2004 zugelassen. Sucralose und Acesulfam sind polare, mobile Verbindungen und werden weder in der biologischen Abwasserreinigung noch im Gewässer abgebaut.

Modellberechnungen und Messungen im Einzugsgebiet

Die Durchschnittskonzentrationen der ausgewählten Substanzen in den 12 Zuflüssen wurden bei der Zuflussuntersuchung 2009 ermittelt. Die Messungen beschreiben die Situation der Zuflüsse kurz vor der Einmündung in den Bodensee zu vier Zeitpunkten. Die Situation im Einzugsgebiet wurde mit dem georeferenzierten Stoffflussmodell detaillierter untersucht. Ein Vergleich der gemessenen mit den berechneten Substanzfrachten in den 12 Zuflüssen zeigte eine sehr gute Übereinstimmung für nahezu alle

Substanzen. Lediglich die Frachten für Sucralose und Acesulfam wurden mit dem Modell geringfügig unterschätzt. Da im Modell die pro-Kopf-Emissionen zur Frachtberechnung herangezogen wurden, können somit bedeutende punktuelle Stoffemissionen aus Industrie und Gewerbe-Betriebe im Einzugsgebiet ausgeschlossen werden.

Modellierung der regionalen Verteilung der anthropogenen Spurenstoffe

Um die Substanzkonzentrationen mit höherer regionaler Auflösung im Einzugsgebiet erfassen zu können, wurde mit dem Modell für jeden Flussabschnitt unterhalb einer Kläranlageneinleitung die Substanzfracht und -konzentration berechnet. In Abb. 2.8 wird am Beispiel Diclofenac die Konzentrationsverteilung in den Flussabschnitten illustriert. Die Steinach zeigt für alle Leitsubstanzen die höchsten Konzentrationen. Im Einzugsgebiet der Flüsse Dornbirnerach und Schussen wurden für die meisten Substanzen erhöhte Konzentrationen gefunden. Dafür verantwortlich ist der relativ hohe Abwasseranteil, welcher bei Niedrigwasser, z.B. für die Schussen ca. 30% und für die Steinach sogar bis zu 80% beträgt. Für die zwei größten Flüsse, Rhein und Bregenzerach, wurden die niedrigsten Konzentrationen für alle Substanzen vorhergesagt. Der Abwasseranteil liegt bei beiden Flüssen unter 1%. Die restlichen sieben untersuchten Zuflüsse weisen einen Abwasseranteil von 1,6 % bis 8,3 % auf.

Bei der räumlichen Konzentrationsverteilung zeigt sich ein klarer Unterschied zwischen den alpinen/ländlichen Gebieten im Süden des Einzugsgebietes und den siedlungsgeprägten Gebieten im Nordosten und nahe beim Bodensee. Besonders deutlich ist dieser Unterschied bei Diclofenac, Methylbenzotriazol und Carbamazepin. Für Sucralose,

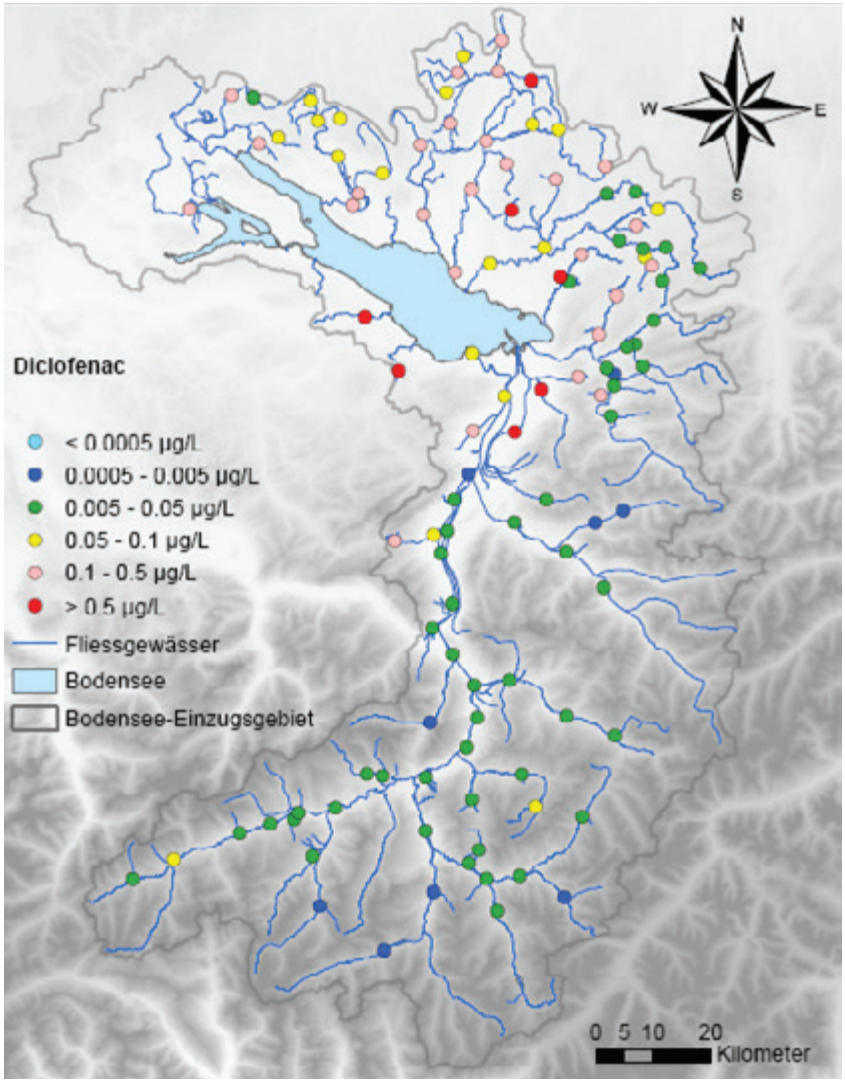


Abb. 2.8: Modellierte Diclofenac-Konzentrationen für die Flussabschnitte im Einzugsgebiet des Bodensees bei Niedrigwasserabfluss

Benzotriazol und Acesulfam ist dieser Siedlungseinfluss weniger deutlich erkennbar, da hier der höhere Konsum dieser Substanzen in der Schweiz die regionalen Landnutzungstendenzen überlagert.

Entsprechend den Modellberechnungen erfüllen bei Niedrigwasser einige Flussabschnitte der Schussen, der Rotach, der Seefelder Aach, der Dornbirnerach, das Alten Rhein und der Steinach die für die Schweiz vorgeschlagenen Werte des chronisches Qualitätskriteriums (CQK), welche nach der aktuellen technischen Richtlinie der Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet wurden, nicht. Für die Substanz Diclofenac liegt der CQK-Wert bei 0,05 µg/l und wurde in den meisten Flüssen zum Teil deutlich überschritten (Abb. 2.8).

Etwa 46% aller bewerteter Flussabschnitte sind bei Niedrigwasser von einer Überschreitung des chronischen Qualitätskriteriums betroffen. Durch den Vergleich des CQK-Wertes für Diclofenac mit modellierten Konzentrationen im Fluss auf Tagesbasis wird deutlich, dass es in einigen Flüssen auch bei Mittelwasser zu Überschreitungen des CQK-Wertes kommt. Der CQK-Wert für Sulfamethoxazol (0,12 µg/L) wurde in der Schussen und der Steinach und der für Carbamazepin (0,5 µg/L) nur in der Steinach überschritten. Die CQK-Werte der beiden Korrosionsschutzmittel überschreiten die modellierten Konzentrationen in keinem Flussabschnitt.

Eine einfache Abschätzung der Auswirkungen der Zuflusseinträge auf die Verhältnisse im Bodensee- Freiwasser lässt vermuten, dass für bestimmte Mikroverunreinigungen bei gleichbleibender Eintragssituation die Konzentrationen im See zunehmen werden (z.B. Sucralose, Diclofenac), für andere Stoffe wie Carbamazepin ein Fließgleichgewicht erreicht ist - Einträge und Austräge halten sich hier die Waage - und für z.B. das Antibiotikum Sulfamethoxazol von künftig abnehmenden Seekonzentrationen ausgegangen werden kann.

3 Kleine Seen in Baden-Württemberg

3.1 Federsee

Seit der „Trendwende“ 2005 mit der Rückkehr vom Algensee zum Makrophyten-See wird die Überwachung des Seezustandes jährlich – allerdings mit reduziertem Probenumfang fortgesetzt. 2010 wurden hierzu sechs Beprobungen im Zeitraum April bis November durchgeführt. Diese Probenzahl reicht jedoch noch aus, die Bewertung des Seezustande nach WRRL vorzunehmen.

Die an Seemitte erhaltenen Werte für Phosphor und Chlorophyll lagen im Mittel bei 51 µg/l beziehungsweise 12,7 µg/l. Damit zeigte der See auch im Jahr 2010 dem Seetyp „Flachseen“ entsprechende Trophiewerte, die im Bereich des Sollzustandes (e2) liegen und sogar niedriger als im Vorjahr waren

Die somit offensichtlich nachhaltige und anhaltende Besserung des Seezustands wird auch durch die Entwicklung des Phytoplanktons sowohl anhand der mikroskopischen Auswertungen als auch durch die Daten der Pigmentanalytik voll bestätigt: so war für 2010 insbesondere kennzeichnend, dass bei keiner Probenahme nennenswerte Entwicklungen von Blaualgen festzustellen waren. Neben Kieselalgen und Chrysophyceen stellten Cryptomonaden den Hauptteil der Biomasse (Abb. 3.1). Auch die Bewertung des Phytoplanktons nach WRRL ergab eine Übereinstimmung mit dem Sollzustand und es wurde somit das Prädikat „sehr gut“ erreicht (2009 noch gut, d.h. eine Stufe abweichend vom Sollzustand).

Beim Crustaceenplankton wurden nur 4 Proben entnommen. Dabei zeigten sowohl Copepoden wie Cladoceren vergleichsweise geringe Werte im Frühjahr, während sich im Herbst ausgeprägte Maxima ausgebildet wurden. Dabei dominierten unter den Cladoceren kleine Filtrierer wie *Bosmina* und *Ceriodaphnia*. Bei den Copepoden waren *Eudiaptomus graciloides* und *Mesocyclops leuckarti* dominant.

3.2 Feldsee

Einleitung

Der Feldsee ist ein 9 ha großer Karsee, dessen Becken in der letzten Eiszeit ausgeräumt wurde. Die maximale Tiefe beträgt 32 m. Er liegt auf über 1100 m ü. NN Höhe im Schwarzwald am Nordostrand des Feldbergmassivs. Das größtenteils bewaldete Einzugsgebiet ist nicht besiedelt

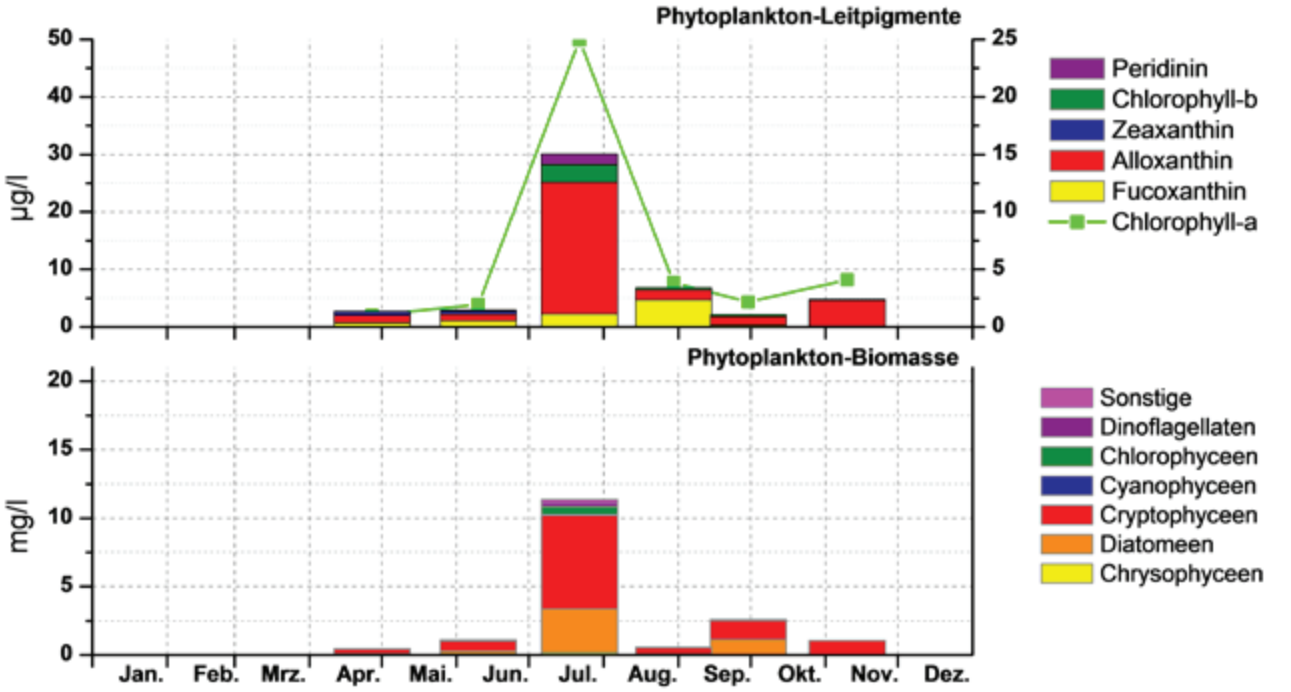


Abb. 3.1: Entwicklung der Algenbiomasse und Algenpigmente im Federsee 2010



Abb. 3.2: Feldsee im Herbst LUBW

und liegt im Naturschutzgebiet Feldberg. Der Hauptzufluss mündet am Westufer und führt zu einer theoretischen Austauschzeit von 193 Tagen.

Chemische Untersuchungen und Bewertung

Die letzte Intensivuntersuchung des ISF mit monatlicher Beprobung in 5 m Tiefenschritten fand im Jahr 1988 statt.

Der Feldsee bildet ab Frühsommer 2010 eine warme Deckschicht aus, das Tiefenwasser bleibt jedoch den ganzen Sommer bei 4,0 - 4,1°C und erwärmt sich nur kurzfristig bei der Herbstzirkulation Ende Oktober auf 4,5 °C.

Der Feldsee hat sehr weiches und wenig gepuffertes Wasser. Viele Schwarzwaldseen sind durch die geologisch bedingten geringen Hydrogenkarbonatgehalte versauerungsgefährdet. Die geringe Alkalinität von 0,15 mmol/l führt im Feldsee zu einer schwach ausgeprägten, aber spürbaren Pufferwirkung, so dass der pH-Mittelwert von Mai bis November 2010 mit 6,7 im neutralen Bereich bleibt und sich seit 1988 (pH 6,9) im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite kaum verändert hat. Die aktuellen Al-Gehalte, die bei saurem Milieu ansteigen würden, haben im Vergleich zu 1988 sogar etwas abgenommen. Damit erreicht der Feldsee zwar im Winter pH-Werte von 6,5, insgesamt sind aber keine gravierenden Auswirkungen der leichten Versauerung auf die Biozönose zu erwarten.

Die chemischen Parameter zeigen eine auf Grund der Höhenlage und des langen Winters kurze Vegetationszeit mit schneller Aufbau einer Schichtung und Sauerstoffdefiziten über dem Seegrund. Nach der Beschreibung im „Handbuch stehende Gewässer (LfU 1994)“ ist der Feldsee oligotroph mit geringem dystrophen Einfluss, oligohumos mit torfigem Sediment am Westufer und einer Laubdetritus-Auflage und vielen Holzresten am Seeboden. An den aktuellen Wasserparametern (z.B. SAK, DOC) ist dieser humose Einfluss bei den aktuellen Messungen nicht direkt zu erkennen. Es zeigt sich aber sehr schnell nach Beginn der Stratifikation im Frühsommer eine Abnahme der grundnahen Sauerstoffkonzentrationen und P-Freisetzung. Insbesondere die schnelle Reaktion des Seebodens auf die einsetzende Schichtung kann auch mit einer ständigen Zehrung durch Abbau der organischen Sedimentauflage zu tun haben.

Der aktuelle volumengewichtete Jahresmittelwert 2010 an Gesamtphosphor ist 6,2 µg/l und liegt damit etwas unter dem Jahresmittel von 1988 mit 9,7 µg/l. Bei diesem Vergleich ist allerdings zu berücksichtigen, dass 1988 vor allem hohe partikuläre P-Gehalte im August - wahrscheinlich infolge eine Algenblüte zum Probenahmetermin – zu einem höheren gesamt-P geführt hatten, während die geringen gelösten P-Gehalte 1988 (1,4 µg/l) durchaus mit den aktuellen Werte 2010 (1,7 µg/l) vergleichbar sind. Der Feldsee erreicht damit die geringsten P-Konzentrationen aller vom ISF untersuchten Schwarzwaldseen. In den einstelligen Bereich kommt nur noch der Titisee mit 8 µg P/l, der überwiegend aus dem Abfluss des Feldsees gespeist wird. Die Phosphorkonzentration zur Frühjahrszirkulation im Feldsee beträgt 5 µg/l und ist damit nicht mehr weit von LAWA Referenzzustand entfernt.

Wie bereits oben erwähnt, kommt es im Sommer zu Sauerstoffdefiziten über dem Seeboden und zur reduktiven P-Rücklösung aus dem Sediment in zwei Schüben im Juni und Sept./Okt. Die Parameter Mn, Fe, und NH_4 über Seegrund nehmen damit einhergehend zu. Im stabil geschichteten See erreichen die rückgelösten P-Verbindungen im Sommer jedoch nicht die lichtdurchflutete Produktionszone, so dass der Einfluss auf das Algenwachstum gering bleibt. Erst mit der Herbstzirkulation mischt sich der grundnahe Phosphor in die gesamt Wassersäule ein.

Die insgesamt geringen anorganischen N-Gehalte (Jahresmittel 0,26 mg/l) mit Nitrat als Hauptkomponente nehmen im sommerlichen Epilimnion erwartungsgemäß ab.

Tab. 3.1: Vergleich wichtiger Parameter 1988 und 2010

Feldsee		1988	2010
Parameter	Einheit	vol.gew. Jahresmittel (05-11)	
Temp.	°C	6,5	6,1
Sichtt.	m	3,6	6,3
Leitf	µS/cm	23,0	19,8
pH		6,9	6,7
Härte	1/2 mmol/l	0,15	0,15
Alkalinität	mmol/l	0,15	0,15
ges-P	µg/l	9,7	6,2
gel-P	µg/l	1,4	1,7
o-P	µg/l	0,1	0,5
O_2	mg/l	8,9	8,3
an.-N	mg/l	0,265	0,262
NH_4-N	µg/l	12,5	17,2
SiO_2-Si	µg/l	1397	1892
Fe	µg/l	165	192
Mn	µg/l	--	20,5
Cl	mg/l	0,9	0,59
As gel.	µg/l	--	<0,5
Al gel.	µg/l	14,9	8,4
Zn gel.	µg/l	--	<2
Cu gel.	µg/l	--	0,5
Chloro 0 - 20m	µg/l	--	2,4
		Extrema 1m ü. Grund (Monat)	
O_2 Min	mg/l	0,45(10)	0,1(09-10)
ges-P Max	µg/l	146(07)	56,4(09)
NH_4-N Max	µg/l	570(05)	595(09)
Fe Max	µg/l	6838(05)	9133(09)
Mn Max	µg/l	--	650(06)

Dennoch bleibt ein gewisses Polster an Nitrat-N auch im Sommer erhalten.

Insgesamt ergibt die LAWA-Bewertung mit P, Sichttiefe und Chlorophyll a einen oligotrophen Zustand im Feldsee, der dem Referenzzustand entspricht. Die gefundenen Schwermetallkonzentrationen zeigen keine lokalen anthropogenen Einträge im Einzugsgebiet an. Auch Chlorid als Anzeiger vielfältiger anthropogener Nutzungen ist hier mit 0,6 mg/l außerordentlich gering.

Die seit den 50er Jahren erstmals wieder 2010 untersuchte Planktonentwicklung im Feldsee zeigte immer noch das charakteristische Bild eines oligotrophen Schwarzwaldsees. Diese ergibt sich nicht nur aus den schon oben aufgeführten niedrigen Phosphor- und Chlorophyllwerten, sondern zeigt sich auch deutlich an Menge und Zusammensetzung des Phytoplanktons, das ganzjährig von Kieselalgen (v.a. pennate Arten) und Chrysophyceen (v. a. Arten der Gattung *Mallomonas*) (Abb. 3.3 und 3.5) dominiert wird. Das wird auch durch die hohen prozentualen Anteile von Fucoxanthin – des Leitpigments für beide Gruppen erkennbar. Nur während der Frühjahrsblüte im Mai wurden daneben noch grössere Mengen Dinoflagellaten beobachtet, zu der vor allem die Art *Gymnodinium lantzschii* beitrugen (Abb. 3.3 unten). Diese spiegelte sich auch in einem

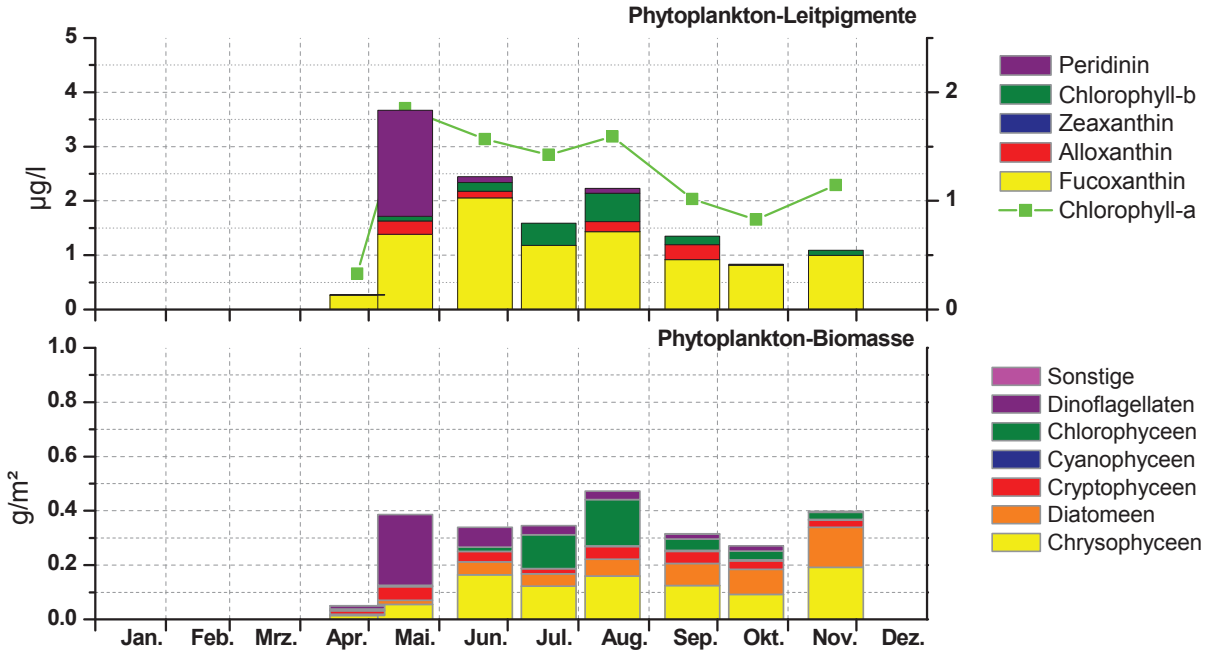


Abb. 3.3: Entwicklung der Algenbiomasse und Algenpigmente im Feldsee 2010

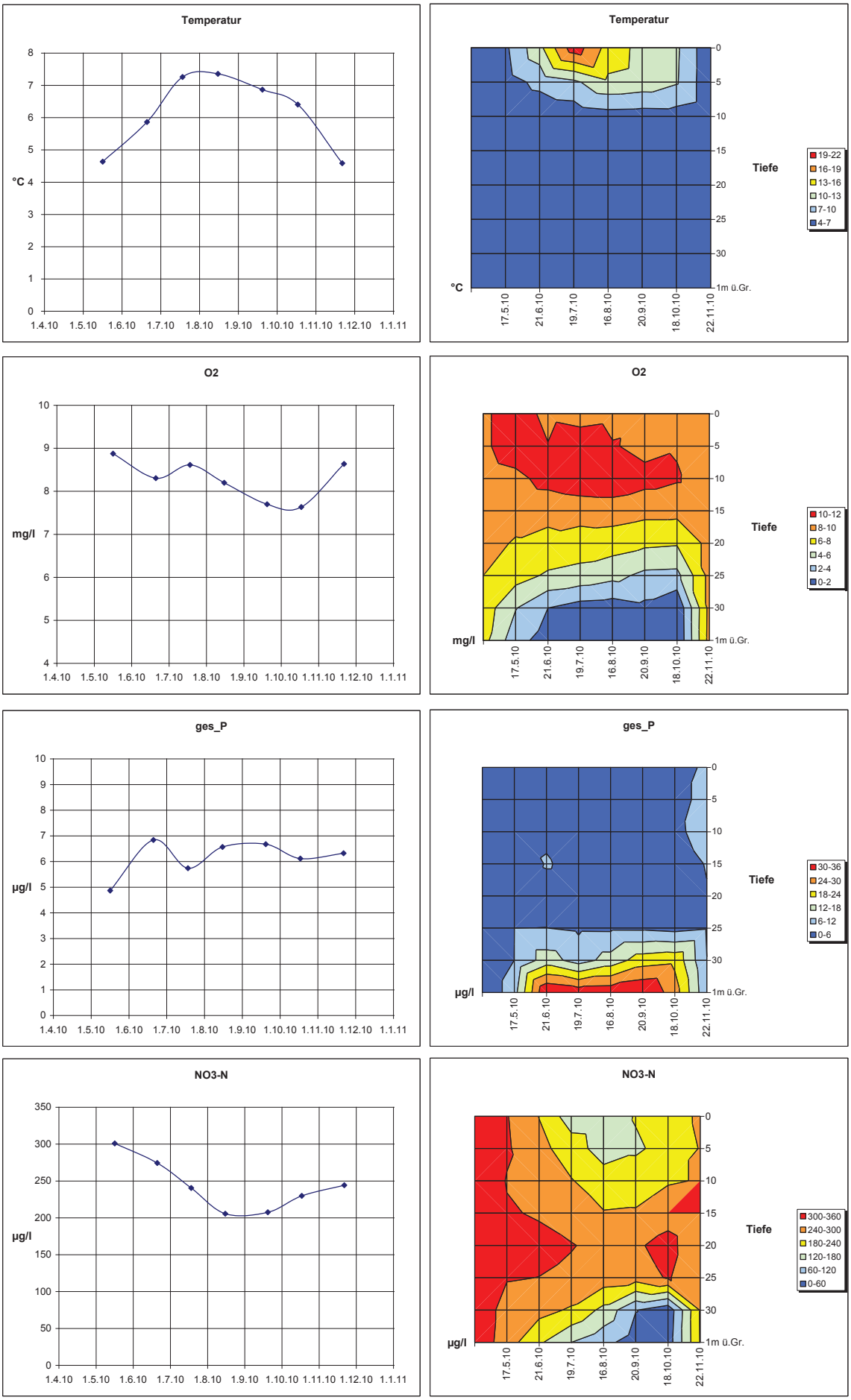


Abb. 3.4: Isoplethen wichtiger chemischer Parameter im Feldsee 2010



Abb. 3.5: Mallomonas acaroides zeigt den oligotrophen Charakter des Feldsees

LUBW

Anstieg des Leitpigments Peridinin wider. Im Sommer waren ansonsten neben den nach wie vor dominanten Kieselalgen und Chrysophyceen mehr Grünalgen vertreten, vor allem mit den Gattungen *Oocystis* und *Eutretramorus* (Abb. 3.3 oben).

Auch hinsichtlich des Kriteriums Phytoplankton entsprach der See 2010 voll dem Referenzzustand für den Seetyp „geschichtete oligotrophe Seen kalkarmer Mittelgebirge" und weist nach EU-WRRL somit einen „sehr guten" Zustand auf.

Das Crustaceenplankton zeigte ein für oligotrophe Seen zu erwartendes niedriges Abundanzniveau. Dabei kam es im April zu einem ersten Maximum der Copepoden, während die Cladoceren erst im Mai anstiegen und im Juni ihr Maximum erreichten. Danach nahmen die Abundanzen bei den Copepoden stetig, bei den Cladoceren zunächst stark und nach einem Zwischenanstieg im August ebenfalls stetig bis Jahresende ab. Bei den Cladoceren dominierten große Filtrierer wie *Daphnia longspina* und die für Schwarzwaldseen typische Art *Holopedium gibberium*, während kleine Filtrierer wie *Bosmina* in vergleichsweise geringen Abundanzen vorkamen. Bei den Copepoden war die Art Cyclops abyssorum sehr dominant, daneben war auch Acanthodiaptomus denticornus regelmäßig vertreten.

3.3 Linachtalsperre

Einleitung

Die 11 ha große Linachtalsperre bei Vöhrenbach wurde schon in den 1920er Jahren erbaut und viele Jahrzehnte zur Energiegewinnung durch Wasserkraft genutzt. Nachdem die Standsicherheit der Gewölbereihenstaumauer nicht mehr gewährleistet werden konnte, wurde 1988 das Wasser abgelassen. Nach Sanierung der Staumauer in den Jahren 2006/07 ist seit Ende 2007 die Talsperre wieder eingestaut. Die Seefläche beträgt ca. 11 ha bei einer Maximaltiefe von 23 m. Der hohe Zufluss der Linach führt zu einer theoretischen Erneuerung des Wasserkörpers von etwa zehnmal pro Jahr.

Die letzte Intensivuntersuchung des ISF mit monatlicher Beprobung fand im Jahr 1988 statt. Damals war die Talsperre bereits nicht mehr eingestaut, so dass nur Zu- und Abfluss beprobt werden konnten. Ältere Untersuchungen im eingestauten Zustand datieren aus den 1950er Jahren. Im Jahr nach dem Wiederaufstau (2008) wurden lediglich an zwei Terminen Tiefen-Mischproben untersucht.



Abb. 3.6: Linachtalsperre mit Staumauer im Hintergrund

LUBW

Chemische Untersuchungen und Bewertung

Die Linachtalsperre bildet ab dem Frühsommer 2010 eine klar ausgeprägte thermische Schichtung mit warmer Deckschicht aus. Durch den hohen Zu- und Abfluss erwärmt sich auch das Tiefenwasser von Ende Juli bis Mitte Oktober auf 10 - 12°C.

Der pH-Wert liegt im Mittel des untersuchten Zeitraumes von April bis November bei 7,9. Der Einfluss des Algen-

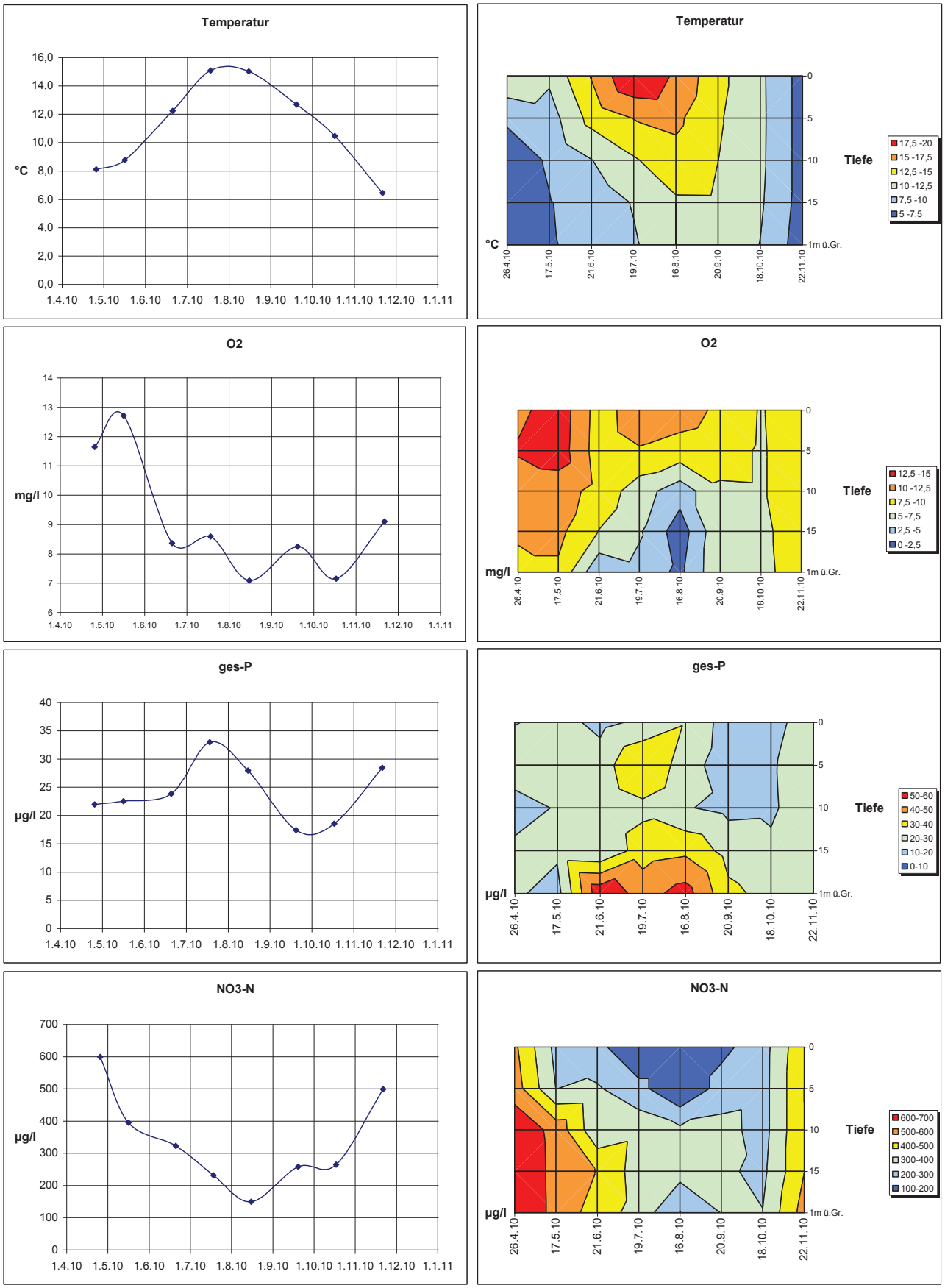


Abb. 3.7: Volumengewichtete Monatswerte und Isoplethen wichtiger chemischer Parameter in der Linachtalsperre 2010

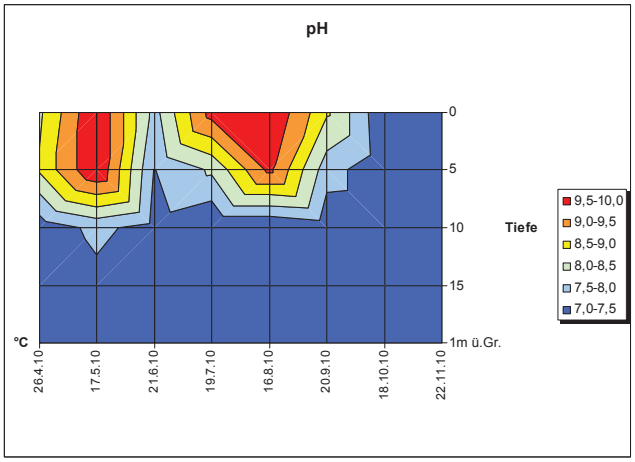


Abb. 3.8: pH-Isoplethen

wachstums auf die Zunahme der epilimnischen pH-Werte zeigt sich deutlich im Mai und Juli/August (Abb. 3.8). Die Parameter Leitfähigkeit, Härte und Alkalinität sind für einen elektrolytarmen, weichen und nur schwach gepufferten Schwarzwaldsee typisch.

Die mittlere Gesamtphosphor-Konzentration liegt aktuell bei 24 µg/l und hat im Vergleich zu den Messungen in den 1950er Jahren etwas abgenommen. Die P-Daten von 2008 lagen in der gleichen Größenordnung wie heute. Die P-Konzentrationen im Zufluss sind 2010 etwas höher als bei den regelmäßigen Untersuchungen von 1988 und deuten mit ihrem Mittelwert von etwa 40 µg/l (1988: 36 µg/l) auf anthropogene Einflüsse im Einzugsgebiet hin.

Tab. 3.2: Vergleich wichtiger Parameter 1955 und 2010

Linachtalsperre		ca. 1955	2010
Parameter	Einheit	**vol.gew. Jahresmittel (04-11)**	
Temp.	°C		11,9
Sichtt.	m		3,5
Leitf	µS/cm		58,4
pH		6,5-8	7,9
Härte	1/2 mmol/l		0,38
Alkalinität	mmol/l		0,35
ges-P	µg/l	ca. 30	24
gel-P	µg/l		12
o-P	µg/l		3,8
O_2	mg/l		9,1
an.-N	mg/l	ca. 0,42	0,42
NH_4-N	µg/l	10-135	78,7
SiO_2-Si	µg/l		2813
Fe	µg/l		186
Mn	µg/l		28
Cl	mg/l		5,3
As gel.	µg/l		1,1
Al gel.	µg/l		5,7
Zn gel.	µg/l		<2
Cu gel.	µg/l		1,1
Chloro 0 - 20m	µg/l		8,8
			Extrema 1m ü. Grund (Monat)
O_2 Min	mg/l		1,2 (08)
ges-P Max	µg/l		57,6 (06)
NH_4-N Max	µg/l		278 (08)
Fe Max	µg/l		1139 (06)
Mn Max	µg/l		208 (06)

Die Algenblüten im Mai und Juli/August sind neben dem oben erwähnten pH-Maxima auch an der Zunahme von Chlorophyll a und partikulärem P zu erkennen. Im Jahr 2008 nach dem Wiederaufstau fiel das Chlorophyll-Maximum mit 52 µg/l noch deutlicher aus als 2010 mit 21 µg/l.

Im Verlauf des Frühsommers zeigt sich nach der ersten Algenblüte im Mai ein deutlich ausgeprägtes Klarwasserstadium mit hoher Sichttiefe (Juni: 6,0 m, Mai: 1,5 m) und niedrigen Chlorophyllwerten (Juni: 0,3 µg/l, Mai: 14,9 µg/l).

Das durch die Algenproduktion verbrauchte Nitrat wird nicht in ausreichendem Maße durch den Zufluss nachgeliefert, so dass es von Juli bis September zu deutlichen Nitrat-Defiziten kommt (Abb. 3.7). In der Oberflächenwasserprobe im August ist dieser Nährstoff gar nicht mehr nachweisbar. Diese Konstellation mit Nitratmangel und weiterem P-Nachschub begünstigt die Bildung von Blaualgen. Die Jahresmittelwerte des gesamten anorganischen Stickstoffs (Nitrat, Nitrit und Ammonium) sind bei allen Untersuchungen 1955, 2008 und 2010 gleich bei etwa 0,42 mg/l.

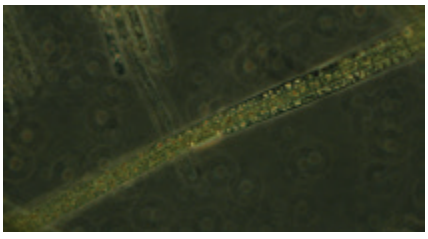


Abb. 3.9: Aphanizomenon flos-aquae zeigt, dass in der Linachtalsperre einerseits das trophische Niveau hoch ist, andererseits dieser wiederaufgestaute See noch nicht im Gleichgewicht ist.

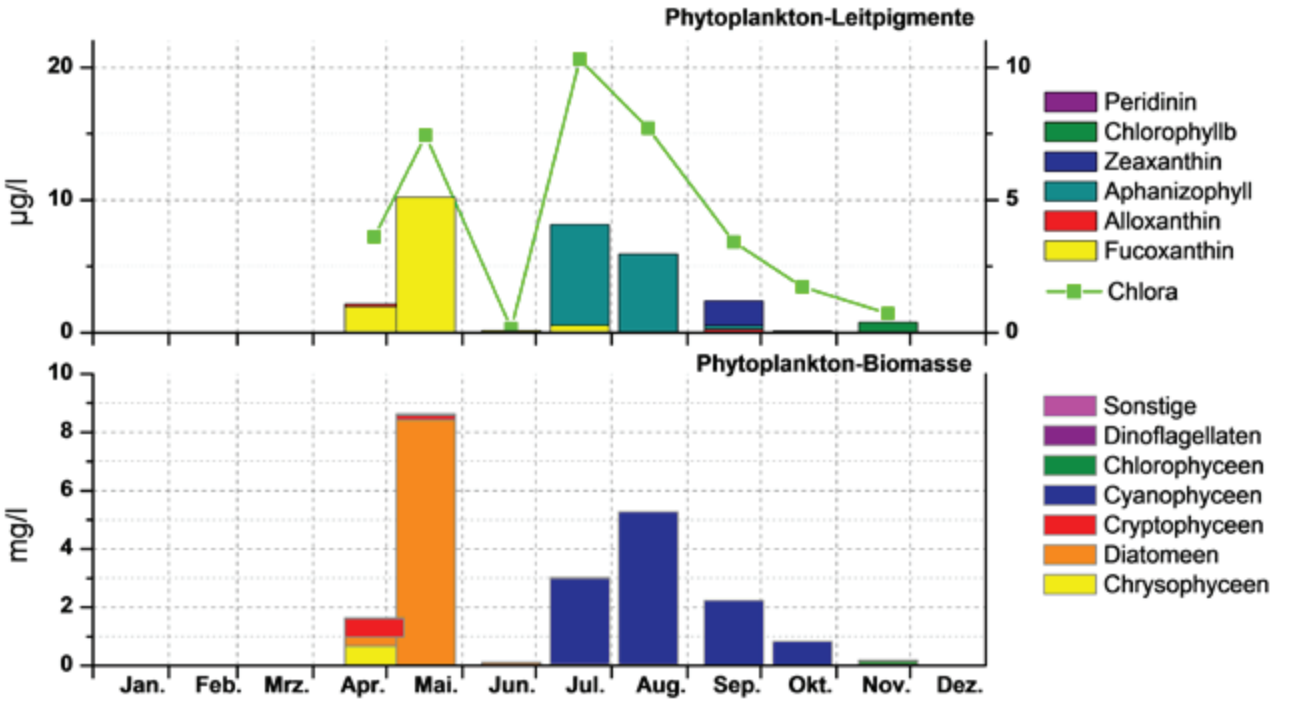


Abb. 3.10: Entwicklung der Algenbiomasse und Algenpigmente in der Linachtalsperre 2010

Der Abbau von Biomasse führt schon ab Juni zu einem deutlichen Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen über dem Seegrund mit einem Minimum im August von nur 1,2 mg/l. Die Zunahme der P-Konzentrationen über dem Seegrund mit Maxima im Juni und August geht einher mit einem Anstieg der Eisen-, Mangan- und Ammonium-Konzentrationen und deutet auf eine reduktive Rücklösung von P aus dem Sediment hin. Bei dem hohen Durchfluss dürfte aber der Einfluss des rückgelösten Phosphors auf die Algenproduktion im Vergleich zum Eintrag durch den Zufluss gering sein.

Die Trophie nach LAWA weist für die Parameter Phosphor und Sichttiefe auf einen mesotrophen Zustand hin, während die Chlorophyll a Werte sogar den eutroph1-Zustand anzeigen. Als gewichteter Mittelwert nach LAWA ergibt sich ein mesotropher Zustand. Der auf Grund der Beckenform berechnete Referenzzustand liegt ebenfalls im mesotrophen Bereich, nach dem Einzugsgebiet ergibt sich aber ein oligotropher Zustand. Insgesamt hat die Linachtalsperre damit eine Abweichung von maximal einer Trophiestufe vom Referenzzustand.

Die seit dem Wiederaufstau erstmals auf Plankton untersuchte Talsperre zeigte gegenüber dem Feldsee nicht nur aufgrund höherer Phosphor- und Chlorophyllwerte, sondern auch im Hinblick auf die Phytoplankton-Zusammensetzung ein deutlich höheres trophisches Niveau. Das Frühjahrsmaximum im Mai war zwar noch deutlich durch Kieselalgen (hohe Dominanz von Arten der Gattung *Fragilaria*, die über 75% des Gesamtbiovolumens ausmachten) bestimmt, was auch in einem Maximum des Leitpigments Fucoxanthin zum Ausdruck kam (Abb. 3.10). Nach einem darauf folgenden ausgeprägten Klarwasserstadium kam es jedoch im Juli und August zu einer massiven Blüte von Blaualgen, die durch die Art *Aphanizomenon flos aquae* (Abb. 3.9) dominiert war. Diese wurde bei der Pigmentanalytik durch das Pigment Aphanizophyll erkennbar, während das sonst für Blaualgenblüten verwendete Leitpigment Zeaxanthin zu dieser Zeit keinen Anstieg aufwies, und erst in den Monaten September und Oktober in größeren Mengen auftrat. In diesen Monaten dominierten immer noch die Aphanizomenon-Arten, jedoch in deutlich geringeren Biomassen. Im November waren bei insgesamt niedrigem Biomasseniveau kolonie-bildende Grünalgen der Gattung *Volvox* dominant (Abb. 3.10).

Aufgrund der erhöhten Biomassewerte und vor allem aufgrund der sommerlichen Blaualgenentwicklungen weicht der See bezüglich des Kriteriums Phytoplankton um mehr als eine Stufe vom für Stauseen dieses Typs definierten

Sollzustand ab. Allerdings muss bei dieser Bewertung auch berücksichtigt werden, dass der See sich wegen des erst vor drei Jahren erfolgten Wiedereinstaus wahrscheinlich noch nicht im Gleichgewicht befindet.

3.4 Schluchsee

Der seit 2000 schon zweimal im Rahmen des chemischen Überwachungsprogramms beprobte Stausee befindet sich sowohl hinsichtlich Phosphor- und Chlorophyllgehalten mit gleich bleibenden Mittelwerten im Bereich von 10 bzw. 5 µg/l nahe dem oligotrophen Referenzzustand. Auch die 2010 zusätzlich erfasste Phytoplanktonentwicklung entspricht weitgehend diesem Zustand, jedoch zeigt der See einen weniger oligotrophen Charakter wie der nahe gelegene Feldsee. Gleichwohl dominieren im See ganzjährig Kieselalgen und Chrysophyceen. Die Frühjahrsblüte wird vor allem durch die Art *Asterionella formosa* bestimmt (Abb. 3.12), während die sommerlichen Kieselalgen von der Art *Fragilaria crotonensis* dominiert werden. Bei den Chrysophyceen überwiegt die Gattung *Mallomonas*. Diesem Bild entsprechend war das Pigment Fucocanthin auch ganzjährig dominant. Die im April und Oktober beobachteten erhöhten Anteile von Zeaxanthin sind dagegen nicht durch entsprechende Vorkommen von Blaualgen bestätigt (Abb. 3.11). Es wäre zu prüfen ob auch hier das verstärkte Auftreten von Pikoplankton Ursache für diese Diskrepanz sein könnte (siehe Beobachtungen im Bodensee).

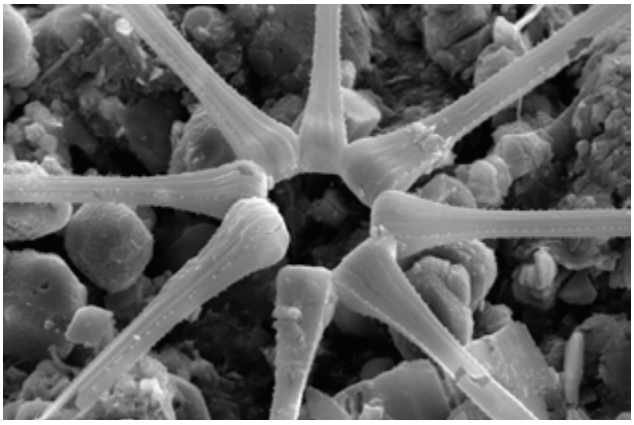


Abb. 3.12: Asterionella formosa ist die dominierende Phytoplankton-Art über längere Zeit im Schluchsee

LUBW

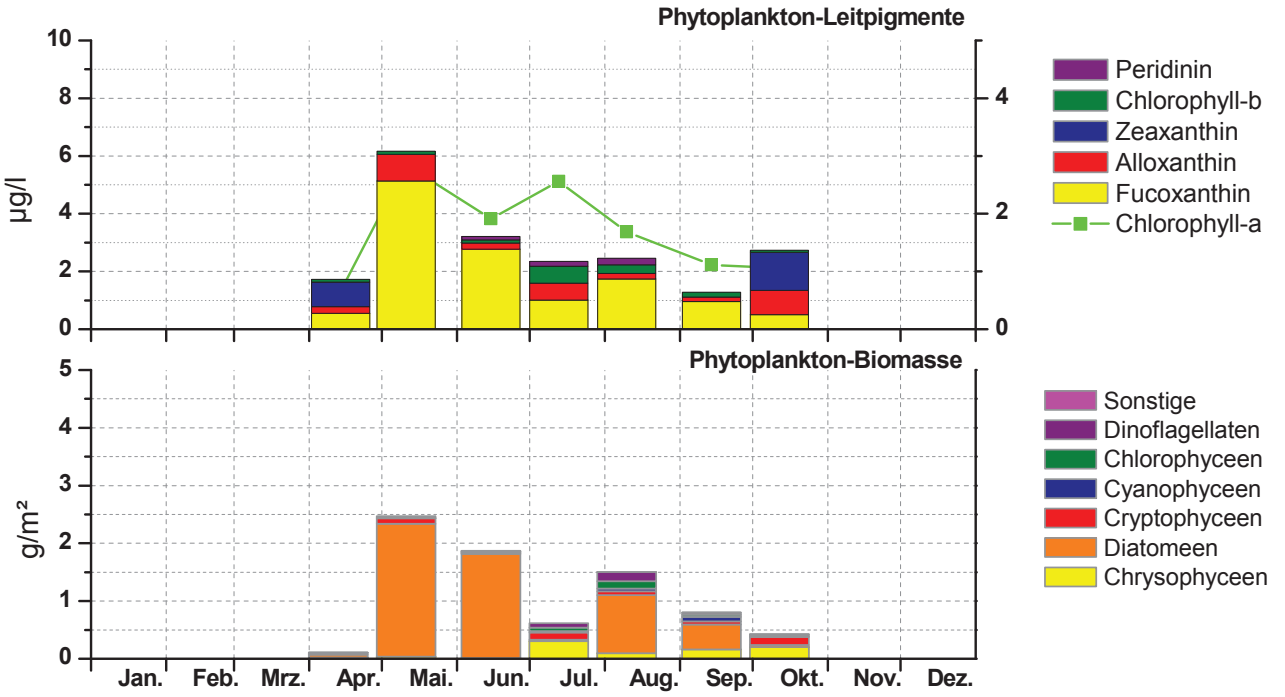


Abb. 3.11: Entwicklung der Algenbiomasse und Algenpigmente im Schluchsee 2010

LUBW

3.5 Pestizide

Zwischen Mai und Oktober wurden aus den vier kleinen Seen Schleinsee, Degersee, Feldsee und Linachtalsperre je sechs Stichproben auf über 60 Pestizide untersucht.

Im Schleinsee waren zehn Pestizide und ein Abbauprodukt nachweisbar. In allen sechs Proben wurde Atrazin, Terbutylazin und das Abbauprodukt Desethylterbutylazin gefunden. In einzelnen Proben wurden auch Spuren von Hexazinon, Metolachlor, Penconazole, Pirimicarb, Pendimethaline, Malathion, Propazin und Irgarol nachgewiesen. Die meisten Werte lagen nur knapp über der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l. Etwas erhöht waren die Ergebnisse von Desethylterbutylazin, Hexazinon und Malathion. Die höchste Konzentration wurde für Malathion mit 17,4 ng/l gemessen.

Im Degersee waren die Pestizide Ametryn und Terbutylazin und das Abbauprodukt Desethylterbutylazin in allen sechs Proben nachweisbar.

In einzelnen Proben wurden auch Spuren von Atrazin, Chlorfenvinphos, Hexazinon, Metazachlor, Metolachlor, Naprobamide, Penconazole, Malathion, Propazin, Prometryn, Secbumeton, Simazin, Terbutryn und Irgarol nachgewiesen. Die meisten Werte lagen nur knapp über der Bestimmungsgrenze. Etwas erhöht waren die Werte von Desethylterbutylazin, Hexazinon, Malathion und Naprobamide. Der höchste Wert wurde mit 11,0 ng/l beim Malathion gemessen.

Im Feldsee gab es nur einzelne positive Befunde der zwei Pestizide Metolachlor und Pendimethaline und von dem Abbauprodukt Desethylterbutylazin. Alle Werte liegen nur knapp über der Bestimmungsgrenze.

In der Linachtalsperre wurde nur einmal Metolachlor und in zwei Proben das Abbauprodukt Desethylterbutylazin in Spuren nachgewiesen.

Schleinsee und Degersee liegen in einem Gebiet mit intensivem Obstanbau, der Feldsee und die Linachtalsperre liegen dagegen im Hochschwarzwald. Dort wird das Einzugsgebiet von Wald und Grünland dominiert. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Pestiziduntersuchung wider.

4 Methoden und Konzepte

4.1 Schwebstoffeinträge in den Bodensee

Im Rahmen einer betreuten Praktikumsarbeit wurden am ISF Untersuchungen zu Schwebstoffeinträgen in den Bodensee, Schwebstoffgehalten, Trübung und Transmission des Wassers durchgeführt. Ziel war zum einen ein besseres Verständnis über die Vergleichbarkeit verschiedener Messmethoden und –geräte zu erlangen. Zum anderen sollten Messdaten aus dem Bodensee und den Zuflüssen ausgewertet und interpretiert werden, um die Vorgänge des Schwebstoffeintrags und der -ausbreitung besser zu verstehen und beschreiben zu können.

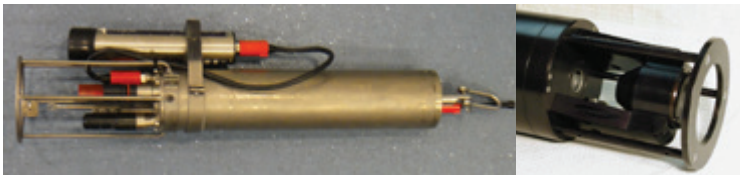


Abb. 4.1: Links: Die Multisonde CTM 145 welche u.a. über einen Transmissionssensor verfügt. Rechts: Die LISST-Sonde, welche die Partikelmenge und Korngrößenverteilung mittels Laser-Diffraktion bestimmt.

LUBW

Neben einem allgemeinen limnologischen Interesse an den Vorgängen, welche die Trübung von Wasserkörpern im Bodensee bestimmen, gibt es auch sehr angewandte Fragestellungen, für welche die Ergebnisse dieser Untersuchungen von Bedeutung sind. Für die Trinkwasserversorger, insbesondere wenn sie im Einflussbereich von Flusswasserfahnen liegen, hat die Trübung eine hohe Bedeutung, da sie die Wasseraufbereitung erschwert. Fische reagieren teilweise ebenfalls empfindlich auf die Schwebstoffgehalte des Wassers. Die Sedimentation von Partikeln kann zudem Einfluss auf die Entwicklung von Fischeiern auf dem Seeboden haben. Das Verständnis der Schwebstoffausbreitungsprozesse ist daher auch für die Fischerei von Interesse.

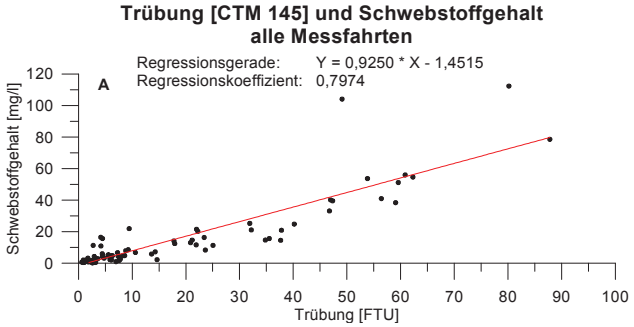


Abb. 4.2: Vergleich der Trübungsmessungen der Sonde CTM145 mit den Schwebstoffgehalten an verschiedenen Messstationen zu mehreren Terminen. Trotz der stochasitischen Streuungen liegt ein deutlicher quantitativer Zusammenhang zwischen den beiden Messgrößen vor.

LUBW

Verschiedene Messprinzipien (Streuung, Transmission, Diffraktion) und Messgeräte wurden gegeneinander verglichen und den Schwebstoffgehalten, welche durch Druckfiltration von der Wasserproben bestimmt wurden, gegenübergestellt. Die Ergebnisse zeigen einerseits durchaus markanten Unterschiede, welche sich aus den Messunsicherheiten und der fehlenden direkten Vergleichbarkeit der Messgrößen ergeben, andererseits ist in der Regel aber ein deutlicher quantitativer Zusammenhang gegeben (Abb. 4.2).

Neben den Sondenmessungen im Bodensee, welche während der Praktikumsarbeit durchgeführt wurden, wurden auch langjährige Zeitreihen aus den Zuflüssen und den im See durchgeführten Beobachtungsprogrammen analysiert. In zahlreichen Fällen lassen sich Trübungsfahnen im See bestimmten Hochwasserereignissen in den Zuflüssen zuordnen und mitunter auch zeitversetzt an mehreren Messstellen im See verfolgen (Abb. 4.3).

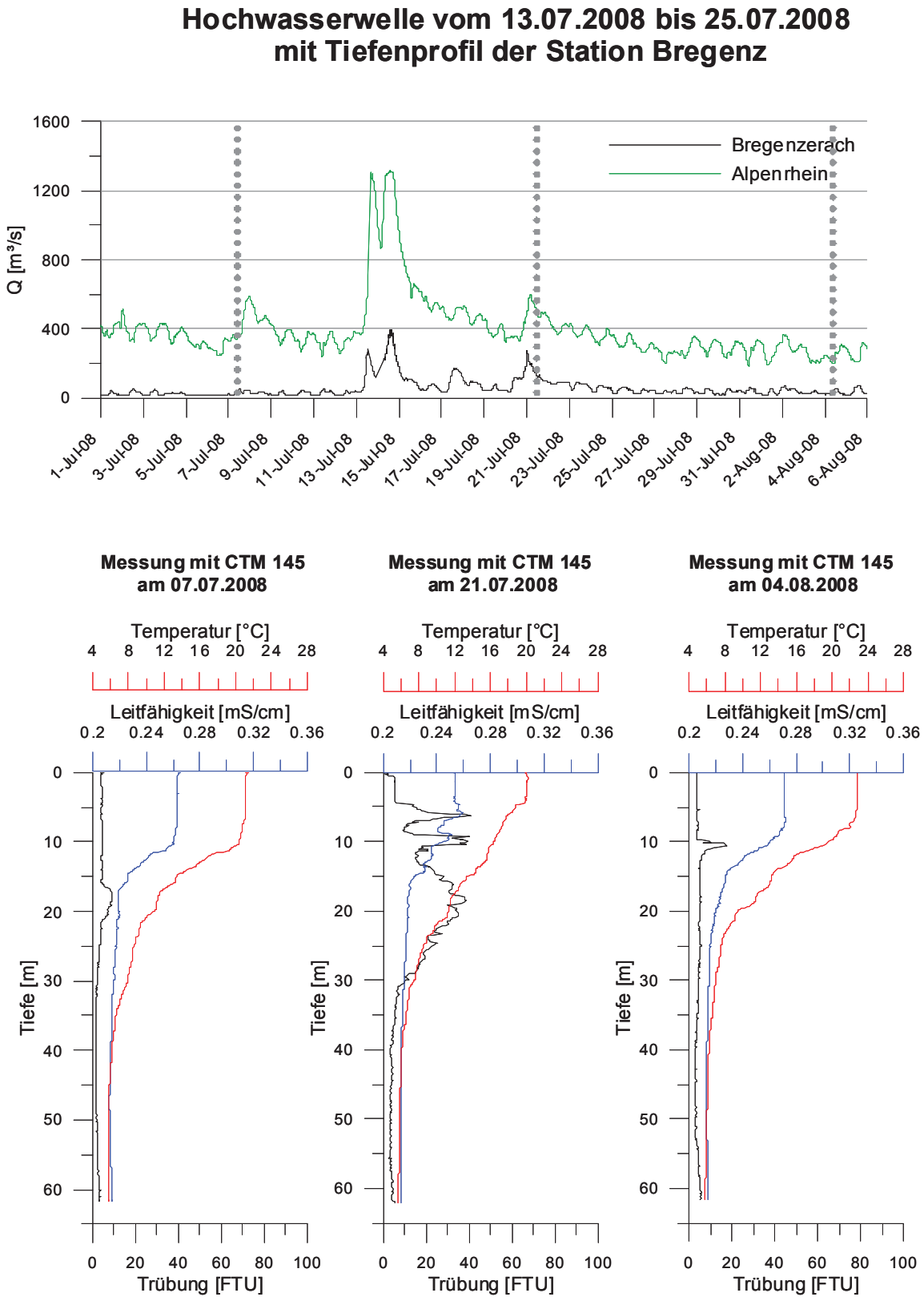


Abb. 4.3: Oben: Abflussmengen des Alpenrheins und der Bregenzerach im Zeitbereich vom 1.7. bis 6.8.2008. Unten: Drei zeitlich aufeinanderfolgend Messprofile zur Temperatur, Leitfähigkeit und Trübung in der Mitte der Bregenzer Bucht (vgl. gepunktete Markierungen in der oberen Graphik).

4.2 Monitoring Kleine Seen - das Envi-WatchSystem

Neben dem Bodensee existiert in Baden Württemberg eine Vielzahl von kleinen Seen (4000 Seen und Weiher mit einer Fläche > 0.2 h), die sehr unterschiedliche Größencharakteristika und limnologische Verhältnisse aufweisen und die mitunter auch mit sehr spezifischen Problemen konfrontiert sind – wie z.B.: im ländlichen Raum kleine Seen die mit einer starken Eutrophierung zu kämpfen haben. Die Beprobung der weit im Land verteilten Seen und die Gewinnung von Messwerten gestaltet sich häufig nicht einfach und der Aufwand, um ein relativ geschlossenes Bild über die Variationen wichtiger Parameter im Jahresverlauf zu erhalten ist recht groß. Mit klassischen Methoden – dem Befahren des Sees mit einem Boot und der nachfolgenden Probennahme – kann die Bearbeitung bereits eines Sees bis zu einem Tag in Anspruch nehmen. Daraus resultiert, dass diese kleinen Seen häufig nur im Abstand von etwa einem Monat untersucht werden können und relativ wenig bekannt ist über die Verhältnisse in den Zeiten zwischen den Beprobungen.

Aufgrund dessen werden seit geraumer Zeit auch stationäre Verankerungen in den Seen eingebracht, an denen kontinuierlich messende Sensoren und zugehörige Datenlogger angebracht werden. Dazu zählen u.a. Messungen, die mit sogenannten Thermistorketten gemacht werden und die Auskunft über die jahreszeitliche Entwicklung der Wassertemperaturen in unterschiedlichen Wassertiefen der Seen geben. Diese Thermistorketten können über mehrere Monate hinweg autonom messen. Die Daten werden am Ende einer Messperiode ausgelesen und liefern dann wertvolle Informationen zu den thermischen Schichtungsverhältnissen und den vertikalen Mischungsprozessen im untersuchten See.

Seit nunmehr zwei Jahren sind die Möglichkeiten zur Seenüberwachung mit Einführung eines neuen Beobachtungssystems – dem EnviWatch-Datenloggersystem - am ISF deutlich besser geworden (Abb. 4.4 und Abb. 4.5). Dieses neue EnviWatch-System besteht aus einer Datenloggerplattform, die flexibel mit bis zu 48 externen Sensoren erweitert werden kann. Dieses System modularer Sensoren kann je nach Anforderung und Notwendigkeit für einen bestimmten See zusammengestellt werden. Die aktuell gemessenen Daten werden mittels GPRS-Funk online zur Verfügung gestellt, wobei die Frequenz der Übermittlung der Daten frei wählbar ist und zwischen Minuten oder Tagen variierbar ist. Das System ist durch folgende Charakteristika gekennzeichnet :

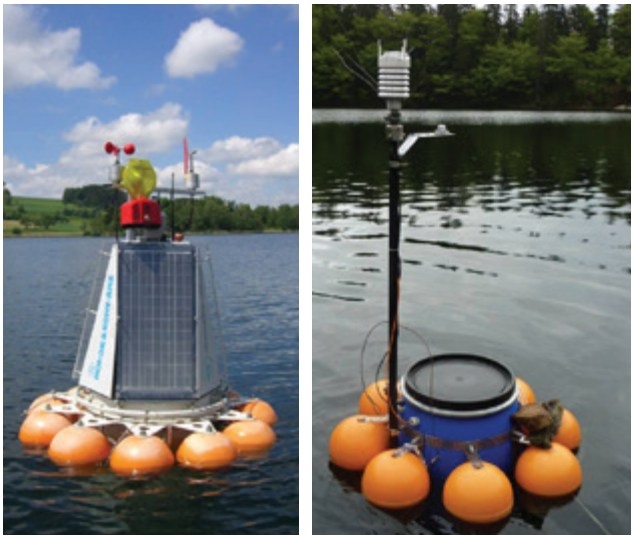


Abb. 4.4: Messbojen LUBW

- Messstationen an beliebigen Orten einsetzbar
- Sehr geringer Energieverbrauch
- Autonome Einzelstationen oder Messnetze
- Automatische Datenfernübertragung (DFÜ) per GPRS/ Internet
- Sensorik für klimatologische, hydrologische, bodenkundliche und industrielle Messdaten
- Echtzeitnahe Daten durch beliebiges Sendeintervall
- Zugriff /Bearbeitung von jedem internetfähigen Ort der Welt
- Einfachste Bedienung
- Hervorragende Kosten-Nutzen-Relation
- Bidirektionale Kommunikation mit der Messstation über das Internet

In der Standardausstattung wie sie durch das Institut für Seenforschung zum Seenmonitoring eingesetzt wird, liefern die EnviWatch-Systeme einen umfangreichen Datensatz zur Meteorologie über einem See, zu physikalischen Parametern im See und zu einzelnen Wasserqualitätsparametern. Dazu können an den Enviwatch-Datenlogger verschiedene Sensoren über eine SDI12-Schnittstelle angeschlossen werden. Dieser Schnittstellenstandard ist sehr

flexibel und ermöglicht die Anbindung von kaskadierten Meßgeräten und somit einer Vielzahl von Sensoren. Im Standardmeßprogramm des ISF für kleine Seen werden dazu ein Kombisensorkopf zur Messung meteorologischer Parameter und eine Multiparametersonde angeschlossen.

Der Kombisensorkopf misst folgende Parameter :

- Lufttemperatur
- Windgeschwindigkeit
- Windrichtung
- Globalstrahlung
- Luftdruck

Die Multiparametersonde kann der Messaufgabe entsprechend mit verschiedenen Sensoren ausgerüstet werden. Üblicherweise werden folgende Parameter aufgenommen

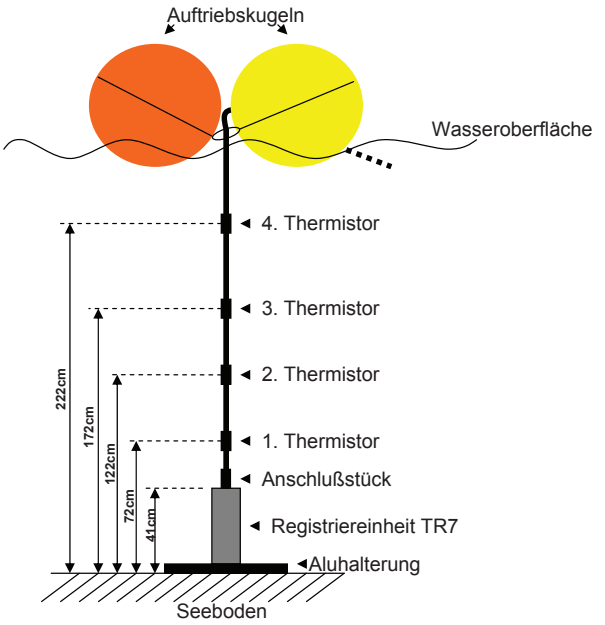


Abb. 4.5: Schematische Darstellung einer Verankerung mit Messgeräten

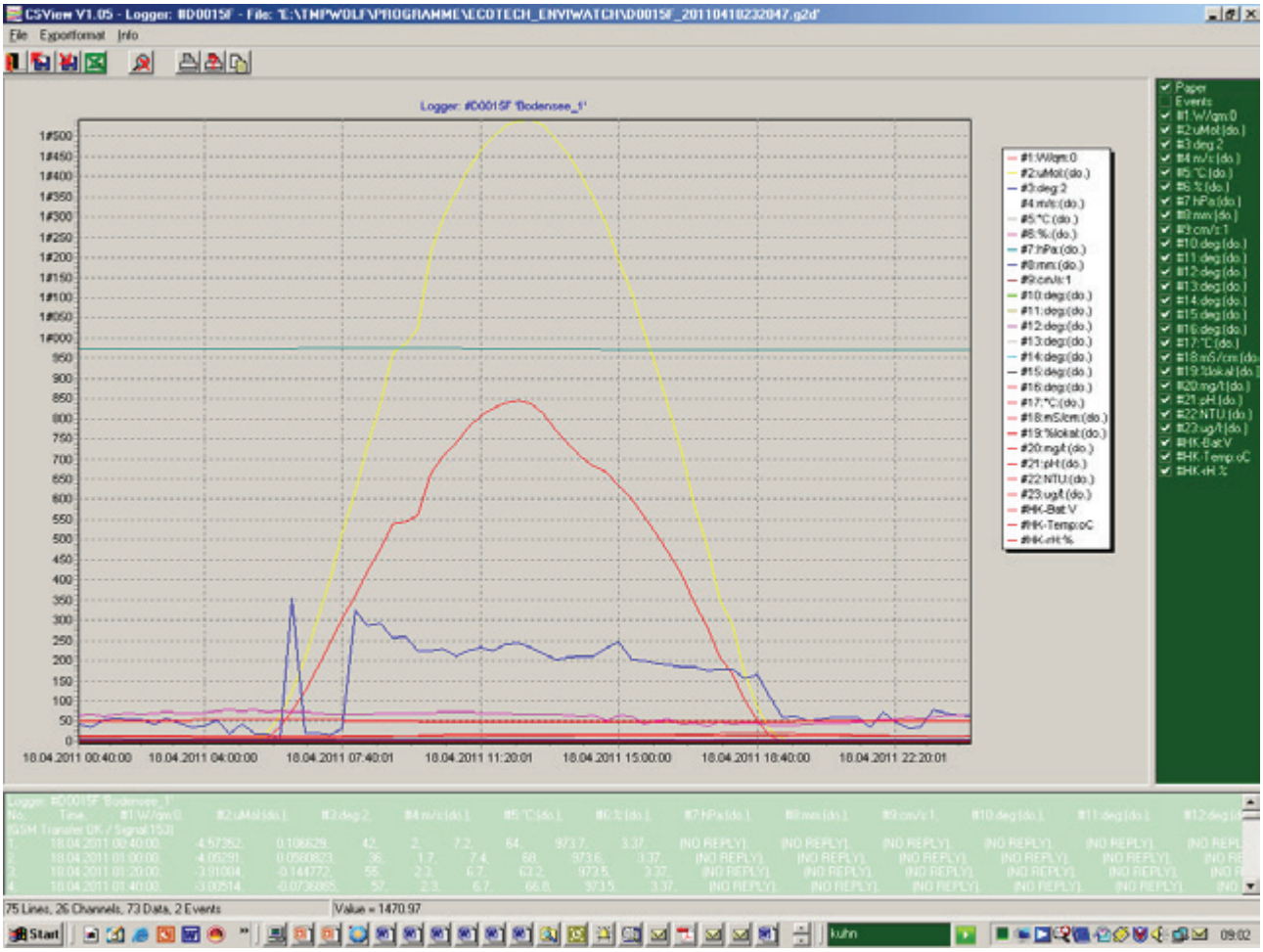


Abb. 4.6: Abbildung Datenviewer : Mittels der einfachen in das System integrierten Datenvisualsierungssoftware CSView können online gemessene Daten schnell angesehen und geprüft werden.

- Wassertemperatur
- Sauerstoffgehalt
- Wassertiefe
- Leitfähigkeit
- Trübung

Weitere Messfühler, wie zum Beispiel Chlorophyll-a-Sensorik, können nachgerüstet werden.

Im Jahr 2010 sind mit diesem System Messungen am Badsee und am Feldsee durchgeführt wurden. Im Jahr 2011 werden EnviWatch-Systeme die klassischen Beprobungen im Mindelsee und im Königseggsee unterstützen.

Das System wird durch einen externen Datenserver unterstützt, auf dem die gemessenen Daten zentral in einer Datenbank vorgehalten werden und der die gemessenen Zeitreihen in verschiedenen Formaten zur Verfügung. Über einfache Steuerskripte können die EnviWatch-Messsysteme bidirektional kontrolliert und in ihren Messprogrammen den aktuellen Erfordernissen entsprechend modifiziert werden. Mit Hilfe einer internen einfachen Visualisierungssoftware können per email einlaufende Daten sofort und schnell auf Konsistenz und spezielle Messereignisse überprüft werden (Abb. 4.6).

Mit diesem Beobachtungssystem steht der LUBW eine leistungsstarke, robust arbeitende und flexible Messplattform für Seen zur Verfügung, die eine online Beobachtung von Gewässern gestattet und umfangreiche Informationen zum Geschehen in den Seen liefert, die die klassischen Beobachtungsmethoden und -probenahmen sinnvoll ergänzen.

4.3 Konzepte für die Auswertung von Zooplanktondaten

Das Konzept "Auswertung von Zooplanktondaten" basiert auf:

- dem **F**ach**I**nformation**S**ystem **Ge**wässer**Qua**lität (FisGeQua): Die vorhandenen Zooplanktondaten (≤ 2009) sind mittlerweile alle in der Datenbank FisGeQua verfügbar. Die hier festgelegten Strukturen und definierten Kriterien für die Speicherung der Daten ermöglichen eine "automatisierte" Auswertung.
- dem Abschlussbericht "Auswertung der Proben im Labor" (Werkvertrag 4500074936): In diesem Bericht sind gemessene Längen und daraus berechnete Trockengewichte für Zooplanktonarten aus Baden-Württemberg zusammengefasst. Die Messungen stammen aus Werkverträgen, die im Verlauf mehreren Jahre an Arten und Stadien aus dem Bodensee und den so genannten "Kleinen Seen" durchgeführt wurden. Sie bilden die Grundlage für die Berechnungen des Trockengewichts. Der Abschlussbericht wird zurzeit für eine Veröffentlichung als "LUBW -Bericht" überarbeitet.

Auf Grund der Ergebnisse wurden Crustaceen-Arten gruppiert (Tab. 4.1), weil die im Verlauf der Jahre durchgeführten Messungen gezeigt haben, das die Längenvariabilität innerhalb der Gruppen nur gering ist. Es hat sich aber auch gezeigt, dass sich die Entwicklungsstadien innerhalb der Gruppen nach Wachstum unterscheiden. Deshalb wurden bei den Copepoden auch die Copepoditstadien und adulten Tiere unterschieden (Tab. 4.2) und bei den Cladoceren zwischen adulten und juvenilen Tieren (Tab. 4.3).

Tab. 4.1: Gruppenbildung Crustaceen LUBW

Daphnien:	
große	*D.magna, D.pulicaria*
mittlere	*D.galeata, D.hyalina, D.longispina, D.kraussi*
kleine	*D.ambigua, D.cucullata, D.parvula*
cyclopoide Copepoden	
große	*C.vicinus, C.abyssorum, C.strennus, Mega-cyclops*
kleine	Meso-, Acantho-, Thermo-, Diacyclops
calanoide Copepoda:	Acantho-, Eu-, Mixodiaptomus, Eurythemora
Nauplien:	cyclopoide, calanoide Nauplien
Sonstige:	Bosmina, Chaoborus, Ceriodaphnia, Chydorus, Diaphanosoma, räuberische Cladoceren

Die gespeicherten Crustaceendaten wurden jeweils um einen Wert für Länge, Trockengewicht und potentieller Ingestionsrate ergänzt (spezifisch für Gruppe und Entwicklungsstadium). Die Länge wurde gemessen, mit ihr wurde das entsprechende Trockengewicht berechnet und die Werte für die potentiellen Ingestionsraten wurden aus der Literatur entnommen. Tabelle 4.4 zeigt beispielhaft zwei

Tab. 4.2: Länge verschiedener Copepoden (Mittelwert, Standardabweichung)

Cyclopoide Copepoden							
große	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**weib.T**	**männl.T.**
Cyclops abyssorum	0,59 ± 0,06	0,73 ± 0,04	0,85 ± 0,09	1,03 ± 0,15	1,28 ± 0,17	1,58 ± 0,16	1,22 ± 0,14
Cyclops vicinus	0,6 ± 0,043	0,74 ± 0,07	0,93 ± 0,06	1,01 ± 0,11	1,24 ± 0,17	1,45 ± 0,16	1,23 ± 0,08
kleine							
Mesocyclops leukarti	0,40 ± 0,03	0,46 ± 0,03	0,52 ± 0,03	0,67 ± 0,06	0,72 ± 0,05	0,95 ± 0,11	0,74 ± 0,08
Thermocyclops crassus	0,33 ± 0,02	0,39 ± 0,02	0,47 ± 0,02	0,54 ± 0,03	0,65 ± 0,05	0,77 ± 0,02	0,57 ± 0,02
calanoide Copepoden							
Eudiaptomus gracilis	0,49 ± 0,04	0,66 ± 0,08	0,85 ± 0,07	0,98 ± 0,07	1,07 ± 0,07	1,23 ± 0,10	1,2 ± 0,12
Mixodiaptomus laciniatus	0,49 ± 0,03	0,68 ± 0,06	0,83 ± 0,03	0,95 ± 0,07	1,05 ± 0,06	1,22 ± 0,08	1,08 ± 0,06

LUBW

Tab. 4.3: Länge verschiedener Daphnien in mm (Mittelwert, Standardabweichung)

Daphnien		
große	**juvenil**	**adult**
D.pulicaria	1,08 ± 0,31	2,25 ± 0,30
mittel		
Daphnia galeata	0,95 ± 0,25	1,60 ± 0,27
Daphnia hyalina	1,02 ± 0,26	1,74 ± 0,27
klein		
Daphnia cucullata	0,72 ± 0,19	1,28 ± 0,21
Daphnia parvula	0,46 ±	0,89 ± 0,05

LUBW

Tab. 4.4: Ausschnitt der gespeicherten Crustaceen

Datum	ORT	AUS	DEV	TIEF	FRA	Name	ONR	FNR	ANR	SNR	MET	DIM	IND m-2
01.02.2010	1	1	38	9	1	Daphnia galeata a.T.	2	4	2	8	36	1	825,7947449
01.02.2010	1	1	38	9	1	D.g. o.T.	2	4	2	9	36	1	0
01.02.2010	1	1	38	9	1	D.g. clutch size	2	4	2	11	36	12	0
01.02.2010	1	1	38	9	1	D.g. j.T.	2	4	2	7	36	1	0
01.02.2010	1	1	38	9	1	D.g. m.T.	2	4	2	10	36	1	0
01.02.2010	1	1	38	9	1	D.g. T.ephip	2	4	2	25	36	1	0
Datum	**ORT**	**AUS**	**DEV**	**TIEF**	**FRA**	**Name**	**ONR**	**FNR**	**ANR**	**SNR**	**MET**	**DIM**	**IND m-2**
01.02.2010	1	1	38	9	1	Cyclops abyssorum w.T.	3	2	9	8	36	1	1926,854405
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. m.T.	3	2	9	10	36	1	550,5298299
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. o.T.	3	2	9	9	36	1	616,5934095
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. clutch size	3	2	9	11	36	12	18,9
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. CI	3	2	9	1	36	1	1101,05966
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. CII	3	2	9	2	36	1	2477,384235
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. CIII	3	2	9	3	36	1	2202,11932
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. CIV	3	2	9	4	36	1	825,7947449
01.02.2010	1	1	38	9	1	C.a. CV	3	2	9	5	36	1	825,7947449

LUBW

Auszüge aus den gespeicherten Crustaceendaten. Die Proben wurden am 22.04. bzw.18.05.2010 (DATUM) beide an der Station Fischbach-Uttwill (ORT=1) während einer IGKB-Ausfahrt (AUS=1) mit einem Schließnetz der Maschenweite 55 µm (DEV=38) aus der Tiefe 0-100m (TIEF=9) genommen. Die Proben wurden nicht weiter unterteilt (FRA=1). *Cyclops abyssorum* (NAME) gehört zu den Copepoden (ONR=3), genauer zu den Gruppe der großen cyclopoiden Copepoden (FNR=2),), hat die interne Artnummer (ANR) 9 und die offizielle DV-Nummer 5121. Unterschieden wurden weibliche Tiere mit (o.T., SNR=9) und ohne Eiern (w.T., SNR=8), männliche (m.T., SNR=10), die mittlere Anzahl der Eier pro Tier (clutch size, SNR=11) und die Copepoditstadien 1 (SNR=1) bis 5 (SNR=5). Die Proben wurden von Frau Waldinger gezählt (MET=36). Entsprechend den Entwicklungsstadien wurden die Attribute für Länge, Trockengewicht und potentielle Grazingrate ergänzt.

Die mittelgroße *Daphnia galeata* gehört in der Gruppe der Cladoceren (ONR=2), dort zur Familie der Daphnidae (FNR=4), hat die interne Artnummer (ANR) 2 und die offizielle DV-Nummer 5127. Unterschieden wurden zwischen adulten Tieren mit (o.T., SNR=9) und ohne Eier (a.T., SNR=8), mittlerer Anzahl der Eier pro o.T. (clutch size, SNR=11), juvenilen (juv.T, SNR=7), männlichen (m.T., SNR=10) und adulten Tieren mit Dauereiern (T.ephip, SNR=25). Auch hier wurden die Attribute Länge, Trockengewicht und potentielle Grazingrate entsprechend den Entwicklungsstadien ergänzt (die Werte für a.T., o.T. und T.ephipp sind identisch). Daphnien pflanzen sich in der Regel parthenogenetisch fort, die Population besteht also überwiegend und meistens aus weiblichen Tieren. Die Bezeichnung w.T statt a.T wäre also korrekter, aber manche Traditionen halten sich. Die neuere SNR-Nummer 8 steht generell für weibliche (adulte) Tiere (ohne Eier).

Anschließend wurden die Werte der einzelnen Gruppen zusammengefasst (wobei für die Länge eine mittlere Länge / Datum berechnet wurde) und grafisch dargestellt. Für jede Gruppe wurden Abundanz und Trockengewicht (z. B. Abb. 4.8 links) sowie mittlere Länge und potentielle Grazingrate (z. B. Abb. 4.8 rechts) dargestellt. Die Anzahl (Abundanz) und das daraus berechnete Trockengewicht bedürfen keiner Erklärung. In die mittlere Länge

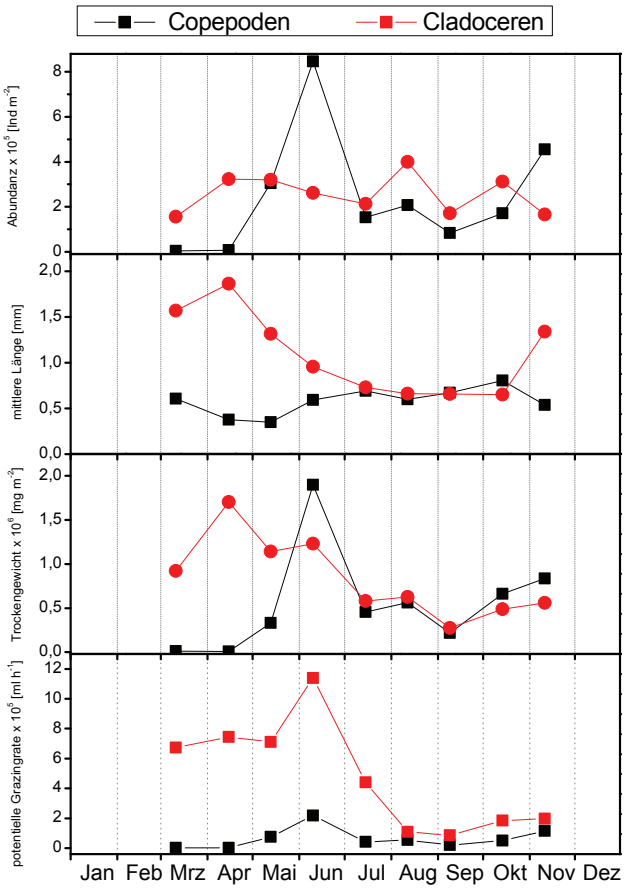


Abb. 4.7: Copepoden und Cladoceren: Vergleich von Abundanz, Trockengewicht, mittlere Länge und potentielle Grazingrate für den Kisslegger Obersee

geht die Altersverteilung (Entwicklungsstadien) mit ein. Sind viele adulte (große) Tiere vorhanden, ist die mittlere Länge hoch. Wird die Population von kleinen Tieren dominiert, ist die mittlere Länge klein. Die mittlere Länge wurde dargestellt, weil die Größe der Tiere in einem Gewässer Hinweise auf den Fraßdruck durch Fische liefert. Dominieren kleine Arten und Entwicklungsstadien, ist vermutlich der Räuberdruck hoch. Allerdings gibt es im Verlauf des Wachstums einen natürlichen Wechsel in der Größenverteilung von Populationen. Bei sommerlichen Temperaturen liegt der Wachstumszyklus von Daphnien (in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot) zwischen ca. 2 und 5 Wochen. Bei monatlichem (oder noch seltenerem) Monitoring erlaubt die gefundene Größenverteilung deshalb nur bedingt Rückschlüsse auf den Räuberdruck. Die potentielle Grazingrate ist eine theoretische Größe. Die Anzahl der Tiere wird mit Werten aus der Literatur multipliziert (größenabhängige Unterschiede in der Grazingrate wurden, soweit möglich, berücksichtigt). Diese Werte stammen überwiegend aus Versuchen, die im Labor unter definierten Futter- und

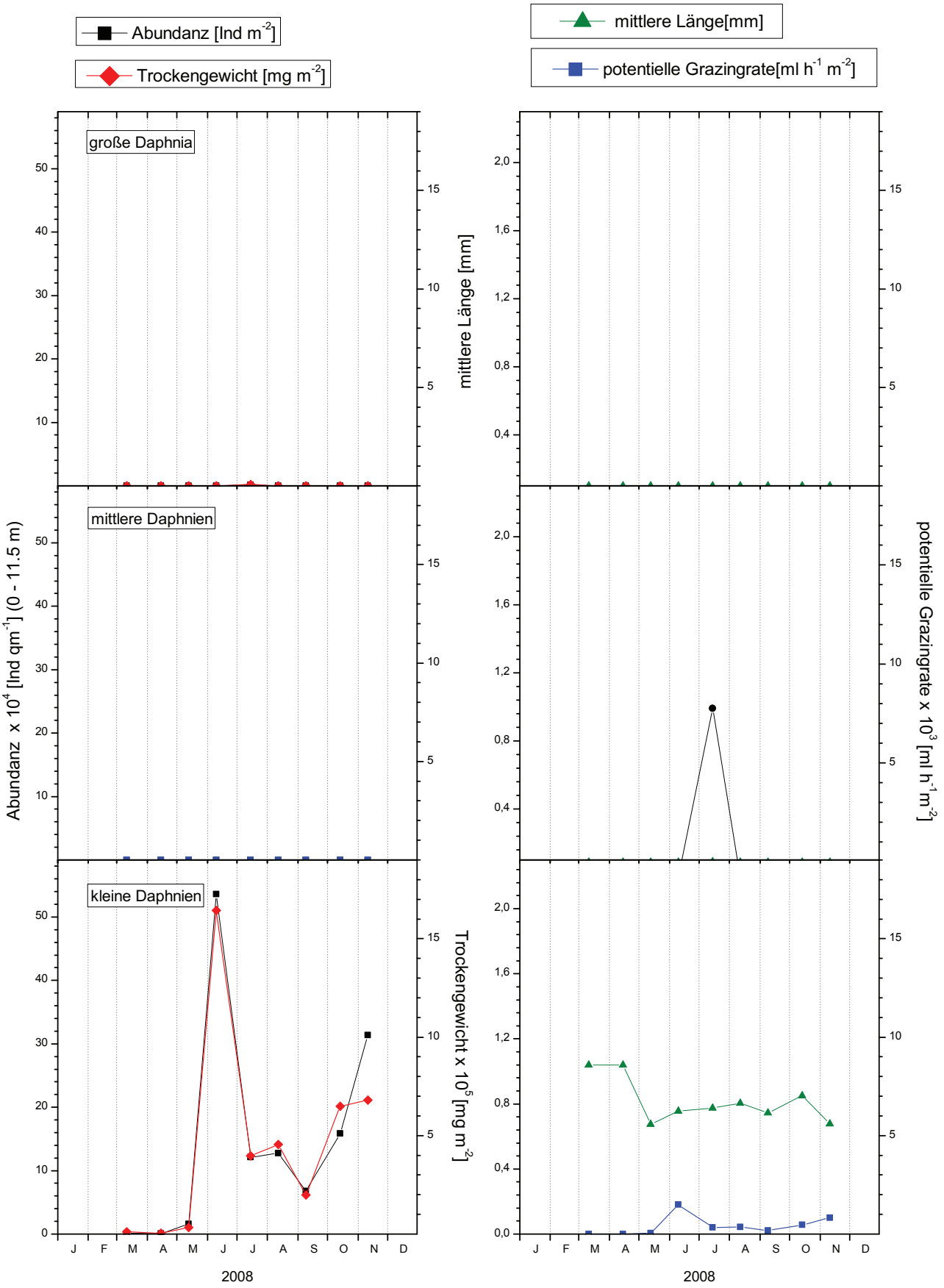


Abb. 4.8: Daphnien: Vergleich von Abundanz, Trockengewicht, mittlere Länge und potentielle Grazingrate bei großen, mittleren und kleinen Daphnien

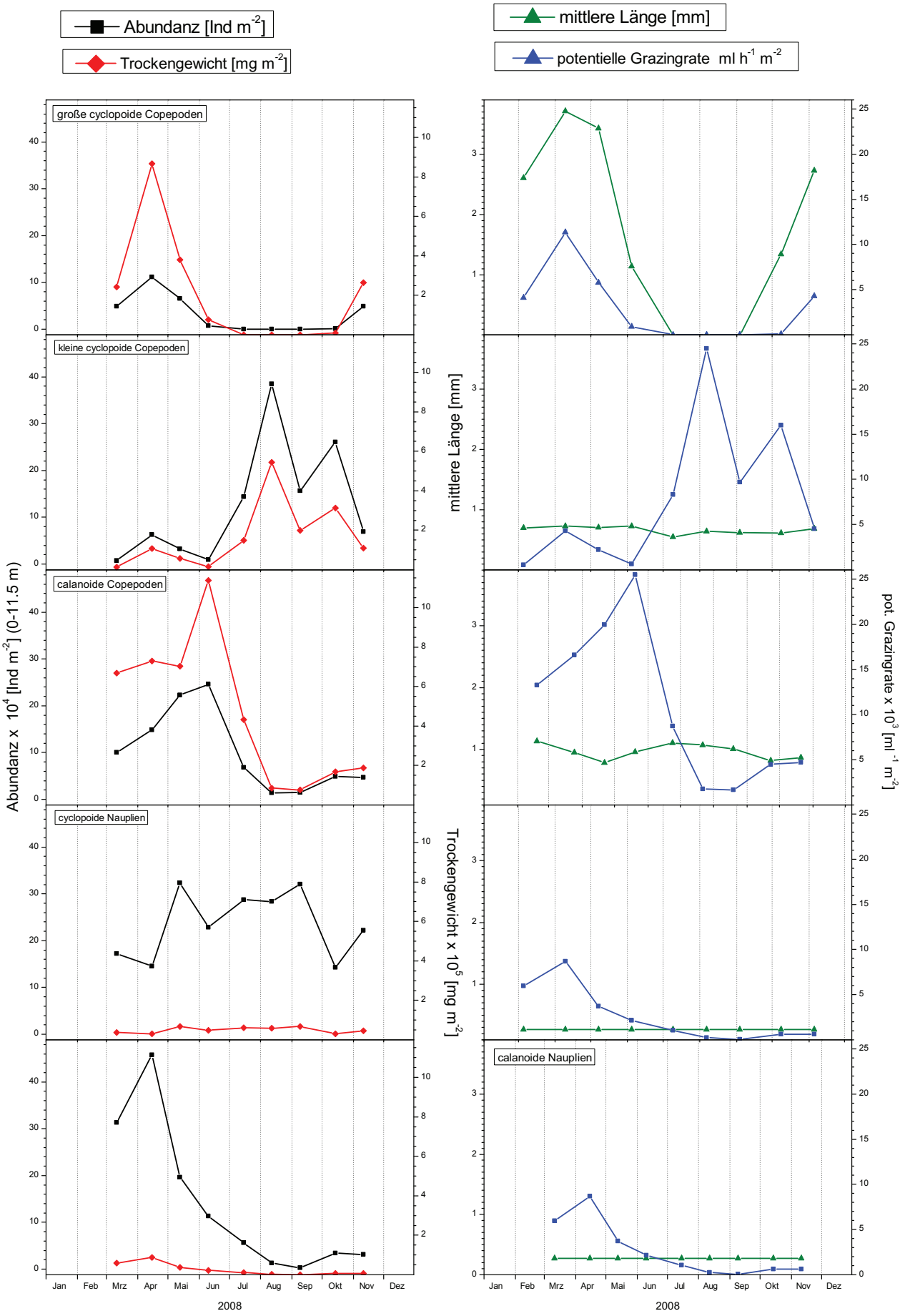


Abb. 4.9: Copepoden: Vergleich von Abundanz, Trockengewicht, mittlere Länge und potentielle Grazingrate bei großen und kleinen cyclopoiden Copepoden, calanoide Copepoden und den Nauplien beider Gruppen

Temperaturbedingungen ermittelt wurden. Sie können deshalb die natürlichen Fluktuationen in den Nährstoffkonzentrationen, in der Quantität und Qualität von Nahrungsangebot und Nahrungskonkurrenten nicht reflektieren. Die potentielle Grazingrate erlaubt nur (wie übrigens auch die Biomasse) eine Abschätzung: kann der Fraßdruck als hoch oder niedrig eingeschätzt werden, wird eher viel oder eher weniger Phytoplankton gefressen. Diese Abschätzung wird durch einen Vergleich mit den Ergebnissen "Phytoplankton" und "Pigmente" ergänzt. Ist die potentielle Grazingrate hoch, sollte das Phytoplankton (die Chlorophyll a Konzentration) niedrig sein und die Zellzahlen (Biovolumen) gering. Diese Aussage entspricht der "gängigen" Theorie. Sie stimmt aber nicht mit den Ergebnissen der Linach-Talsperre überein. Die Ergebnisse für 2010 zeigen hohe Chlorophyll a Konzentrationen und hohe Biovolumina im Sommer (bedingt durch eine Blüte großer "nicht fressbarer" Blaualgen), gleichzeitig sind auch die Daphnienzahlen hoch. Die Proben für die Bestimmung des Zooplanktons werden normalerweise in Stufenfängen genommen (vgl. LUBW-Bericht "Projekt Zooplankton, Probenahme) und für die Auszählung aus zeitlichen Gründen zu einer Summenprobe vereint. Weil hohe Algenkonzentrationen die Auszählung massiv behindern können, wurden ab Sommer die drei Stufenfänge einzeln ausgezählt. Dadurch konnte gezeigt werden, dass sich die Blaualgen in den oberen Wasserschichten befinden und die Daphnien sich überwiegend in tieferen Wasserschichten aufhalten. Die vertikale Verteilung von Blaualgen und Daphnien ist verschieden, sie gehen sich zumindest tagsüber aus dem Weg. Damit zeigt sich wieder: "Ausnahmen bestätigen die Regel".

Die nachfolgenden Grafiken sind gewissermaßen ein "Prototyp", der die Ergebnisse für den Kisslegger Obersee zeigt.

In Abbildung 4.7 sind die Ergebnisse für Copepoden und Cladoceren zusammengefasst. Bei den Copepoden zeigt sich ein deutliches Abundanzmaximum im Juni. Die mittlere Länge der Cladoceren ist im Frühjahr relativ hoch. Das Trockengewicht der Cladoceren ist im Frühjahr hoch, ein Maximum der Copepoden schließt an. Die potentielle Grazingrate ist im Juni hoch, was sich aus Abundanz, mittlerer Länge und Trockengewicht nicht ableiten lässt.

Abbildung 4.8 zeigt, dass kleinen Daphnien dominieren. Große Daphnien sind nicht vorhanden, die Anwesenheit von mittleren Daphnien zeigt sich in dem Anstieg der potentiellen Grazingrate.

In Abbildung 4.9 sind große und kleine cyclopoide sowie calanoide Copepoden dargestellt. Die saisonale Abfolge der Gruppen unterscheidet sich. Bei den cyclopoiden und calanoiden Nauplien ist die Abundanz zwar hoch, durch die geringe Größe der Entwicklungsstadien ist das Trockengewicht aber niedrig. Das es sich hier um einen "Prototyp" handelt, zeigt sich z.B. in der mittleren Länge der großen cyclopoiden Copepoden. Eine mittlere Länge > 3 mm erscheint doch sehr fragwürdig und verlangt eine Prüfung der hinterlegten Längenwerte.

Im Vordergrund stand bislang die datentechnische Realisierung und grafische Umsetzung. Es folgen weitere Abbildungen für die übrigen Crustaceen und Rädertiere, außerdem die Darstellung der prozentualen Dominanz für die einzelnen Arten innerhalb der Gruppen, sowie Jahresmittelwerte.

4.4 Analyse von Nahrungsquellen und Nahrungsnetzen benthischer Lebensgemeinschaften des Bodensee (Dissertation Norka Fuentes 2010)

Im Rahmen der Untersuchungen des BUS-Projekts wurde mittels Analyse der stabilen Isotopen $\delta^{15}N$ und $\delta^{13}C$ der Beitrag organischer Sedimentation aus allochthonen Quellen und autochthoner Primärproduktion in Sedimentfallen an zwei Stationen mit unterschiedlichem allochthonem Eintrag verglichen. Zusätzlich wurde die Nutzung autochthoner und allochthoner organischer Nahrungsquellen für die heterotrophen makrobenthischen Lebensgemeinschaften des Profundals und Litorals untersucht. Kohlenstoff-Isotopensignaturen aus Seeorganismen und organischen Stoffen erlauben Hinweise auf die Herkunft der Kohlenstoffquelle. Da die ^{13}C-Gehalte von Nahrungsquellen in der Nahrungskette weitgehend unverändert bleiben, dienen diese als Indikatoren für die Nahrungsquelle. Der ^{15}N-Gehalt ändert sich dagegen in der Nahrungskette und zeigt daher das trophische Niveau der Organismen im Nahrungsnetz an.

Der Anteil von allochthonem Partikulate Organic Carbon (POC) in sedimentierendem Material war an der Probenstelle WH (hoher allochthoner Einfluss) durch schwerere Signaturen als an der Stelle FG (geringer allochthoner Einfluss) deutlich sichtbar, wobei die größten Unterschiede zu Zeiten hoher allochthoner Einträge (Frühsommer und August-Hochwasser) festgestellt wurden.

Die Isotopenanalyse von Chironomiden und Oligochaeten als Hauptvertreter des profundalen Makrobenthos ergab, dass die Tiere an Stelle FG ähnliche Signaturen aufwiesen wie das sedimentierende Material. Demgegenüber waren die ^{13}C-Werte an der Stelle WH (allochthoner Einflusse) mehr (Chironomiden) oder weniger (Oligochaeten) deutlich leichter als das sedimentierende Material (Abb. 4.11). Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass zumindest ein Teil des allochthon sedimentierenden POC biologisch verfügbar und nicht wie häufig angenommen eher refraktärer Natur ist. Eine erhöhte allochthone Zufuhr von Particular Organic Matter (POM) führt zu erhöhten mikrobiellen Aktivitäten in den Sedimenten und damit zu dort stark erhöhter Sauerstoffzehrung in der Sediment-Wasser-Grenzschicht. Von dem sPOM wird ein Teil biogen in Methan

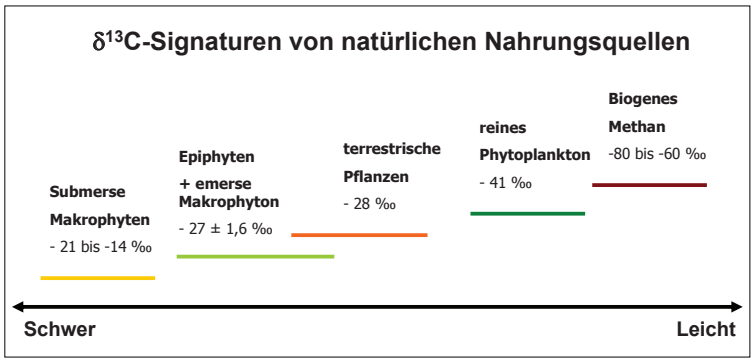


Abb. 4.10: Isotopensignaturen von natürlichen pflanzlichen Quellen unterscheiden sich für verschiedene Pflanzen und für biogenes Methan

LUBW

umgesetzt, welches danach durch methanoxidierende Bakterien (MOB) wieder für das Nahrungsnetz verfügbar gemacht wird. Über detritivore tierische Organismen mit hoher Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten (v. a. Oligochaeten und Chironomidenlarven) wird die erhöhte heterotrophe mikrobielle Produktion verwertet und der Aufbau hoher Bestandsdichten dieser Tiere ermöglicht. Auf diesem indirekten Weg über die Ernährung von methanoxidierenden Bakterien kann auch die Zufuhr allochthonen „schweren" Kohlenstoffs bei den Organismen zu den an Stelle WH gefundenen „leichteren" Signaturen führen. In diesem Sinne würden die Befunde dafür sprechen, dass sich die Chironomidenlarven überwiegend und die Oligochaeten teilweise direkt oder indirekt von methanoxidierenden Bakterien ernähren.

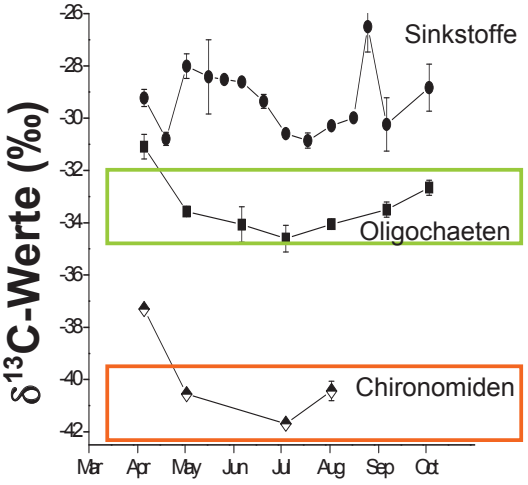


Abb. 4.11: ^{13}C-Gehalte von Sinkstoffen, Oligochaeten und Chironomiden an Stelle WH

LUBW

Neben dem profundalen Makrobenthos wurden auch die ^{13}C-Werte verschiedener benthischer Organismen des Litorals untersucht.

Die Analyse ergab, dass epiphytische Algen die überwiegende autochthone Basis des litoralen Nahrungsnetzes der Geröllbrandungzone des Bodensees darstellen. Daneben können vor allem an der Schussenmündung auch allochthone Einträge eine mögliche Nahrungsquelle darstellen. Demgegenüber ergaben die Untersuchungen keine Hinweise für eine hohe Bedeutung der submersen Makrophyten als direkte Nahrungsquelle. Eine Sonderrolle spielen Muscheln der Art *Dreissena polymorpha*, die leichtere Signaturen aufweisen. Das spricht für eine überwiegende Ernährung von autochthonem Phytoplankton bei diesen filtrierenden Organismen.

Mit Hilfe der in dieser Studie verwendeten stabilen Isotope konnte erstmals am Bodensee eine Analyse der Nahrungsquellen und Nahrungsnetze makrobenthischer Lebensgemeinschaften erbracht werden. Die Ergebnisse weisen auf eine höhere Bedeutung allochthoner Einträge für die Nahrungsversorgung der Tiere hin. Das gilt insbesondere für die profundalen Lebensgemeinschaften.

5 Qualitäts- und Datensicherung

5.1 Qualitätssicherung

Analytische Qualitätssicherung (AQS)

Im Sachgebiet 2 Hydrochemie werden die Untersuchungen gemäß dem Qualitätsmanagementsystem nach DIN EN ISO/IEC 17025:2000 durchgeführt.

Zur Absicherung der Qualität der Analysenergebnisse hat das Sachgebiet Hydrochemie im Jahr 2010 an 2 Ringversuchen teilgenommen:

1. Ringversuch 1/10 TW A1 – Anionen, der AQS Baden-Württemberg

2. 25. Länderübergreifender Ringversuch Pflanzenschutzmittel in Rohwasser vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

An beiden Ringversuchen haben wir bei allen abgegebenen Parametern erfolgreich teilgenommen.

6 Bewertung und Beratung

6.1 Zustand natürlicher Seen in Baden-Württemberg

6.1.1 Neuravensburger Weiher

In Zusammenarbeit mit dem SOS-Programms wurden im Sommer Nähstoff- und Chlorophyllgehalte sowie Makrophytenentwicklung im Rahmen von Studienpraktika untersucht. In dem sehr niederschlagsreichen Jahr wies das Gewässer nach wie vor erhöhte P-Konzentrationen und Chlorophyllwerte auf. Allerdings wurden keine Massenentwicklungen von Blaualgen beobachtet, vielmehr waren Cryptomonaden dominant. Auffällig war auch, dass im Gegensatz zum Vorjahr sich nur wenig Makropyhten entwickelten. Die ebenfalls beprobten Zuflüsse und ausgewählte Drainagen in dem intensiv bewirtschafteten Grünland-Einzugsgebiet wiesen während der niederschlagsreichen Untersuchungsperiode ebenfalls hohe P-Gehalte auf . Die Ergebnisse bestätigen, dass die aktuelle externe Belastung deutlich die natürliche Hintergrundbelastung übersteigt und auch interne Belastung durch Rücklösung aus dem Sediment weit übertrifft.

6.1.2 Anfrage der Gemeinde Amtzell wegen Badesee Singerberger Weiher

Im Rahmen eines Ausbildungspraktikums wurde der Badeweiher Amtzell im Juli und August viermal (15./19./20. Juli und 10. August) auf Gehalte an Nährstoffen und auf Plankton untersucht. Anlass waren die in diesem Sommer beobachteten Fladen von Algen, die im Weiher aufschwammen.

Insgesamt erwies sich der See sowohl hinsichtlich P und N vergleichsweise nährstoffarm. Entsprechend niedrig zeigen sich auch die Biomassen der planktischen Algen, die vor allem aus Dinoflagellaten, Chrysophyceen und Kieselagen bestehen.

Bei den Algenfladen handelt es sich um fädige Blaualgen (*Oscillatoria limosa*) und Kieselalgen, die am Seegrund (wegen der geringen Wassertiefe gelangt genügend Licht dorthin) gewachsen sind und oft bei Wassererwärmung wegen Bildung von Gasblasen auftreiben.

Die Gemeinde erhielt einen Kurzbericht mit den Untersuchungsergebnissen und einer Diskussion möglicher Maßnahmen.



Abb. 6.1: Algenfladen im Amtzeller Badesee am Übergang Flachwasser-Schwimmbereich

LUBW

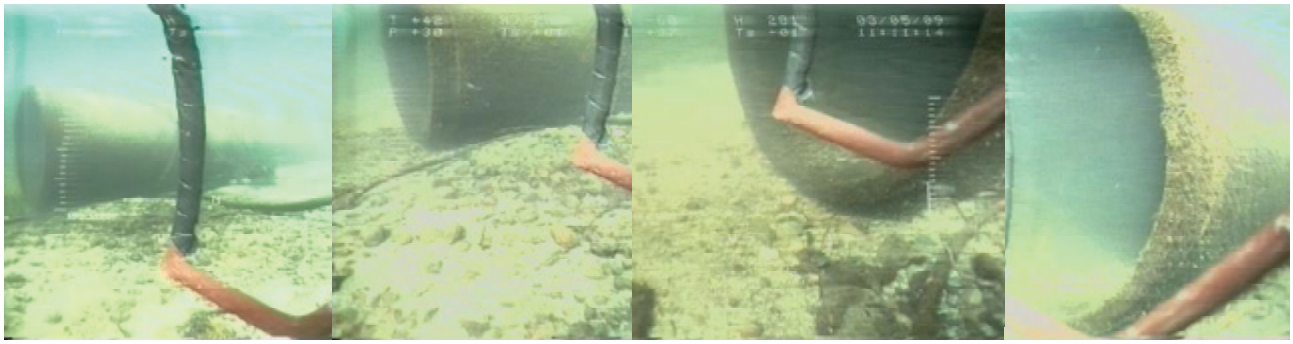


Abb. 6.2: Einleitung Kläranlage Kressbronn

LUBW

6.2 Untersuchungen von Seeeinleitungen aus Kläranlagen

Um auffällige Auswirkungen der Einleitungen von Kläranlagen im See auf die Entwicklung benthischer Lebensgemeinschaften festzustellen, wurde das Umfeld der Einleitungen der Kläranlagenabläufe Friedrichshafen und Kressbronn untersucht. Hierzu sollte die Unterwasserkamera eingesetzt werden. Es erwies sich jedoch als schwierig, da die vom Landratsamt Friedrichshafen erhaltenen Koordinatenangaben nicht genau genug waren. Im Falle Kressbronn konnte die Stelle im Winter bei guter Sichttiefe direkt gefunden werden, sie liegt sehr ufernah und in geringer Wassertiefe (2 - 3 m).

Die Einleitungsstelle der Kläranlage Friedrichshafen liegt nahe der Rotachmündung in 9 – 10 m Wassertiefe und konnte mit der Kamera nicht gefunden werden. Hier erwies sich jedoch eine Sidescan-Beprobung als hilfreich, mit der dann die Position der Einleitungsstelle erkannt werden konnte. Die so ermittelten Koordinaten der Einleitungsstellen wurden dem Landratsamt mitgeteilt.

Bezüglich der Auswirkungen der Einleitungen konnten bislang noch keine verwertbaren Ergebnisse erbracht werden. Das bedeutet allerdings nicht, dass keine Auswirkungen bestehen, es zeigte sich nur, dass die hierfür erforderliche Beobachtungs- und Probenahmetechnik noch nicht zufrieden stellend gelöst ist.

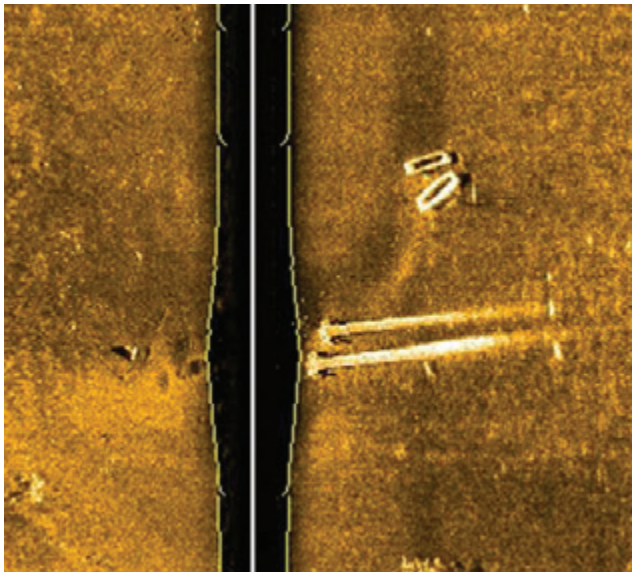


Abb. 6.3: Einleitung Kläranlage Kressbronn als Sidescan Sonar-Bild

LUBW

6.3 Behördliche Anfragen

6.3.1 Allgemein:

Im Zusammenhang mit Eingriffen in die Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees hat das Institut allein im Jahr 2010 rund 180 Stellungnahmen und Gutachten als Träger öffentlicher Belange bearbeitet. Diese hohe Zahl zeigt, dass der Druck auf das Bodenseeufer in keiner Weise nachlässt, obwohl in den Bodenseerichtlinien 2005 klar geregelt ist, dass „ökologisch intakte Flachwasserzonen und Uferbereiche ... zu erhalten und von störenden Nutzungen und nachteiligen Einwirkungen freizuhalten ... sind."

Auffällig ist dabei auch, dass immer häufiger Gerichte und der Petitionsausschuss zur Durchsetzung von Partikularinteressen eingeschaltet werden, wobei der Verwaltungsgerichtshof unmissverständlich formuliert hat:

„Bei Berücksichtigung der [...] vielfältigen ökologischen Funktionen der Flachwasserzone und ihrer Sensibilität gegenüber anthropogenen Einflüssen ist daher weiterhin davon auszugehen, dass Anlagen in der Flachwasserzone des Bodensees in einem im Bodenseeuferplan als Schutzzone II ausgewiesenen Uferbereich grundsätzlich geeignet sind, wegen der typischerweise mit diesen Anlagen und ihrer bestimmungsgemäßen Nutzung einhergehenden Gefahren für die ökologischen Funktionen der Veränderung der Wasserbeschaffenheit im Sinne von § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG zu führen. Dabei ist unerheblich, dass die Beeinträchtigung durch eine einzelne Anlage sich regelmäßig nur als geringfügig darstellt. Denn im Hinblick auf die herausragenden ökologischen Funktionen der Flachwasserzone, ihre Sensibilität gegenüber äußeren Einflüssen und ihre Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft muss jeder vermeidbaren Beeinträchtigung begegnet werden, auch wenn sie für sich gesehen möglicherweise nur als kleiner Teil einer Fehlentwicklung erweist und für sich betrachtet die Gesamtsituation noch nicht messbar verschlechtert."

6.3.2 Spezielle Anfragen

Friedrichshafen:

- Thermalbad Fischbach: Stellungnahme zur wasserrechtlichen Genehmigung auf Einleitung von aufbereitetem Wasser in die Brunnisach.

Konstanz:

- Therme: Voruntersuchungen zur Einleitung von Filterspülwasser in den Bodensee

- Uni: Nutzung von Bodenseewasser zu Kühlzwecken, Steigerung der Entnahmemenge von 90 auf 150 l/s.

7 Mitarbeit in Gremien

Name	Gremien	Funktion
Dr. Gerd Schröder	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB): Sachverständigenkreis	Sachverständigensprecher Baden-Württemberg
	IGKB: Fachbereich See	Vorsitz
	IGKB: Begleitgruppe BOWIS	Vorsitz
	Stiftungsbeirat der MTU Umweltstiftung, Friedrichshafen	Mitglied
Dr. Hans Güde	IGKB: Sachverständigenkreis	Mitglied
	IGKB: Fachbereich See	Mitglied
Dr. Harald Hetzenauer	IGKB: Sachverständigenkreis	Mitglied
	IGKB: Fachbereich See	Mitglied
	IGKB: Begleitgruppe Öffentlichkeitsarbeit	Mitglied
	Koordinierungsgruppe zur Umsetzung der EU-WRRL in Bearbeitung Alpenrhein / Bodensee	Mitglied
Hartmut Kaiser	IGKB: Fachbereich Einzugsgebiet	Mitglied
Dr. Reiner Kümmerlin	IGKB: Fachbereich See	Mitglied
	LAWA-Expertenkreis "Biologische Bewertung Seen und Interkalibrierung nach WRRL"	Mitglied
Dr. Herbert Löffler	Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei	Mitglied
	Kuratorium "Stiftung Naturschutzzentrum Eriskirch"	
	AK "Fischereiliche Gewässerzustands-Überwachung" im Rahmen der EU-WRRL	Mitglied
Dr. Martin Wessels (aktualisiert 20.04.2010)	AG Schwebstoffbelastung am deutschen Bodenseeufer	Mitglied
Dr. Thomas Wolf	IGKB: Fachbereich See	Mitglied
Dr. Karoline Brandl	IGKB	Geschäftsführerin

7.1 IGKB

Zum 01.07.2009 hat Baden-Württemberg unter der Leitung von Ministerialdirigent Peter Fuhrmann den Vorsitz der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee für zwei Jahre übernommen. Die Geschäftsstelle der IGKB befindet sich seitdem am ISF. Im vergangenen Arbeitsjahr 2010/2011 traf sich die Kommission planmäßig einmal zu ihrer 56. Tagung am 11./12. Mai 2010 in Bezau/Vorarlberg. Die Sachverständigen tagten jeweils am 09./10. März 2010 in Rorschacherberg, am 10. Mai 2010 in Bezau, am 01./02. Juli 2010 in Balderschwang, am 25./26. November 2010 in Romanshorn und 2011 am 06./07. April in Konstanz.

Daneben fanden zahlreiche Arbeitstreffen der Fachbereiche, Begleit-, Projekt- und Arbeitsgruppen unter Beteiligung des ISF statt.

Zur 56. Kommissionstagung wurde das Renaturierungspotenzial am Bodenseeufer vorgestellt, nach dem 2/3 des Obersees und 4/5 des Untersees potenziell als „natürlich“ bzw. „naturnah“ einzustufen sind. Ein weiterer Schwerpunkt der Tagung war die Verabschiedung gemeinsamer Empfehlungen zur Liegeplatzkonzessionierung, wonach u. a. zur Begrenzung der strukturellen Belastungen die Bootsstationierungsflächen auf den Stand von 2010 zu beschränken sind, die Begrenzung der Zahl der Bootsliegeplätze auch künftig grundsätzlich beizubehalten ist und eine Veränderung der Liegeplatzzahlen innerhalb der bewilligten Hafenflächen nicht zu einer Erhöhung der Gesamtbelastung führen darf .

Für den Grünen Bericht 37 wurden die Themen Flammschutzmittel in Bodenseeorganismen, perfluorierte Tenside (PFT) Untersuchungen im Bodensee und seinen Zu-

flüssen, Chlorid, Abschätzung der Einträge, Eintragswege und Ursachen und das Renaturierungspotenzial am Bodensee thematisiert.

Im Anschluss an die Jahrestagung wurden NGOs, Vereine und Verbände am Bodensee über die wichtigsten Tagungsergebnisse im Rahmen von Vorträgen, die Presse über eine Mitteilung informiert.

Seit der Tagung wurden neben den routinemäßigen Aufgaben der Fachbereiche See, Einzugsgebiet und Schadensabwehr folgende Schwerpunktsthemen behandelt:

- Zur Thematik Mikroverunreinigungen hielt Herr Prof. Dr. Brauch vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) bei der Novembersitzung der Sachverständigen den Vortrag „Umgang mit organischen Spurenstoffen aus Sicht der Wasserversorger". Eine Gruppe von Sachverständigen traf sich zusätzlich zu den planmäßigen Sitzungen zweimal Anfang 2011 zur Ergebnisbewertung der Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen, die bisher im Rahmen des Aktionsprogramms Freiwasser/ Zuflüsse durchgeführt wurden. Es wurde der Bericht „Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen" verfasst, dessen Fazit und Ausblick am Ende des Artikels nachgelesen werden kann.
- Um die erhobenen Daten zum Zustand des Bodenseeufers möglichst aktuell zu halten, fand eine Neubewertung der Bodenseeuferabschnitte statt, bei denen seit der letzten Bewertung Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt worden sind.
- Das Interreg-Projekt Klimawandel am Bodensee („KlimBo) konnte erfolgreich beantragt und gestartet werden.
- Mit externen Auftragnehmern wurden Lehrmittel zu bodenseerelevanten Themen für die Homepage erarbeitet, sowie eine Posterserie zu „Sauber See, Natürliche Ufer" entworfen.
- Bezüglich der anstehenden Novellierung der Abgasvorschriften für den Bodensee fand bei der Novembersitzung ein Austausch mit Vertretern der ISKB statt. Der Änderungsentwurf der BSO wurde diskutiert und dazu positive Stellung genommen.
- Im vergangenen Arbeitsjahr wurden vermehrt Anträge erörtert, die die Entnahme von Bodenseewasser zu Heiz- bzw. Kühlzwecken zum Thema hatten. Herr Dr. Lang der Firma Kobus und Partner hielt hierzu bei der Aprilsitzung der Sachverständigen den Vortrag „BodenseeOnline -Auswirkungen von thermischen Nutzungen des Seewassers -Allgemeine Vorgehensweisen bei der Bewertung – Beispiele".
- Die Begleitgruppe BOWIS aktualisierte im vergangenen Arbeitsjahr die Datenbank mit einkommenden Daten, erstellte bzw. aktualisierte diverser Arbeitskarten, wie z.B. die Kläranlagenkarten, die Karte der Verbringung von Baggergut im Bodensee oder aber die Karte zur Liegeplatzstatistik am Bodensee und erstellte den Grüner Bericht Nr. 37.

Für die bevorstehende 57. Kommissionstagung am 10./11. Mai 2011 wurden die Themen für den aktuellen Teil des Grünen Bericht Nr. 38 „Bodensee-Obersee: Phosphor, Sauerstoff und Zirkulation" und „Stoffflussmodell der EAWAG (externer Autor)" vorbereitet (siehe Kapitel 2.3).

Fazit und Ausblick des Berichts „Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen"

Im Freiwasser des Bodensees wurde im Jahr 2008 eine umfassende Messung von organischen und anorganischen anthropogenen Spurenstoffen durchgeführt. Insgesamt wurden 18 Wasserproben aus verschiedenen Seeteilen und Wassertiefen auf ca. 600 Einzelstoffe untersucht. Hierbei konnten 62 Spurenstoffe nachgewiesen werden. Bei keiner der im Freiwasser des Bodensees nachgewiesenen Substanzen wurden geltende nationale und internationale Grenzwerte überschritten. Bei zwei Substanzen konnte eine Überschreitung von derzeit in regionaler bzw. nationaler Anwendung befindlichen Ziel- bzw. Orientierungswerten verzeichnet werden. Es handelt sich hierbei um die Substanzen Dimethylsulfamid DMS (ein Metabolit des mittlerweile nicht mehr zugelassenen Fungzid-Wirkstoffes Tolylfluanid) und Benzotriazol (ein Korrosionschutzmittel).

In der Gesamtsicht belegen die Untersuchungen der anthropogenen Spurenstoffe eine einwandfreie chemische Wasserqualität des Bodenseewassers.

In den **Zuflüssen des Bodensees** wurden von den Anrainern in den vergangen Jahren bereits zahlreiche Untersu-

chungen zu anthropogenen Spurenstoffen durchgeführt. Bei diesen nationalen Zuflussuntersuchungen konnten vor allem Pestizide häufig nachgewiesen werden. Die IGKB Untersuchung der Bodenseezuflüsse im Jahr 2009 beschränkte sich daher auf 70 Substanzen und orientierte sich im wesentlichen an den Befunden der Seewasseruntersuchung im Jahr 2008. In 12 Zuflüssen wurden insgesamt 46 organische Spurenstoffe nachgewiesen. Die häufigsten Nachweise betrafen Arznei- und Röntgenkontrastmittel sowie einige Industrie- und Haushaltschemikalien wie z. B. Benzotriazol. Erhöhte Konzentrationen des Fungizid Metaboliten Dimethylsulfamid wurden vor allem in Zuflüssen aus den landwirtschaftlich geprägten Regionen im Norden des Bodensees nachgewiesen. Die Stoffkonzentrationen im Flusswasser der nachgewiesenen Spurenstoffe variierten stark in Abhängigkeit von den jeweiligen Abwasseranteilen. In besonders stark abwasserbelasteten Zuflüssen überschreiten die Konzentrationen einzelner Substanzen den für die Schweiz ökotoxikologisch abgeleiteten Orientierungswert des chronischen Qualitätskriteriums. Dies betrifft in erster Linie die Arzneimittelsubstanz Diclofenac.

Die auf EU-Ebene gültigen Umweltqualitätsnormen für einzelne anthropogene Spurenstoffe wurden eingehalten. Spurenstoffe, die noch keiner gemeinschaftlichen Regelung unterliegen, befinden sich derzeit hinsichtlich ihrer ökotoxikologischen Relevanz in Diskussion.

Auch wenn die nachgewiesenen Spurenstoffe nur in geringsten Konzentrationen gemessen wurden, sind im Sinne eines vorsorgenden Gewässerschutzes die Anstrengungen aller Beteiligten zur Minimierung der Einträge von anthropogenen Spurenstoffen zu unterstützen. Diese Maßnahmen umfassen beispielsweise den Ersatz oder die Anwendungsbeschränkung von ökotoxikologisch relevanten Substanzen, die Qualitätskontrolle für Produkte und die Aufklärung von Herstellern und Konsumenten. Diese Vermeidungsstrategien haben grundsätzlich Vorrang vor Reparaturmaßnahmen.

Technische Lösungen im Bereich der Abwasserreinigung kommen dort in Betracht, wo Vermeidungsstrategien zur Sicherstellung ökotoxikologisch definierter Zielwerte nicht ausreichen.

Durch den Fortschritt der Analysetechnik können heute anthropogene Spurenstoffe als Beleg für zivilisationsbedingte Einflüsse vielfach in geringsten Konzentrationen in der Umwelt nachgewiesen werden. Zu den langfristigen Auswirkungen dieser Substanzen auf die Umwelt liegen nur wenige gesicherte Erkenntnisse vor. Einige dieser Stoffe können bereits in sehr geringen Konzentrationen nachteilige Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben. Im Trinkwasser sind anthropogene Spurenstoffe generell unerwünscht **Die IGKB unterstützt daher die verstärkte Erforschung möglicher Risiken von anthropogenen Spurenstoffen für Mensch und Umwelt.**

Die IGKB wird die zukünftige Entwicklung der Konzentrationen anthropogener Spurenstoffe im Bodensee aufmerksam verfolgen. Dazu werden periodische Untersuchungen zu Konzentration und Verteilung relevanter Spurenstoffe durchgeführt und über die Ergebnisse und deren Bewertung wird die Öffentlichkeit informiert. Damit leistet die IGKB einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion zu Spurenstoffen im Bodensee.

7.2 LAWA

Als Mitglied des LAWA-Expertenkreises "Biologische Bewertung Seen und Umsetzung EU-WRRL" wird an drei Sitzungen dieser Arbeitsgruppe pro Jahr teilgenommen. Zurzeit werden Feinanpassungen der bereits vorliegenden Bewertungsverfahren für Stauseen, Baggerseen und Mittelgebirgsseen begleitet. Außerdem wird vom IGB Berlin ein neuer Versuch unternommen, ein Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos (Insektenlarven, Schnecken, Egel) zu erstellen; auch dieses Verfahren wird intensiv begleitet.

8 Projekte mit anderen Einrichtungen

8.1 Das Kooperations-Netzwerk IKNB - Forschungskolloquium 2010: Seen im Wandel - am Beispiel der Fische

Beim Forschungskolloqium des Internationalen Kooperationsnetzwerks Bodensee (IKNB) am 29. September 2010 an der Universität Konstanz stand in diesem Jahr die Frage im Mittelpunkt, welche Folgen veränderte Umweltbedingungen auf die Fischfauna in Seen haben können. Diskutiert wurden klimatische Auswirkungen, die beispielsweise in den Durchmischungsprozessen, Hoch- und Niedrigwasserverläufen oder dem Algenwachstum zu erwarten sind und sowohl für die Fische wie auch für die Trinkwasserversorgung relevant werden. Veränderte Wassertemperaturen beeinflussen auch die Geschlechtsreife, die Laichzeiten und die Laichentwicklung der Fische. Auf die Befischung der Seen reagieren die Fischpopulationen möglicherweise durch genetische Anpassungen. Veränderungen in den Fischbeständen vieler alpiner Seen gab es auch aufgrund der Einwanderung von Neozoen. Ein nach wie vor brennendes Thema ist die Frage, wie die sich ändernden Nährstoffgehalte der Seen zu bewerten sind. In angeregter Diskussionen tauschten die Teilnehmer eine Vielzahl an Erkenntnissen und unterschiedlichen Sichtweise aus und beleuchten hierbei auch Interessenkonflikte. Das Kolloquium unterstrich damit im Sinne des IKNB erneut, wie wichtig der Dialog zwischen den Fachleuten unterschiedlicher Disziplinen ist.

8.2 Kooperation im EU-Projekt SILMAS

Das Akronym SILMAS des INTERREG-IV-B geförderten Alpine-Space-Projekts steht für „Sustainable Instruments for Lake Management in the Alpine Space“ und beschäftigt sich mit der nachhaltigen Nutzung von alpinen Seen.

Die Seen im Alpenraum stehen vor besonderen Herausforderungen: Der Klimawandel zeigt sich in einer alpenspezifischen, charakteristischen Form und die verschiedenen Seennutzungen mit ihren teilweise entgegen gesetzten Interessen führen zu vielfältigen Konflikten. Die Alpen-Anrainerstaaten verfügen über unterschiedliche Erfahrungen im Umgang mit entsprechender Problemstellungen. Ein Hauptziel von SILMAS ist daher die Förderung eines Austausches von Erfahrungen und Ideen um das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinien, der Natura 2000 Richtlinien und der Alpenkonvention in einer gemeinsamen und äquivalenten Methodik zu unterstützen.

Das Projekt lässt sich in drei Projektschwerpunkte untergliedern: Im ersten Teilprojekt wird der vergangene, aktuelle und mögliche zukünftige, physikalische und biologische Zustand alpiner Seen untersucht. Es wird der Fragestellung nachgegangen, wie sich das Regime eines Alpensees durch mögliche Klimaänderungen sowohl im Durchmischungsverhalten als auch in der damit gekoppelten Biologie ändert (Workpackage 4 = WP4). Im zweiten Projektschwerpunkt (WP5) werden Konfliktlösungsstrategien entwickelt, sodass politischen Entscheidungsträgern im Konfliktfall konkrete Werkzeuge zur Verfügung stehen. Der dritte Projektteil (WP6) hat das Ziel, das Bewusstsein für die Empfindlichkeit der Seen und für die Wichtigkeit des nachhaltigen Umgangs mit Seen zu schaffen. Imformationszentren, Unterrichtsmaterial etc. werden entworfen und realisiert. Andere Arbeitspakete beinhalten Projektvorbereitung, Projektmanagement und Public Relations.

Die Schwerpunkte der Projektarbeiten des ISF liegen in der modellunterstützten Untersuchung des Durchmischungs- bzw. Schichtungsverhaltens unter wechselnden klimatischen Bedingungen. Hierzu werden relevante phy-

sikalische Prozesse von repräsentativen Seen wie dem Bodensee, Wörthersee (Kärnten) und dem Ossiacher See (Kärnten) mit einem hydrodynamischen Modell nachgebildet und analysiert. Der Antrieb des Modells mit Klimaszenarien lässt Rückschlüsse auf das Verhalten der Seephysik unter klimatischen Veränderungen zu. Die Modellstudien werden in enger Kooperation mit weiteren Projektpartnern durchgeführt.

SILMAS wird seit September 2009 bis August 2012 von 15 Institutionen aus den Ländern Frankreich, Italien, Deutschland, Österreich und Slowenien bearbeitet (Abb. 8.1). Projektleiter des Verbunds ist die Région Rhône-Alpes.



Abb. 8.1: Standorte der Projektpartner des INTERREG-Projekts SILMAS

Neue Medientechnologie ermöglicht eine enge internationale Zusammenarbeit. So finden regelmäßig Konferenzen via Internet statt. Diese können das physische Zusammentreffen der Projektpartner jedoch nicht ersetzen. Daher werden WP-spezifische internationale Arbeitstreffen, wie in Aix-Les-Bains im Oktober 2010 und am ISF im März 2011, durchgeführt.

8.3 UED-Projekt

Das UED-Projekt „Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee“

Im Rahmen des Interreg IV-Programms Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein wird das Projekt „Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee“ gefördert, das unter Führung des Landesamtes für Denkmalpflege Baden Württemberg im Jahr 2010 nunmehr in seine 4. bzw. 5. halbjährliche Projektperiode eingetreten ist. Nähere Informationen zu den Zielen und Aufgaben des Projektes sowie zu seiner Struktur und den beteiligten Institutionen finden sich unter http://www.der-see-erzaehlt.eu und unter http://www.erosion-und-denkmalschutz-bodensee-zuerichsee.eu, sowie in den Arbeitsberichten 2008-2009 und 2009-2010 des Institutes für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW).

Im Jahr 2010 wurden am ISF weitere umfangreiche Arbeiten auf dem Gebiet der Sedimentbeprobung und Sedimentanalyse im Bereich der interessierenden Untersuchungsgebiete durchgeführt. Es wurden Sedimentkerne entnommen und mit verschiedenen Verfahren weiter analysiert. Darüber hinaus wurden mehrere Projektgebiete erneut mit dem Sidescan-Sonar befahren um Seebodenstrukturen zu kartieren

Ein weiterer wichtiger Bestandteil der Arbeiten im letzten Jahr war die gemeinsame Betreuung einer Diplomarbeit durch das Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart und das Institut für Seenforschung der LUBW. In der Diplomarbeit von Florian Leo zur „Erosionsstabilität kohäsiver Bodenseesedimente“ werden die für Sedimentmobilisierungsstudien sehr wichtigen Parameter der kritischen Bodenschubspannung sowie der Erosionsrate E für verschiedene Standorte und für unterschiedliche Sedimenttiefen – und damit unterschiedliche Kompaktierungsgrade – bestimmt. Diese Werte geben damit konkrete Vorstellungen darüber, wie sich das im Untersuchungsgebiet anstehende Material bei Wellenangriff verhält und mit welchen Abbauraten Sediment für den Weitertransport freigesetzt wird. Diese konkreten Feldparameter spielen eine große Rolle bei der besseren Spezifikation und Anpassung von lokalen Sedimenttransportmodellen in der Flachwasserzone der zu untersuchenden Testgebiete.

Im Rahmen des UED-Projektes wurden zwei Schwerpunktmesskampagnen in der Flachwasserzone vor Unteruhldingen durchgeführt, in deren Verlauf über einen Zeitraum von etwa einem Monat eine Vielzahl von physikalischen und sedimentologischen Parametern registriert wurde. Diese Datensätze erlauben einen sehr guten Einblick in die ablaufenden komplexen Prozesse in den untersuchten Flachwasserbereichen und bilden eine wertvolle Datenbasis für die nachfolgende Validierung von numerischen Modellen.

Während der ersten Messkampagne wurde ein Feldversuch zum Sohltransport in der Flachwasserzone vor Unteruhldingen-Stollenwiesen durch Dr. W. Ostendorp durchgeführt. Grundlage dieses Feldversuchs war die Ausbringung von Sand-/Kies-Tracern und Geröll-Tracern an drei verschiedenen Positionen:

- „Land“ – Nähe zum Ufer
- „Mitte“ – zwischen Ufer und Haldenkante
- „Halde“ – auf der Haldenkante

Alle Tracer wurden bei der Ausbringung durch GPS vermessen. Durch die wiederholte Einmessung der Tracer am Ende der ersten Messkampagne konnte die Lageveränderung der Sand-/Kies-Tracer und der Geröll-Tracer dokumentiert werden. Leider haben sich die Geröll- und Kies-Tracer innerhalb des dreiwöchigen Zeitraums nicht nennenswert verlagert. In der Sandfraktion blieben rund 90 bis 95 % unbewegt (Ostendorp,2010). Es ist jedoch ein Sohltransport in Richtung Ufer zu erkennen, der sich von Position „Halde“ bis hin zu „Land“ stärker ausprägte.

Ein Schwerpunkt der Arbeiten in 2010 war die Entwicklung und Anpassung gekoppelter numerischer Modelle mit dem Ziel, die in der Flachwasserzone ablaufenden Prozesse in Computersimulationen besser zu erfassen und quantitativ zu beschreiben. In diesem gekoppelten Modellsystem sind mehrere numerische Modelle miteinander verbunden, die die in der FWZ ablaufenden hydrodynamischen und sedimentologischen Prozesse beschreiben. Folgende Komponenten die gekoppelt und zeitschrittnah Informationen austauschen bilden dieses Modellsystem:

- Seegangsmodell
- 3-dim Strömungsmodell
- Sedimenttransportmodell

Die gesamte Modellkette wird mittels des Softwaresystems DEFLT3D (DELTARES, NL) realisiert und auf Multiprozessormaschinen im Institut für Seenforschung gerechnet.

In den bisher durchgeführten Arbeiten (siehe Kapitel 1.2.3) wurden die verschiedenen Modellkomponenten einer Validierung – d.h. einem Vergleich zwischen Modelldaten und Messungen - unterzogen und insbesondere die auftretenden Seegangs- und Strömungsfelder in umfangreichen Studien simuliert, um die Anpassungsgüte und Nachhersagegüte der Modelle zu bestimmen. In weiteren Schritten werden die Ergebnisse des angekoppelten Sedimenttransport- und Morphodynamikmodells untersucht und die im Gebiet auftretenden Sedimenttransportpfade sowie die simulierten Erosions- und Sedimentationsgebiete analysiert.

In Studien zum Verhalten der Modelle und der von ihnen simulierten hydrodynamischen Parameter zeigte sich sehr deutlich der überaus große Einfluss den die Güte des verwendeten Windfeldes (derzeit bereitgestellt vom Informationssystem BodenseeOnline) auf die nachfolgenden Simulationsergebnisse hat.

8.3.1 Modellsimulation zu Wellen, Strömungen und Sedimentumlagerungen

Messkampagnen

Im Rahmen des Interreg IV-Projektes »Erosion und Denkmalschutz im Bodensee und Zürichsee« (UED-Projekt) wurden zwei Intensivmesskampagnen in den Monaten April bis Mai und Oktober bis Dezember in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Umweltphysik und der limnologischen Tauchergruppe der Universität Konstanz durchgeführt.

In Abb. 8.2 ist die Ausbringung von Strömungsmessgeräten in 10 m Wassertiefe mit Hilfe von Tauchern dargestellt. Die Zusammenarbeit mit den Tauchern der Universität Konstanz erleichterte die Aufstellung der Messgestelle (Strömungsmesser) auf dem sehr lockeren Sediment nahe der steilen Haldenkante.



Abb. 8.2: Ausbringung von Strömungsmessgeräten in 10 m Wassertiefe mit Hilfe von Tauchern

Während beider Messkampagnen konnten Messdaten zu Wellenhöhen, Temperaturen, Strömungsgeschwindigkeiten (gesamte Wassersäule und bodennah), Trübungen, sowie IN-SITU Korngrößenverteilungen gesammelt werden. Nach aufwendiger Aufbereitung und Analyse der Rohdaten stehen die überarbeiteten Enddaten im Dateiformat *.mat zur Weiterverarbeitung in Matlab© zur Verfügung. An dieser Stelle muss jedoch festgehalten werden, dass einige Daten einer Trübungssonde nicht verwendet werden können, da die Messungen durch Algenbewuchs auf der Optik verfälscht wurden.

Neben diesen Parametern wurden auch meteorologische Parameter wie Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und –richtung durch eine Hobby-Meteorologiestation während der Monate November und Dezember aufgezeichnet. Die gesammelten Daten konnten für einen Vergleich von Windgeschwindigkeiten und –richtungen (im Bereich des Hafens in Unteruhldingen) mit BodenseeOnline Windfeldern genutzt werden. Dabei wurden zum Teil große Unterschiede zwischen den beobachteten Daten und den Winddaten aus BodenseeOnline festgestellt. Es bedarf jedoch längerer Reihen der Windmessungen in Unteruhldingen um eine genaue Aussage über die Genauigkeit der Windfelder aus Bodenseeonline zu ermöglichen.

Modellierung

Im Bereich der Modellierung wurden im Jahr 2010 mehrere Modellvarianten für den Bodensee getestet. Die vier verschiedenen Gitteranwendungen sind:

Ein-Domänenmodelle:

- Rechtwinklige Gitter (250x250 m Auflösung, 500x500 m Gitterauflösung)
- Curvilineare Gitter (bis maximal 20x20 m Gitterauflösung im Untersuchungsgebiet)

Multidomänenmodelle curvilinear:

- „Nesting“ – lokal verfeinerte Multidomänenmodelle (bis maximal 20x20 m Gitterauflösung)
- „Domain Decomposition“ – Aufteilung eines Ein-Domänenmodells in Teilgebiete mit dem Zweck, unterschiedlich hohe Gitterauflösungen zu kombinieren

In Abb. 8.3 ist die berechnete Bodenschubspannung im Bereich Unteruhldingen dargestellt. Die Simulation erfolgte für das curvilineare Multidomänenmodell vom Typ „Domain Decomposition“. Es ist deutlich eine numerische Inkonsistenz im inneren Teilgebiet (grünes Gitter) nahe der Grenze zum äußeren Teilgebiet zu erkennen. Dass Modell berechnete im Übergangsbereich zwischen den Teilgebieten zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten, die wiederum unplausible Bodenschubspannungen (cyan bis rot) ermöglichten. Daraus konnte abgeleitet werden, dass die Anwendung „Domain Decomposition“ nicht für die Modellierung der Prozesse in der Flachwasserzone (mit steilen Tiefengradienten zur Haldenkante) geeignet ist.

Nach weiteren intensiven Studien zu den vier Gitteranwendungen konnte geschlussfolgert werden, dass einzig allein curvilineare Ein-Domänenmodelle für die Anwendungen und Fragestellungen im Rahmen der Modellierungsarbeit im UED-Projekt am schwach dynamischen System Bodensee verwendet werden können.

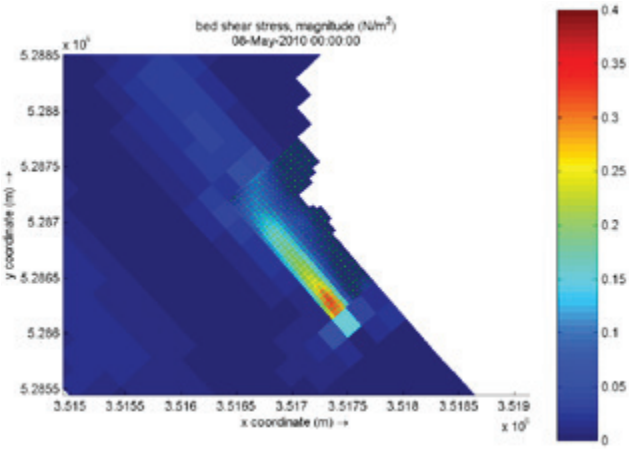


Abb. 8.3: Berechnete Bodenschubspannung im Bereich Unteruhldingen

Kalibrierung

Die Anpassung des Modells an die gemessenen Daten wie Wassertemperaturen, Wellenhöhe und Strömungsgeschwindigkeiten gestaltet sich schwierig. Aufgrund der oben genannten Schwächen der Windfelder, die als Modelleingangsparameter genutzt wurden, kam es zu leichten Unterschieden in den Wellenhöhen und zu starken bei Wassertemperaturen und Strömungsgeschwindigkeiten. Das Modell prognostiziert aufgrund ungenauer Winddaten aus den Windfeldern mehr oder weniger starke turbulente Austauschprozesse in der Flachwasserzone (<10 m Wassertiefe). Eng damit verbunden ist die Temperatur- und Strömungsgeschwindigkeitsverteilung, die an vielen Stellen unplausibel wirkte. Da der Wind als Eingangsgröße im numerischen Modell einen der wichtigsten Modellparameter darstellt, ist zu hoffen, dass die Veränderung von weiteren Modellparametern zu einer besseren Anpassung des Modells an die gemessenen Daten führt.

8.4 BWPLUS-Projekt „Drifterexperimente und Transportpfadsimulationen“

Seit dem Jahr 2008 wird das Informations- und Modellierungssystem BodenseeOnline operationell betrieben und liefert seitdem kontinuierlich Daten uind Informationen zu Meteorologie, Hydrologie und Hydrodynamik des Bodensees.

Am Beispiel des Bodensees (Obersee, d. h. Hauptbecken und Überlinger See) wurde dieses Online Informationssystem zum Management von Seen und zur Unterstützung von wasserwirtschaftlichen Entscheidungen im Hinblick auf den integrierten Gewässerschutz und die Störfallvorsorge im Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und der Deutschen Forschungsgemeinschaft von einem Konsortium von Firmen und Instituten entwickelt (nähere Informationen unter www.bodenseeonline.de). Dieses Projekt wurde in der Erstellungsphase des Onlinesystems in der Zeit vom 01.01.2005 bis 31.12.2007 durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung und die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert und wird aktuell in den Routinebetrieb durch das Land Baden-Württemberg überführt.

Im Rahmen des „Baden-Württemberg-Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)“ wurde im Jahr 2007 ein assoziiertes Projekt gestartet - “Messung großskaliger Transportpfade im Bodensee als Basis für ein Modellsystem zur Schadstoffausbreitung: Drifterexperimente und Modellvergleich” (kurz „Drifterexperimente und Transportpfadsimulationen“) - in dem unter der Projekteitung von Prof. Peeters das limnologische Institut der Universität Konstanz, Arbeitsgruppe Umweltphysik und das Institut für Seenforschung der LUBW, Sachgebiet Sedimentologie und Seenphysik, gemeinsam folgende Schwerpunktthemen bearbeitet haben.

1. Die Messung der Zirkulationsmuster im Bodensee unter unterschiedlichen Schichtungsverhältnisse mit Hilfe von Driftbojen und die Bereitstellung dieses Datensatzes zur Modellvalidierung ;
2. Die Validierung von hydrodynamischen Modellen, die am Bodensee bereits zur Strömungssimulation und Vorhersage advektiver Transportpfade betrieben werden (ELCOM, FLOW3D);
3. die Bereitstellung von Driftbojen, die im Schadensfall eingesetzt werden können um Schadstoffausbreitungen verfolgen zu können; und, als Ergänzung zum ursprünglichen Antrag auf Grund von Gutachterkommentaren,
4. Die Abschätzung der horizontalen Dispersion und der turbulenten horizontalen Diffusivität, um die horizontale Vermischung und Verdünnung von Schadstoffverteilungen abschätzen zu können.

Im Rahmen der BWPLUS-Förderung konnte für dieses Projekt am Limnologischen Institut der Universität Konstanz ein Projektmitarbeiter angestellt werden und wurden wesentliche Beiträge für das Vorhaben erarbeitet. Weitere Beiträge zum Projekt wurden durch das Ingenieurbüro KuP, Stuttgart, geleistet.

Das Projekt wurde Anfang 2011 mit der Abgabe des Endberichtes und einem entsprechenden Vortrag beim BWPLUS-Kolloquium abgeschlossen.

Im Weiteren werden Ergebnisse des Projektes und die Zusammenfassungen aus dem Schlußbericht [Peeters, F. & T. Wolf, 2011] auszugsweise wiedergegeben. Dabei muss

zwangsläufig eine starke Verdichtung der umfangreichen Ergebnisse stattfinden und Resultate können nur stark verkürzt aufgeführt werden.

Experimente mit Driftkörperbojen

Zur Bestimmung der advektiven großskaligen Strömungen im Bodensee wurden in insgesamt 15 mehrtägigen Feldexperimenten jeweils eine Vielzahl von Driftern bei unterschiedlichen Schichtungsbedingungen eingesetzt. sieben dieser Experimente wurden im Überlingersee (ULEX I-VII) und acht Experimente wurden mit in der Regel mehr als zehn simultan propagierenden Driftern im zentralen Obersee (OBEX I-VIII) durchgeführt. Eine Übersicht über die Drifterpfade in diesen Exprimenten gibt die Abb 8.4.

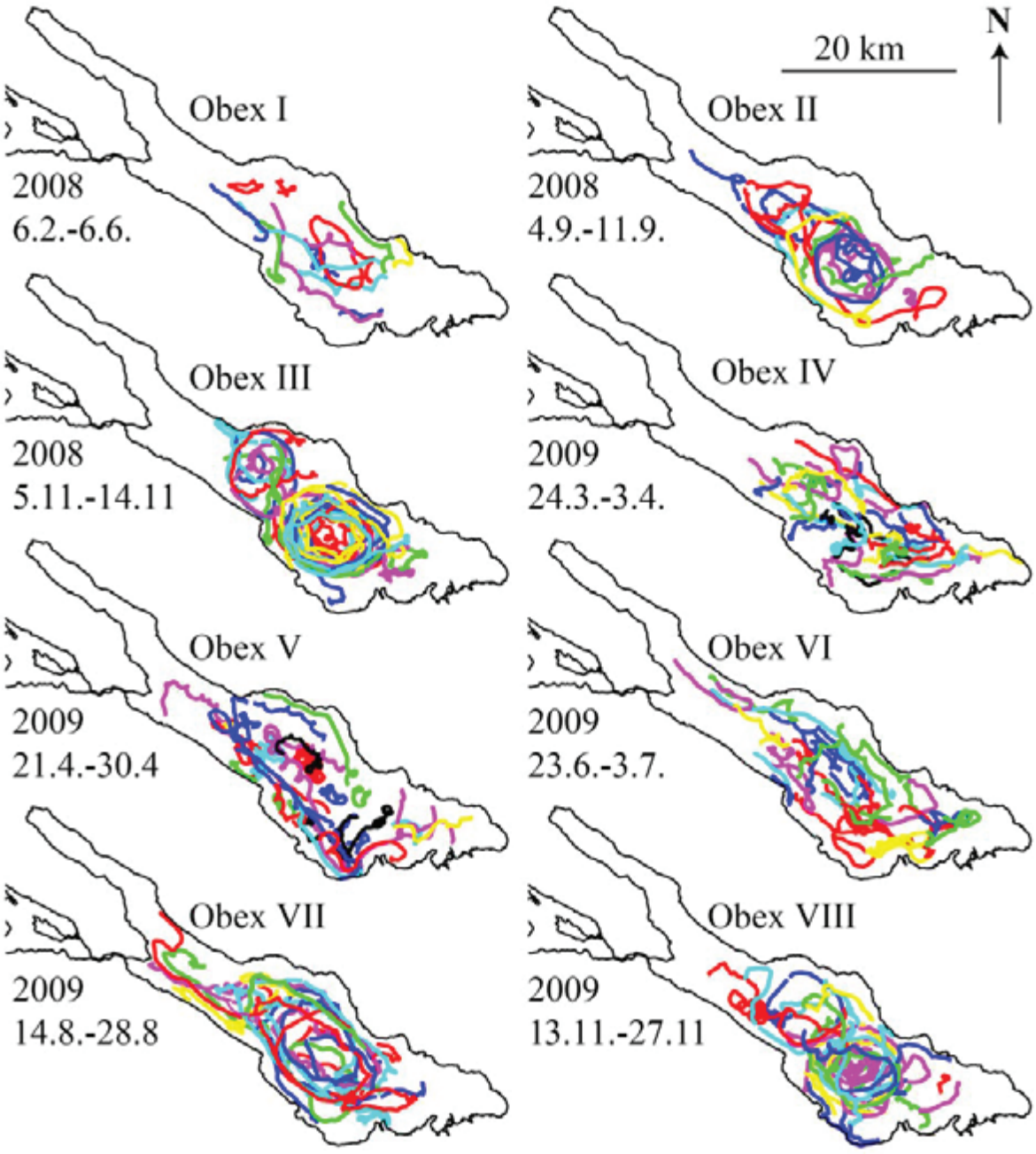


Abb. 8.4: Übersicht über die Drifterexperimente zum advektiven Transport im Obersee: Obex-Experimente. In schwarz sind die Trajektorien von denjenigen Driftern dargestellt, die unter 6 m Wassertiefe eingesetzt wurden. In einigen Experimenten insbesondere im Überlingersee wurden die Drifter nah beieinander eingesetzt, sodass die Drifterpfade in den Abbildungen nahezu übereinander liegen (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011])

Eingesetzte hydrodynamische Modelle und deren Anwendung im Projekt

Die Simulationen an der Universität Konstanz und bei KuP wurden mit dem Seen- und Küstenmodell ELCOM (Estuary, Lake and Coastal Ocean Model) des Centre for Water Research der University of Western Australia (CWR) durchgeführt. ELCOM wurde im Rahmen des Projektes BodenseeOnline (Kooperationsprojekt der Universität Stuttgart, KuP und IKE) auf den Bodensee angepasst und ist zur Zeit die Grundlage für die prognostische Modellierung des Bodensees im online Betrieb. Bei Projektbeginn wurde in BodenseeOnline für dieses Modell eine horizontale Auflösung von 400 m and eine vertikale Auflösung von 2,5 m in Oberflächennähe verwendet. In diesem Projekt wurde typischerweise mit dem gleichen horizontalen Gitter (400 m Auflösung), in der Vertikalen aber mit einer Auflösung von 1 m in den oberen 30 m Wassertiefe, darunter mit einer langsam zunehmende Auflösung bis auf 10 m Gitterweite gerechnet. Der Modellzeitschritt von vier Minuten in BodenseeOnline wurde in den Simulationen für Obex III übernommen. In allen anderen Simulationen verwenden wir in der Numerik Zeitschritte von einer Minute.

Am Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Messungen, Umwelt und Naturschutz Baden Württemberg (ISF der LUBW) wird das Modell FLOW3D (DELTARES, Niederlande) eingesetzt. FLOW3D ist ein multidimensionales hydrodynamisches Modell, daß für die Berechnung von Transportwegen in stehenden und durchflossenen Gewässern verwendet werden kann. Das Modell wird typischerweise im Bodensee auf numerischen Gittern mit horizontalen Auflösungen dx={1km ... 250 m} und in Abhängigkeit von der gewählten Gitterauflösung mit einem internen Zeitschritt dt von wenigen Sekunden bis Minuten betrieben. Für die Simulationen im Rahmen des Projektes wurde eine horizontale Auflösung dx=500 m und eine vertikale Auflösung verwendet, die der des ELCOM-Modells entspricht.

Beide Modelle, ELCOM und FLOW3D, nutzen die von BodenseeOnline bereitgestellte Meteorologie und die in BodenseeOnline integrierten Windfelder. Die Initialisierung der Temperaturverteilung erfolgt in beiden Modellen durch Vorgabe einer vertikalen Temperaturverteilung aus Temperaturmessungen an der tiefsten Stelle des Sees, die zweiwöchentlich vom ISF im Rahmen des Monitoringprogramms der IGKB durchgeführt werden.

Windmodelle

Für den Antrieb der hydrodynamischen Modelle wurden insgesamt vier verschiedene Windfelder verwendet, mit denen die hydrodynamischen Modelle ELCOM und FLOW3D betrieben wurden. Zum einen das LIN-Windfeld, das von BodenseeOnline standardmässig als Randbedingung für das hydrodynamische Modell ELCOM verwendet wird. Beim LIN-Windfeld werden die an verschiedenen Landstationen stündlich gemessenen Windgeschwindigkeiten räumlich linear interpoliert, um die Windgeschindigkeiten an den Modellgitterpunkten auf dem See zu erhalten.

Das zweite für die hydrodynamische Modellierung zur Verfügung stehende Windfeld ist das MCF-Windfeld (Mass Consistent Flow), das vom Institut für Kernenergetik und Energiesysteme (IKE) im Rahmen des Projekts BodenseeOnline für den Bodensee aufgesetzt wurde.

Als drittes Windfeld wurde das COSMO-2 Windfeld von Swiss-Meteo verwendet, dass im Rahmen einer Zusammenarbeit mit Michael Sprenger (Institut für Atmosphäre und Klima, ETH-Zürich) zur Verfügung gestellt wurde. Dieses Windfeld wurde allerdings nur für ELCOM angepasst.

Als viertes Windfeld bzw. Windfeldantrieb wurden die von der Wetterstation des Deutschen Weeterdienstes in Konstanz gemessenen Windzeitreihen verwendet, um ein über dem Bodensee homogenes Windfeld für FLOW3D zu erzeugen.

Vergleich der hydrodynamischen Modelle mit Temperatur- und Strömungsmessungen

Sowohl das 3-dimensionale hydrodynamische Modell ELCOM (BodenseeOnline-Standardmodell) wie auch FLOW3D (DELTARES; hydrodynamisches Standardmodell am ISF), wurden mit verschiedenen Windantrieben gesteuert und deren Simulationsergebnisse mit Temperatur- und Strömungsmessungen verglichen. Häufig werden Temperaturmessungen verwendet, um die Güte der hydrodynamischen Modelle näher zu charakterisieren, während

im BWPLUS-Projekt „Drifterexperimente und Transportpfadsimulationen“ darüberhinaus auch stationäre Strömungsmessungen und vor allem Driftkörpermessungen verwendet wurden, um die advektiven Transporteigenschaften der Modelle zu validieren und besser einschätzen zu können.

Unter anderem wurde das hydrodynamische Modell FLOW3D in verschiedenen Konfigurationen hinsichtlich der Gitterstruktur - fixe Vertikalauflösung der Modelldomain FLOW3D z-layer-Modell und topographiefolgende Vertikallayer FLOW3D sigma-layer-Modell - und für verschiedene Windantriebe betrieben.

Die Simulationen wurden mit Temperaturregistrierungen an der EU-Boje im Überlinger See verglichen, um die Wiedergabe der thermischen Stratifikation und die Simulation der Dynamik der beckenweiten internen Schwingungen zu untersuchen. Dabei zeigte sich, dass das Modell sensitiv auf die Wahl der modellinternen Parameter reagierte und das Modell-Setup sorgfältig gewählt werden muss, um eine hinreichend gute Wiedergabe der internen Schwingungen mit dem Modell zu erreichen. Ein Modelllauf mit einer guten Übereinstimmung zwischen Simulation und gemessenen Temperaturverlauf ist in Abbildung 8.5 dargestellt. Die Simulation wurde mit dem inhomogenen LIN-Windfeld angetrieben.

In ähnlicher Weise wurden für FLOW3D auch Vergleiche mit im Obersee gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten durchgeführt – siehe Abb. 8.6. Verglichen werden hier die Simulationsergebnisse mit Messungen die im Obersee mittels eines ADCP (acoustic doppler current profiler – akustischer Strömungsprofilierer) gewonnen wurden.

In Abb. 8.7 ist der Vergleich der Strömungsgeschwindigkeiten für Simulationen mit dem hydrodynamischen Standardmodell in BodenseeOnline – ELCOM - dargestellt. Zu sehen ist, daß die generelle Struktur, Magnitude und zeitliche Periodizität der Simulationen eine gute Übereinstimmung mit den Messungen aufweisen.

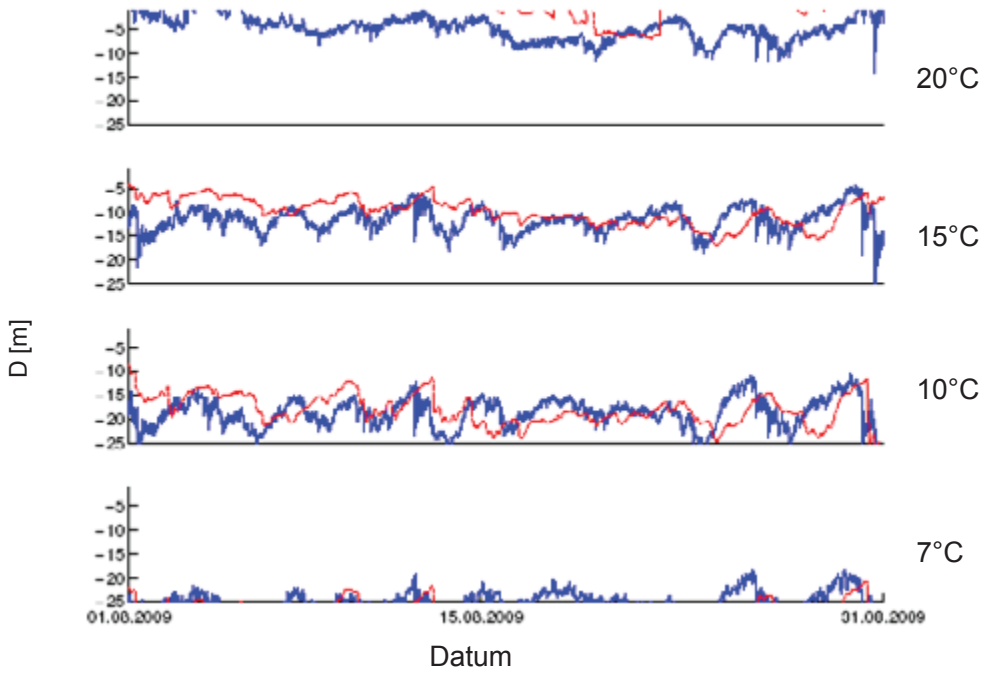


Abb. 8.5: Vergleich der gemessenen (blaue Linie) und simulierten (rot Linie) Auslenkung der Isothermen für {7, 10, 15 und 20}°C im zentralen Teil des Obersees am Messpunkt Fischbach-Uttwil für August 2009. Die Simulation mit FLOW3D kann sowohl Amplitude als auch Form der internen beckenweiten Schwingungen hinreichend genau simulieren. Es kommt zu Verschiebungen in der Phasenlage. (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011])

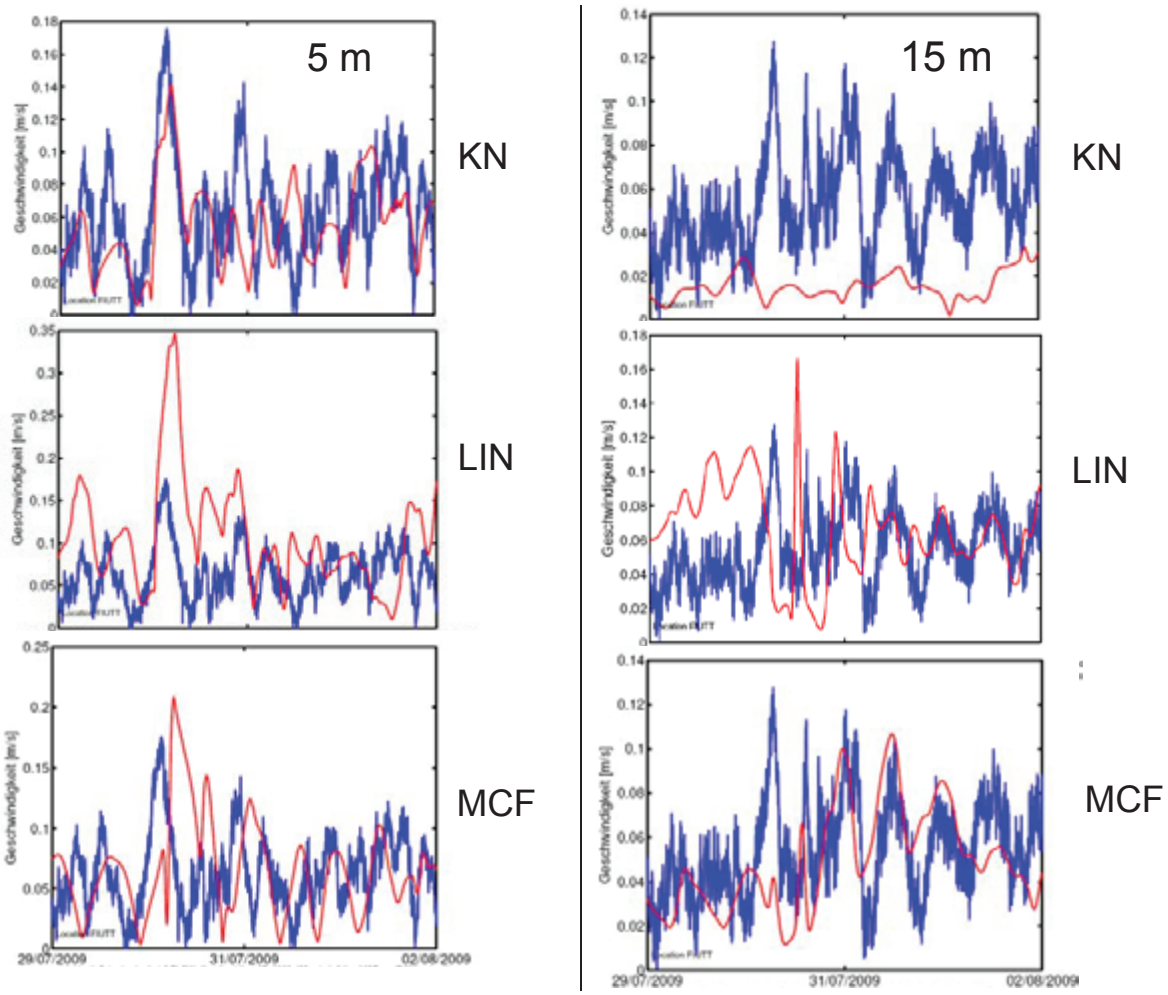


Abb. 8.6: Vergleich zwischen simulierten (rot) und gemessenen (blau) Strömungsgeschwindigkeiten am Messpunkt Fischbach-Uttwil im zentralen Teil des Obersees für Simulationen mit FLOW3D z-layer-Modell mit unterschiedlichen Windfeldern {KN, LIN, MCF}. Wesentliche Strukturen des Strömungssignals werden durch die Simulation reproduziert. Linke Abbildung : Wassertiefe D=5 m; Rechte Abbildung : Wassertiefe D=15 m. (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011])

Driftkörpersimulationen

Ein Schwerpunkt des BWPLUS-Projektes „Drifterexperimente und Transportsimulationen“ sind die Vergleiche zwischen gemessenen Driftkörperbewegungsbahnen und den von den hydrodynamischen Modellen simulierten Transportpfaden. Dieser Vergleich bietet die Möglichkeit nicht nur die augenblicklichen Werte von z. B. der Temperatur oder die an einem Ort gemessene Strömungsgeschwindigkeit mit den Modellen zu vergleichen, sondern den realen Prozess eines Stofftransportes im See zu simulieren und die resultierenden Verteilungen der simulierten Teilchenwolken mit den tatsächlichen Aufenthaltsorten der Driftkörper zu vergleichen.

Auf diese Art und Weise kann besser eingeschätzt werden, über welche Zeiträume hinweg und mit welcher Genauigkeit derzeit advektive Transportprozesse mit den zur Verfügung stehenden hydrodynamischen Modellen berechnet werden können. Eine große Rolle kommt dabei insbesondere auch dem Windinput – d. h. der Güte der zur Verfügung stehenden Windfeldinformationen - über dem See zu.

In der Abb. 8.8 werden Simulationsergebnisse von ELCOM für einen passiven Tracer dargestellt. Bei dieser Simulation werden die Bewegungsbahnen der einzelnen realen Driftkörper mittels eines Ensembles von numerischen Tracerpartikeln im Modell simuliert. Dabei kann durch die Verwendung eines ganzen Ensembles von numerischen Tracerpartikeln der stochastische Charakter der auf die Driftkörper wirkenden lokalen Dispersion und Diffusion besser erfasst werden. Durch diese Herangehensweise können die zwangsläufig nicht rein deterministisch ablaufenden Transportprozesse besser erfasst werden und werden die Bewe-

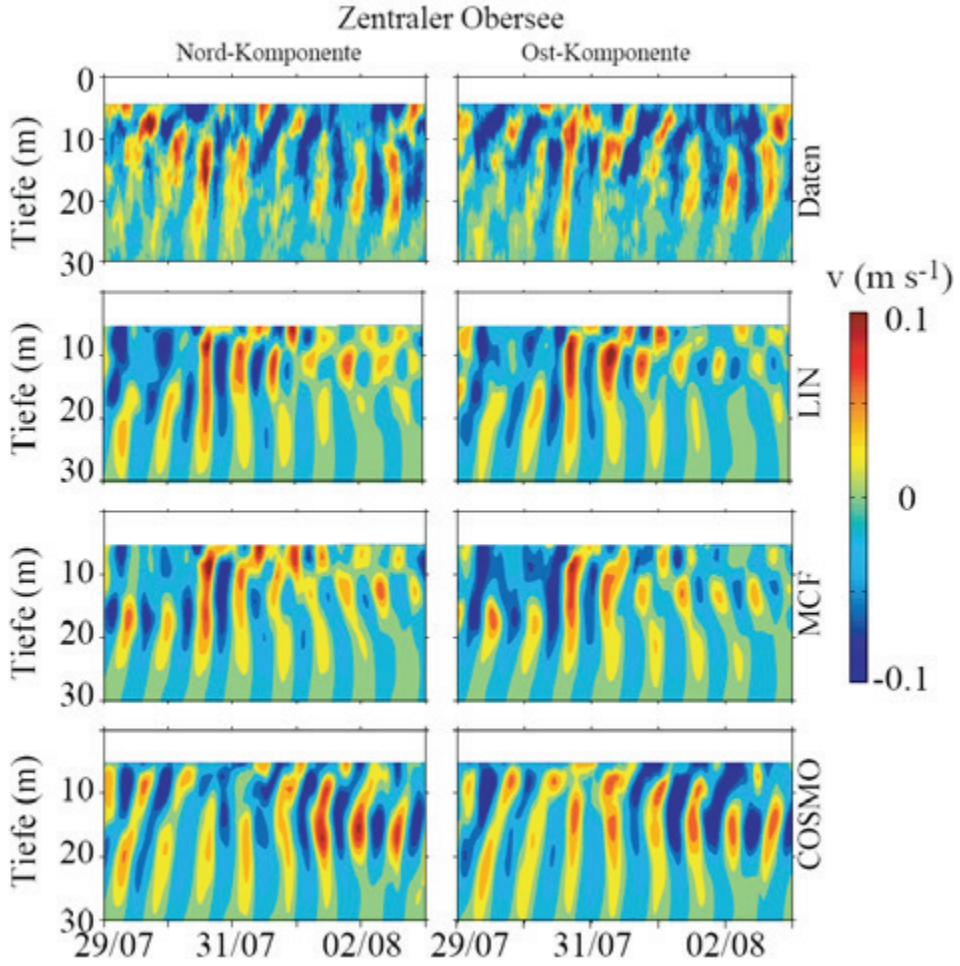


Abb. 8.7: Vergleich gemessener und simulierter Strömungsprofile im zentralen Obersee an der Stelle Fischbach-Uttwil für das hydrodynamische Modell ELCOM (Standardmodell BodenseeOnline). Daten (oberstes Panel) und Simulationen mit unterschiedlichem Windantrieb liefern Strömungsmuster typisch für Poincareewellen. Die Periode der rotierenden Strömungen ist etwa 16 Stunden. (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011])

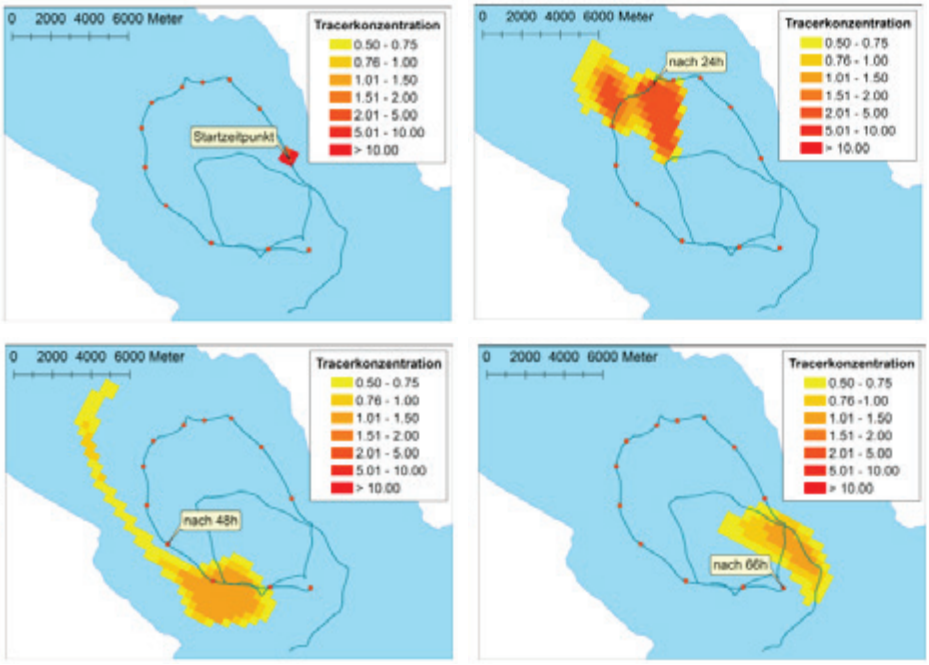


Abb. 8.8: Die Ausbreitung eines simulierten passiven Markierungsstoffs im Vergleich zum korrespondierende gemessenen Drifterpfad. Der Markierungsstoff wurde für den Zeitraum vom 23.08 bis zum 25.08 mit ELCOM für das mit dem LIN-Windfeld berechnete Strömungsfeld simuliert. Die Ergebnisse sind nach 0, 24, 48 und 66 Stunden dargestellt. (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011]; Stefan Mirbach, KuP-Bericht Appendix 3).

gungsbahnen einzelner numerischer Tracerpartikel durch die Aufenthaltsräume und Aufenthaltswahrscheinlichkeiten von ganzen teilweise stochastisch propagierten Tracerwolken abgelöst.

Die Bewegung des Schwerpunkts der simulierten Tracerverteilung gibt in der Zeitperiode vom 23.08. bis zum 25.08. die Form der Bahnkurve eines Drifters sehr gut wieder. Der Vergleich der simulierten Tracerverteilung mit dem Drifterpfad legt nahe, dass bei stärkeren Winden mit ausgeprägter Windrichtung und den daraus resultierenden größeren Wasserströmungen zumindest die Struktur der horizontalen Zirkulation besser simuliert werden kann als bei schwächeren Winden. Bei schwächeren Winden und Strömungen sind die Anforderung an die Güte des Windfelds, aber auch an die Simulation des Strömungsfeldes besonders hoch.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die statistischen Eigenschaften der mit FLOW3D simulierten numerischen Drifterensembles ähnliche Verteilungen wie die von ELCOM simulierten Ensembles aufweisen. Während grundsätzlich ähnliche Verteilungen für einige einfache Grundparameter, wie z.B.: mittlere Geschwindigkeit der Drifterensemble - erreicht werden, zeigen jedoch die simulierten Drifterbahnen, wie auch die großen Abstände zwischen realem Drifterort und simulierten Aufenthaltsbereich, eindeutig die derzeit noch bestehenden Probleme bei der Simulation von advektiven Transporten auf.

Die Genauigkeit und Güte der Vorhersage von advektiven Transporten hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, unter denen die Qualität des Windmodells bzw. die Repräsentanz des im Modellgebiet verwendeten Windmodells sicherlich eine überragende Rolle spielt. Darüberhinaus zeigen aber auch die durchgeführten Sensitivitätsstudien, dass die hydrodynamischen Modelle auf verschiedene Variationen im Setup des Modells sensitiv reagieren und bereits scheinbar kleinere Änderungen im Modell-Setup zu großen Wirkungen hinsichtlich des simulierten Geschwindigkeitsfeldes führen können. Das verstärkt sich um so mehr, als die betrachteten Drifterexperimente bzw. advektiven Transporte akkumulative Größen beschreiben, d.h. die über eine bestimmte Zeit hinweg entlang eines Pfadintegrals integrierten Eigenschaften des aktuellen Strömungsfeldes aufsummieren. Scheinbar kleine Änderungen in den untersuchten statistischen Parametern können daher mit großen Änderungen in den berechneten Transportpfaden einhergehen.

Zusammenfassung

Hier sollen einige der zentralen Schlussfolgerungen des Projektes wiedergegeben werden. Für eine detaillierte und umfassende Bewertung verweisen wir hier auf den Abschlussbericht zum BWPLUS- Projekt „Messung großskaliger Transportpfade im Bodensee als Basis für ein Modellsystem zur Schadstoffausbreitung: Drifterexperimente und Modellvergleich. Schlußbericht zum Projekt“ [Peeters, F. & T. Wolf, 2011].

1. Die Datenplattform BodenseeOnline ist eine hervorragende Basis für Modellanwendungen im Bodensee, ohne die eine Datenzusammenstellung zum Antrieb von Modellen zur Simulation beckenweiter Strömungen praktisch unmöglich ist.

2. Mit dem in BodenseeOnline integrierten Modellsystem (ELCOM mit LIN- oder MCF-Windfeld), wie auch mit dem hydrodynamischen Modell FLOW3D, lassen sich die grundsätzliche Struktur, Periode und Amplitude beckenweiter interner Wellen gut beschreiben. Bei detaillierter Betrachtung weichen Phasenbeziehung, Strömungsgeschwindigkeiten und Strömungsrichtung von den tatsächlichen Strömungen allerdings ab.

3. Die Trajektorien der einzelnen Drifter können mit dem Modellsystem derzeit noch nicht zuverlässig beschrieben werden. Selbst kurzfristige Prognosen des advektiven Transports von Driftern innerhalb von 6 Stunden stimmen sowohl in Ausbreitungsrichtung und Ausbreitungsgeschwindigkeit nicht sehr gut mit den Daten überein. Daher ist eine zuverlässige Prognose des advektiven Transports von Schadstoffen mit dem in BodenseeOnline integrierten Modellsystem noch nicht möglich.

4. Allerdings kann mit Hilfe der Simulationen das Gebiet, in dem sich eine Schadstoffverteilung nach einigen Stunden aufhalten kann, eingeschränkt werden.

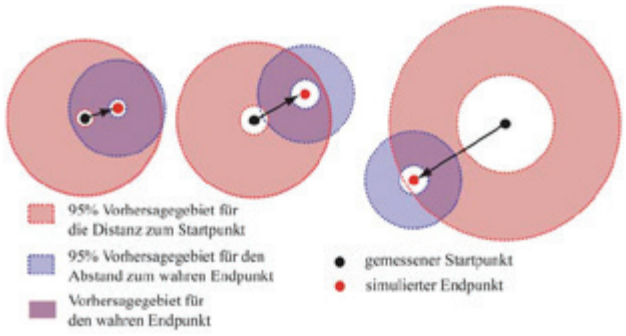


Abb. 8.9: Illustration der Berechnung des Vorhersagegebietes für den Aufenthalt des wahren Drifters aus den Simulationsrechnungen und einem stochastischen Modell des Simulationsfehlers. Die Wahrscheinlichkeit, dass der wahre Endpunkt der Drifterpfades im Vorhersagegebiet liegt ist größer als 90 %. (Quelle : [Peeters, F. & T. Wolf, 2011])

Besonders bei großen Strömungsgeschwindigkeiten ist diese Gebiet deutlich kleiner als eine Abschätzung allein aus dem Betrag der Geschwindigkeit liefern würde. Ein dazu entwickeltes konzeptionelles Modell verbindet die Informationen des hydrodynamischen Modells mit einem stochastischen Modell zur Beschreibung der Unsicherheit der simulierten Drifterbahnen (siehe Abb. 8.9).

Die Ergebnisse unserer Studien legen nahe, das Krisenmanagement nach Unfällen mit Schadstoffen im Bodensee durch Simulationen mit dem in BodenseeOnline integrierten Modellsystem zu unterstützen und gleichzeitig die aktuelle Ausbreitungssituation des Schadstoffes durch Einsatz von Driftern im Bereich der Schadstofffahne zu überwachen.

Das Projekt wurde im Rahmen des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS) unter dem Förderkennzeichen BWK 27009 mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

Literatur :

Peeters, F. & T. Wolf, 2011 : „Messung großskaliger Transportpfade im Bodensee als Basis für ein Modellsystem zur Schadstoffausbreitung: Drifterexperimente und Modellvergleich. Schlussbericht zum Projekt“, Förderkennzeichen: BWK 27009 - Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

8.5 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons am Bodensee-Obersee

Im Rahmen eines auf drei Jahre befristeten Werkvertrages zwischen der LUBW und der Universität Konstanz erfolgt seit 2008 eine „Statistische Auswertung der Reaktion der Phytoplankton-Lebensgemeinschaft des Bodensees auf trophische und klimatische Veränderungen“ durch die Arbeitsgruppe von PD Dr. Dietmar Straile am Limnologischen Institut. Die Auswertungen werden 2011 abgeschlossen und beinhalten:

- Sichtung und Überarbeitung der Langzeitdaten
- Literaturstudie: Autökologie von Phytoplanktonarten
- Literaturstudie: Phytoplankton anderer vergleichbarer Seen
- Analyse der Gesamtphytoplanktonentwicklung
- Analyse der Lebensgemeinschaft: multivariate Analysen
- Analyse der Lebensgemeinschaft: Einzelarten
- Diversitätsanalyse
- Analyse des Artenturnovers

Bis 2010 wurden die ersten sechs Positionen bearbeitet und die bisher erhaltenen Ergebnisse in zwei Zwischenberichten dargestellt. Dabei konnten unterschiedliche Muster für die Langzeit- und saisonale Entwicklung auf Art- und Gruppenebene herausgearbeitet werden, die neben der Trophie auch durch andere Faktoren bestimmt sind. Bezüglich der Reaktion auf die Oligotrophierung ergaben die Auswertungen, dass die Reaktion des Phytoplanktons nicht stetig erfolgte, sondern eher sprunghaft innerhalb kurzer Zeit (Mitte der 90er Jahre) von einem alten Gleichgewichtszustand zu einem neuen erfolgte

Derzeit werden die noch fehlenden Positionen bearbeitet und ein zusammenfassender Endbericht erstellt. Neben Vorträgen auf nationalen und internationalen Tagungen (z. B. DGL, ASLO) wurden wichtige Ergebnisse der bisher vorliegenden Auswertungen in zwei Manuskripten zur Pu-

blikationen unter Mitautorschaft von Herrn Dr. Kümmerlin eingereicht.

8.6 Projekt „SchussenAktiv“

Zur Reduktion toxischer und hormoneller Potentiale und Wirkungen werden derzeit im Bodenseeeinzugsgebiet vier Kläranlagen mit weitergehenden Reinigungsstufen (Aktivkohle) ausgerüstet. Im Rahmen einer vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg geförderten Modellstudie „Begleitende biologische und chemische Erfolgskontrolle an der Kläranlage Langwiese (AZV Mariatal) und an der Schussen im Bodensee-Einzugsgebiet“ soll die Effizienz der Reduktion der Gehalte an anthropogenen Spurenstoffen durch Aktivkohle in Kläranlagen überprüft werden. Die Projektlaufzeit ist von Juni 2010 bis Mai 2012.

Es sollen damit durch eine "Vorher-Nachher-Studie" die Grundlagen für eine Erfolgskontrolle für den Ausbau der Kläranlage Langwiese erbracht werden, indem der

- Nachweis zur Verbesserung der Gesundheit von Fischen und Fischnährtieren (Relevanz für Ökosystem)
- Nachweis zur Reduktion von toxischen und hormonellen Potentialen und Wirkungen (Relevanz für Ökosystem und Mensch)

geführt werden soll.

Dieses Ziel soll in dem von Frau Prof. Dr. Triebskorn von der Universität Tübingen koordinierten Projekt durch eine Kombination von aktivem und passivem Monitoring an Messstationen der Schussen oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung Ravensburg sowie durch gezielte Labortests erreicht werden.

Für die hierzu durchgeführten Felduntersuchungen werden neben dem Ablauf der Kläranlage auch Wasser und Sedimente der Schussen oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung beprobt. Als Referenz für einen vergleichsweise gering belasteten Fluss wird eine Messstelle an der oberen Argen beprobt.

Beim passiven Monitoring wird die Gesundheit der Fische am Beispiel von Döbel und Schneider sowie von Fischnährtieren am Beispiel von Bachflohkrebsen untersucht. Dabei werden die Kriterien Paratisierungsgrad, Gewebeschäden, Stressproteine, Entgiftungsenzyme, Fekundität und Geschlechterverhältnis zur Bewertung herangezogen. Zusätzlich wird durch chemische Analytik die Belastung von Wasser, Sediment und Organismen mit Schadstoffen erhoben.

Beim aktiven Monitoring werden jeweils an Messstationen der Schussen und Argen im Bypass in fünf Durchflussaquarien ökotoxische Wirkungen durch Exposition von männlichen Forellen, und Forelleneiern untersucht. Der Nachweis entwicklungstoxischer Wirkungen wird anhand Mortalität, Entwicklungsgeschwindigkeit, Herzschlagrate, Schlupfzeitpunkt, Schlupferfolg, Organintegrität, Stressproteine sowie Produktion von Vitellogenin bei männlichen Forellen (zum Nachweis von hormonell bedingter Verweiblichung) erbracht.

In ergänzenden Labortests mit Organismen und Zellkulturen werden toxische Potenziale von Wasser- und Sediment-Proben aus dem Ablauf der Kläranlage und den Flüssen untersucht. Als Kriterien dienen dabei

- Entwicklungsgeschwindigkeit und Herzschlagfrequenz bei Zebrabärbling
- gentoxische und zelltoxische Potentiale in Zellkulturtests
- Nachweis hormoneller Potentiale und Wirkungen anhand von Zelltests für östrogene und anthropogene Potentiale (Reportergenassays, E-Screen)
- Lebendtests für hormonelle Potentiale mit Schnecken

Der jetzt laufende erste Projektteil „Schussen aktiv“ dient vor allem zur Erfassung des Ist-Zustandes vor der Maßnahme als Basis zur Bewertung der Auswirkungen nach der Maßnahme. Dabei sind folgende Projektpartner beteiligt:

- Universität Tübingen, STZ Ökotoxikologie (Triebskorn, Köhler): Koordination, Histologie, Embryotests, Stressproteine, Vitellogenin, Biotransformationsenzyme
- ISF Langenargen (Hetzenauer, Güde, Engesser): Beratung, Elektrobefischung
- BBW – Biologiebüro (Weymüller): Technik und Wartung der Bypass-Stationen
- DVGW-TZW Karlsruhe (Sacher): Chemische Analytik
- Universität Frankfurt (Oehlmann): Potamopyrgus-Tests für endokrine Wirkungen in vivo
- Masaryk University, RECETOX, Brno (Blaha): Reportergenassays für endokrine Wirkungen in vitro
- Universität Stuttgart (Kuch): E-Screen für endokrine Wirkungen in vitro
- Gewässerökologisches Labor Starzach (Wurm): Makrozoobenthoserhebungen
- Hydra-Büro Konstanz (Rey): Dokumentation der Projektergebnisse

Da die Untersuchungen noch andauern, können noch keine abschließenden Ergebnisse dargestellt werden. Dennoch bestätigen die bislang vorliegenden Befunde, dass die Schussen eine deutlich höhere Belastung mit Fremdstoffen als die Argen aufweist (Abb. 8.10) und dass auch die Flusssedimente als Zwischenlager für Schadstoffe dienen. Auch die bislang vorliegenden Wirktests zeigen eine ähnliche Belastungstendenz.

Da vorerst nur die Finanzierung zur Erfassung des Ist-Zustandes vor der Maßnahme gesichert war, wurde anlässlich einer BMBF-Ausschreibung "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf" ein erweiterter Folge-Antrag für das Projekt Schussen-Aktivplus gestellt. Dieses Projekt zur „Reduktion von Mikroverunreinigungen und Keimen durch weitergehende Behandlung von Kläranlagenabläufen und Mischwasser aus Regenüberlaufbecken verschiedener Größe zur weiteren Verbesserung der Gewässerqualität des Bodenseezuflusses Schussen“ wurde inzwischen genehmigt, so dass ab 2012 auch die Erhebungen zum Zustand nach der Maßnahme gesichert sind.

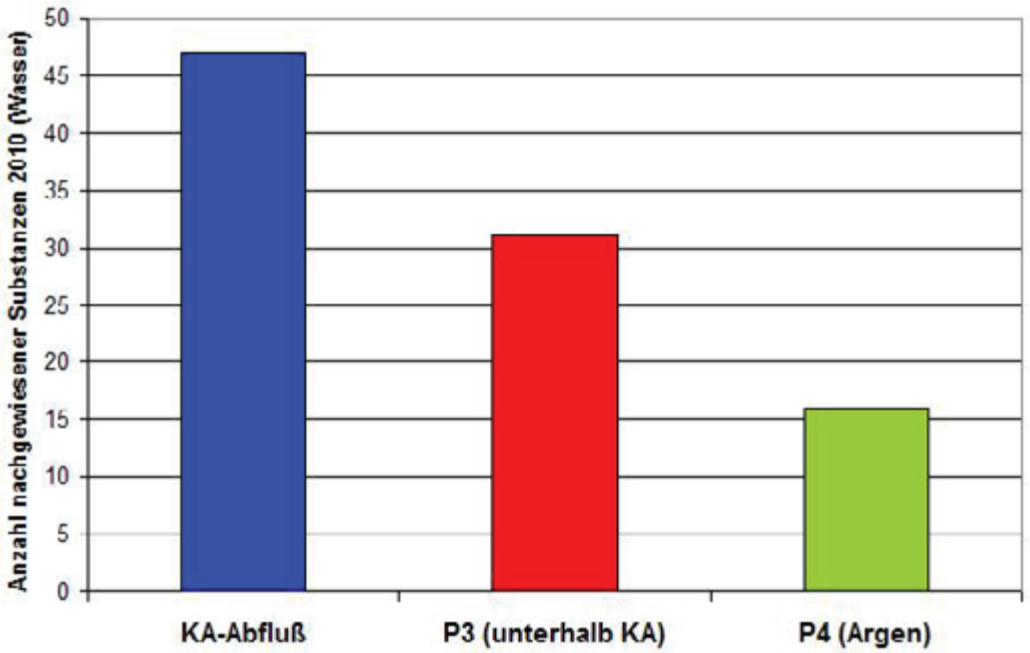


Abb. 8.10: Anzahl nachgewiesener Fremdstoffe im Ablauf der Kläranlage Ravensburg, sowie in Schussen und Argen (Quelle: Zwischenbericht Prof. Dr. Triebskorn, Mai 2011)

9 Öffentlichkeitsarbeit

9.1 Bodenseekolloquium 2010



Abb. 9.1: Margareta Barth, Präsidentin der LUBW und Dr. Gerd Schröder, Leiter des Instituts für Seenforschung

90 Jahre Institut für Seenforschung in Langenargen
Bodenseekolloquium Umweltwandel am Bodensee

Im Jahr 1920 wurde der Verein für Seenforschung und Seenbewirtschaftung mit Institut in Langenargen gegründet. Seither ist das Institut für Seenforschung (ISF) in Langenargen um den Schutz der Ökosysteme Bodensee und kleine Seen in Baden-Württemberg bemüht. Welche immer neuen Herausforderungen sich in den vergangenen Jahrzehnten ergaben, zeigte Margareta Barth, Präsidentin der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LUBW) in ihrem Einführungsreferat eindrücklich auf. Dabei lassen sich fünf Phasen der naturkundlichen Forschung am Bodensee unterscheiden. Nach ersten Bestandsaufnahmen folgte die Erarbeitung limnologischer und fischereilicher Einzelergebnisse, die vertiefte Erforschung der biologischen und chemisch-physikalischen Zusammenhänge, bevor es dann durch die dramatische Eutrophierung zu gravierenden Veränderungen des Ökosystems kam. Heute können die Gewässerschützer auch auf eine erfolgreiche Sanierungs- und Reparaturphase blicken und die Herausforderungen der Zukunft angehen.

Institutsleiter Heinz Gerd Schröder und seine Mitarbeiter vertieften in ihren Vorträgen verschiedene aktuelle Schwerpunkte. So beschäftigt sich der Chemiker Harald Hetzenauer schon seit längerer Zeit mit den Mikroverunreinigungen, die der Mensch zunehmend in den Gewässern hinterlässt. Industrieprodukte, Pflanzenschutzmittel oder Pharmarückstände stellen die Fachleute vor ganz neue Herausforderungen, da oftmals unklar ist, wie sich diese Produkte auf die Lebewelt im Wasser auswirken. Gleichzeitig zeigen die von Physiker Bernd Wahl ausgewerteten Langzeitdaten deutlich, dass der Klimawandel am Bodensee bereits angekommen ist und sich Natur und Mensch auf neue Rahmenbedingungen einstellen müssen.

Durch Bevölkerungswachstum und stetig steigende Freizeitaktivitäten ist nur noch rund die Hälfte des Bodenseeufers in einem natürlichen oder naturnahen Zustand. Nach wie vor drängt der Mensch an die Ufer des Bodensees und möchte sie seinen jeweiligen Vorstellungen anpassen. Geologe Martin Wessels zeigte in seinem Vortrag auf, dass das Ergebnis für die Ökologen häufig eine fatale „Verschlimm-Besserung“ ist.

Schon in der Zeit zwischen den beiden Weltkriegen waren für die Langenargener Seenforscher die kleinen Seen im Land Modellgewässer und Ökosysteme, die es zu beobachten und zu erforschen galt. „Klein aber fein“, ihr sensibles Ökosystem jedoch häufig durch intensive Landwirtschaft bedroht, so lautet das Fazit von Biologe Hans Güde.

Dass sich die Gewässerschützer in Langenargen nicht auf ihren Lorbeeren ausruhen und auch nach 90 Jahren keine Alterserscheinungen aufweisen, wurde im Gastvortrag von Gewässerökologe Piet Spaak von der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz deutlich. Er skizzierte Wege in eine zukunftsweisende Gewässerforschung, die auch für die Kollegen in Langenargen neue Perspektiven bedeuten.

9.2 Tag der offenen Tür



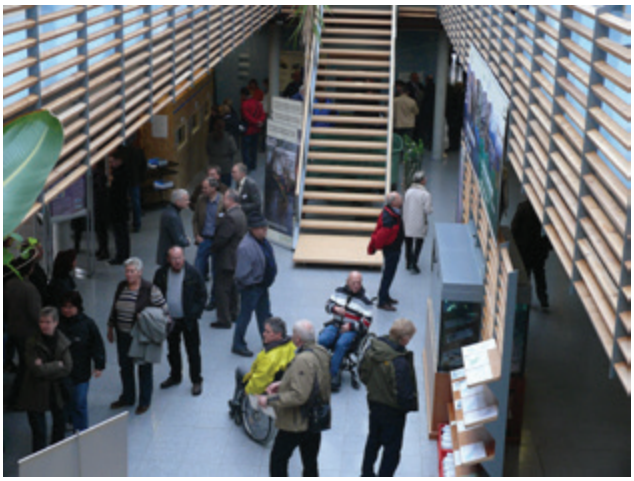
Am 07. November 2010 fand im Institut für Seenforschung der LUBW gemeinsam mit der Fischereiforschungsstelle bei der LAZBW ein Tag der offenen Tür statt. Die ca. 3000 interessierten Besucher konnten sich über die im Institut geleistete Arbeit und die unterschiedlichen Themenschwerpunkte informieren sowie die Labor- und Arbeitsräume kennen lernen.

Im Vorfeld wurde mit dem Graphikbüro Lacon-Design eine Dauerausstellung für den öffentlichen Eingangsbereich konzipiert. Neben Informationstafeln zur Geschichte des Instituts oder zum Forschungsschiff Kormoran, wurden allgemeine und spezielle Themen rund um den Bereich Seenforschung inhaltlich und graphisch aufgearbeitet. Es wurden Tafeln entworfen, die die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften im Freiwasser und am Seeboden vorstellen oder aber über das Seenland Baden-Württemberg und die Vielseitigkeit seiner Seen informieren. Auf Postern wurden beispielsweise das Bodenseeeinzugsgebiet, die Renaturierungsmöglichkeiten des Bodenseeufers, das Bodensee-Wasserinformationssystem und moderne Sonartechniken vorgestellt.

Auch speziellere Forschungsthemen wie Neozoen, die Wasserstandsschwankungen des Bodensees, Mikroverunreinigungen im See und seinen Zuflüssen, „Schwermetallbelastung“ im See, Seenmodellierung sowie Klimaeinflüsse auf den See wurden in der Ausstellung allgemein verständlich aufbereitet.

Für weiterführende Informationen präsentierten die Sachgebiete und der IT-Bereich die einzelnen Arbeitsgebiete mit eigens gestalteten Fachpostern und erklärten die notwendigen Messgeräte. In zahlreichen Einzelgesprächen und Demonstrationen direkt am Arbeitspatz wurde von morgens bis abends erklärt, geantwortet und vorgestellt.

Für das leibliche Wohl der Gäste sorgte ein von fleißigen Helfern eingerichtetes Cafe.







9.3 Der See erzählt

Für die Wanderausstellung „Der See erzählt. Unterwasserarchäologie und Seenforschung“ als Teil des UED-Projekts wurde ein Poster für die Ausstellung im Haus am Gondelhafen entworfen. Des Weiteren konnte ein kurzer begleitender Dokumentarfilm über die Arbeiten der Naturwissenschaftler im UED-Projekt hergestellt werden. Hierfür sind Animationen der Modellberechungen zu Wellenhöhen und Strömungsgeschwindigkeiten angefertigt worden.

10 Veröffentlichungen

Gilfedder, B. S.; Petri, M.; Wessels, M.; Biester, H. (2010): An iodine mass-balance for Lake Constance, Germany: insights into iodine speciation changes and fluxes in a limnic system. Geochim. Cosmochim. Acta 74: 3090-3111.

Güde, H.; Rey, P. und Ortlepp, J. (2010): Die Schussen Bilanz der Belastung eines Bodenseezuflusses. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Institut für Seenforschung, Langenargen, 105 Seiten

Lindhorst, K.; Vogel, H.; Hilgers, A.; Zander, A.; Krastel, S.; Wagner, B.; Wessels, M. und Daut, G. (2010): Stratigraphic analysis of lake level fluctuations in Lake Ohrid: an integration of high resolution hydroacoustic data and sediment cores. Biogeosciences Discussions, 7, 3651-3689.

Matter, M.; Anselmetti, F. S.; Jordanoska, B.; Wagner, B.; Wessels, M. und Wüest, A. (2010): Carbonate sedimentation and effects of eutrophication observed at the Kališta subaquatic springs in Lake Ohrid (Macedonia). Biogeosciences, 7, 3755–3767, 2010, doi:10.5194/bg-7-3755-2010.

Oexle, S.; Brede, N.; Wessels, M.; Stich, H.-B. und Martin-Creuzburg, D. (2010): Molekulargenetische Rekonstruktion evolutionärer Prozesse innerhalb einer sich etablierenden Population – D. pulicaria im Bodensee-Untersee. Poster DGL 2010

Peeters, F. und T. Wolf (2011): Messung großskaliger Transportpfade im Bodensee als Basis für ein Modellsystem zur Schadstoffausbreitung: Drifterexperimente und Modellvergleich. Schlussbericht des BWPLUS-Projektes Förderkennzeichen: BWK 27009

Straile, D.; Kerimoglu, O.; Peeters, F.; Jochimsen, M.; Kümmerlin, R.; Rinke, K.; Rothhaupt, K. (2010): Effects of a half a millennium winter on a deep lake - a shape of things to come?- Global Change Biology 16

Vogel, H.; Wessels, M.; Albrecht, C.; Stich, H.-B.; Wagner, B. (2010): Spatial variability of recent sedimentation in Lake Ohrid (Albania/Macedonia). Biogeosciences, 7, 3333–3342, doi:10.5194/bg-7-3333-2010.

Wessels, M.; Bussmann, I.; Schlömer, S.; Schlüter, M.; Böder, V. (2010): Distribution, morphology, and formation of pockmarks in Lake Constance, Germany. Limnol. Oceanogr., 55(6): 2623–2633, doi:10.4319/lo.2010.55.6.2623.

11 Vorträge

Datum	Referent	Titel	Ort
2010	H. Löffler	Gewässerschutz Bodensee/Institut für Seenforschung	ISF, ca 30 Gruppen und Hochschulexkursionen
Jan 2010	H. Güde	Allochthonous organic carbon supply : a significant source of nutrition for littoral and profundal benthic animal communities of Lake Constance ?	Hegne, SFB Symposium Littoral
26.01.2010	H. Hetzenauer	ISF-Untersuchungen am Badsee	Pro-regio, SOS Jahrestagung in Ravensburg
10./11.02.2010	H. Hetzenauer	Die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie an Seen in Baden-Württemberg	Workshop EU-WRRL in St. Märgen
19.02.2010	M. Wessels	Der See erzählt - naturwissenschaftliche Messungen Vernissage zur Wanderausstellung	Romanshorn
März 2010	M. Wessels	Gewässerschutz am Bodensee, Einführungsfortbildung	Karlsruhe
26.03.2010	M. Wessels	Der See erzählt… naturwissenschaftliche Messungen und Denkmalschutz im Flachwasser Vernissage zur Wanderausstellung	Sipplingen
28.04.2010	M. Wessels	Der See erzählt… naturwissenschaftliche Messungen und Denkmalschutz im Flachwasser Projektübersicht: Erosion und Denkmalschutz im Bodensee und Zürichsee, Besuch der Präsidentin Margaretha Barth	
27./28.05.2010	M. Wessels	Sedimente als Gedächtnis von Seen Exkursion der Uni Köln	
Juni 2010	H.Güde	P-Austräge und P-Verfügbarkeit in güllebewirtschafteten Grünlandflächen	Ravensburg, SOS Treffen mit Landwirtschaft
Juli 2010	H.Güde	Die stoffliche Belastung der Schussen	Ravensburg, Abschlussveranstaltung Schussenprogramm
07.07.2010	B. Wahl	Climatic Influences on Lake Constance - Hydrodynamic model studies	EAWAG summer school
14.07.2010	H. Hetzenauer	Mikroverunreinigungen in Schussen und Bodensee	Schussen-Kolloquium in RV
August 2010	H.Güde	Lake Constance – an example of lake management across borders	ISF; Postgraduate course environmental management, University Freiburg
September 2010	H.Güde	Entwicklung des Bakterienplanktons 1980 - 2010 im Bodensee	Bayreuth DGl Jahrestagung
27.10.2010	M. Wessels	Hochauflösende LIDAR-Daten zur Beschreibung der Uferzone Projektübersicht: Erosion und Denkmalschutz im Bodensee und Zürichsee, Statusseminar	
04.11.2010	H.Güde	Die Seen Baden-Württembergs: Klein aber fein?	Kolloquium 90 Jahre ISF
04.11.2010	H. Hetzenauer	Die stoffliche Belastung des Bodensees – von den Nährstoffen zu den Mikroverunreinigungen	Kolloquium 90 Jahre ISF

Datum	Referent	Titel	Ort
04.11.2010	B. Wahl	Klimaeinflüsse auf den Bodensee - Beobachtungen und Simulationen	Kolloquium 90 Jahre ISF
04.11.2010	M. Wessels	Die Ufer- und Flachwasserzone - nie ist sie "richtig"	Kolloquium 90 Jahre ISF

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Postfach 10 01 63 · 76231 Karlsruhe · Internet: www.lubw.baden-wuerttemberg.de