

2.2 Freiwasser

2.2.1 Charakteristik und gegenwärtiger Zustand

Der Freiwasserbereich (Pelagial) umfasst den Seebereich mit einer Wassertiefe über 10 m. Dieser Bereich wird von ca. 85% der Gesamtfläche des Bodensees überspannt. 90% dieser Fläche entfallen auf den Obersee. Während das Litoral stark durch seine morphologische Vielfalt geprägt ist, erhält das Freiwasser seine Strukturierung insbesondere durch seine vertikal unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften.

Auf den Freiwasserbereich entfallen rund 85 % der Bodenseeoberfläche

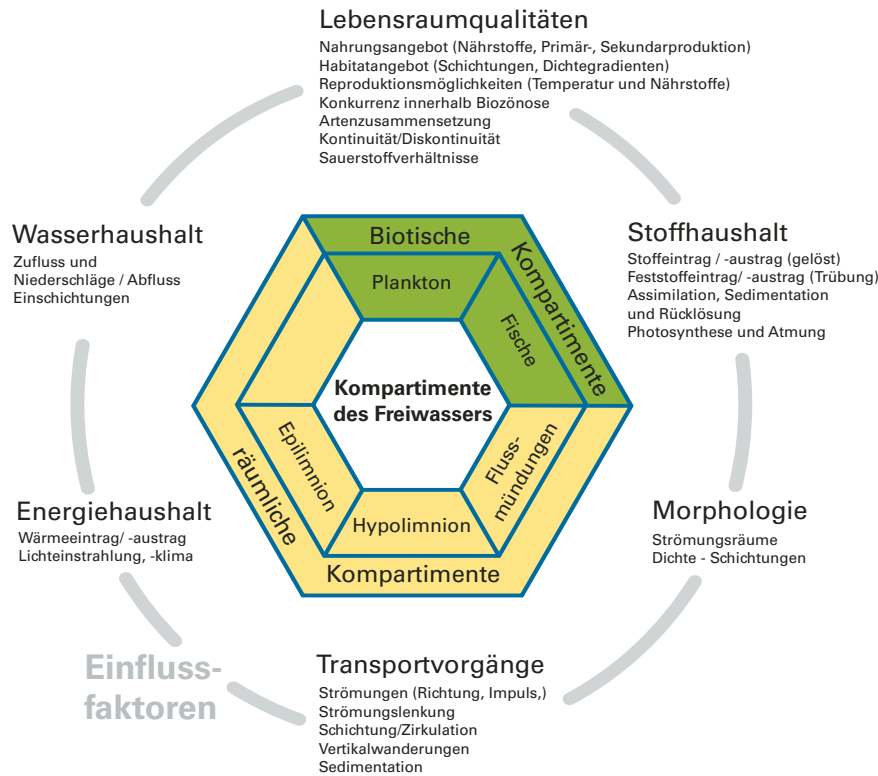


Abb. 2.2-1 Natürliche Einflüsse auf das Kompartiment Freiwasser

Physikalische Beschaffenheit

Im Freiwasser lässt sich ein vom *Licht* durchdrungener Wasserkörper (euphotische Zone) vom dunklen Tiefenwasserbereich (aphotische Zone) abgrenzen. Die Lichtstärke nimmt von der Oberfläche zur Tiefe schnell ab, und die spektrale Zusammensetzung des Lichtes ändert sich dabei. Die Quantität des eindringenden Lichtes wird stark von der Dichte suspendierter Partikel (Trübstoffe), insbesondere der Phytoplanktonorganismen, bestimmt. Die Transparenz des Wassers, als Sichttiefe gemessen, schwankt im Jahresverlauf spiegelbildlich zu den Chlorophyll (a)-Gehalten, einem Maß für die Phytoplanktondichte (Abb. 2.2-2).

Einer der wichtigsten Faktoren, die das Freiwasser strukturieren, ist die *Wassertemperatur*. Im Winter hat das Seewasser in allen Tiefen weitgehend die gleiche Temperatur. Die oberen Wasserschichten erwärmen sich mit zunehmender Einstrahlung ab März schneller als das Tiefenwasser. Der dadurch bedingte Dichteunterschied verhindert eine *Durchmischung* des warmen Oberflächenwassers mit dem dichteren, kühlen Tiefenwasser. Es entsteht eine zunehmend stabilere Schichtung mit einer bis über 20 m mächtigen, warmen oberen Schicht, dem *Epilimnion* und einer kalten, bis

Unterschiedliche Wassertemperaturen führen zur Schichtung des Wasserkörpers

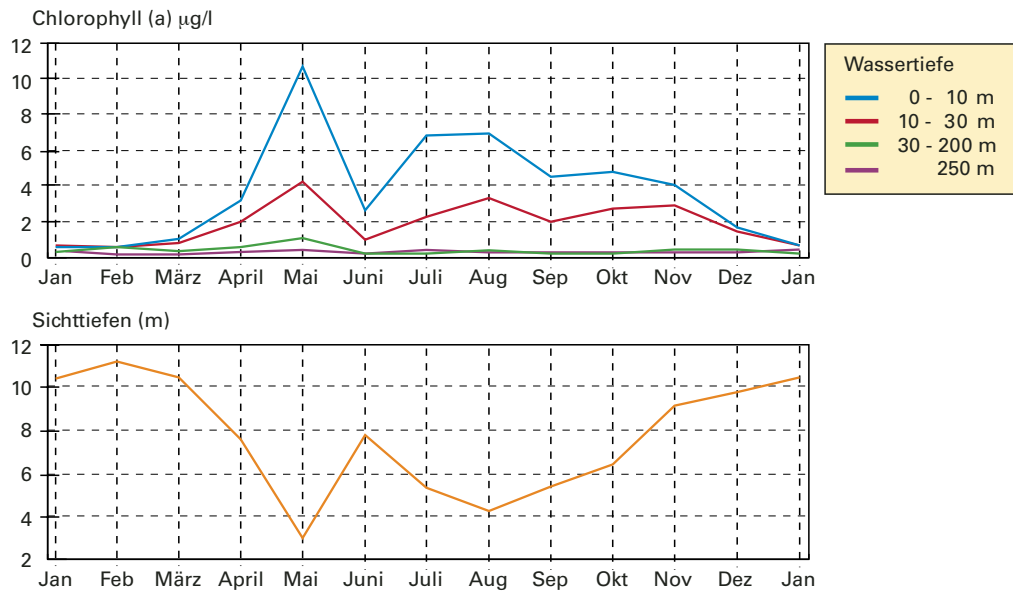


Abb. 2.2-2: Monatsmittelwerte der Chlorophyll (a) -Gehalte und der Sichttiefe an der Station Fischbach-Uttwil, 1983-1994 [1]

Im Winter wird der Wasserkörper durchmischt

zum Grund reichenden unteren Schicht, dem *Hypolimnion*. Beide sind durch einen Bereich mit steilem Dichteanstieg, der Sprungschicht (*Metalimnion*), getrennt. Der Temperaturunterschied zwischen Epi- und Hypolimnion beträgt im Juli rund 16°C. Mit nachlassender Einstrahlung kühlt das Epilimnion im Herbst ab, während seine Untergrenze durch zunehmenden Wärmeaustausch bis in den Winter absinkt. Im Spätherbst und Winter gleichen sich die Temperaturunterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion immer weiter an, bis eine weitgehende Durchmischung des Wasserkörpers möglich wird. Im Winter kann sich bei ruhigem Wetter eine inverse, stabile Schichtung ausbilden mit einem Epilimnion, das unter 4°C abkühlt und einem dichteren wärmeren Hypolimnion von 4°C (maximale Wasserdichte).

Die Durchmischung und die Verlagerung von Wasserkörpern des Freiwassers erfolgt durch:

- Vertikalzirkulation/Konvektion
- windinduzierte Strömungen
- Seitliche Einströmungen von dichtem kaltem Oberflächenwasser aus flacheren Randbereichen des Sees [2]
- Einschichtung von Flusswasser

Die Einschichtung des Flusswassers wurde am Beispiel des Einstromes des Alpenrheins in den See erforscht [3-6]. Die Einschichtung wird sehr stark durch die lokalen Temperaturverhältnisse bestimmt und oft ist der Flusswasserkörper im See über weite Strecken zu verfolgen [3, 5]. Generell sind jedoch temperatur- und windinduzierte Strömungen die wichtigsten Motoren der Verlagerung und Durchmischung des Wasserkörpers [7-9].

Ergänzend zu diesen Wasseraustauschprozessen erfolgen vertikale Stofftransporte auch durch das Absinken von Partikeln, z. B. von Organismen oder Calcit. Durch Sedimentation gelangen auf diese Weise große Stoffmengen aus dem Freiwasser auf den Seeboden, wo sie dauerhaft abgelagert, z.T. abgebaut, oder - bei Sauerstoffmangel - auch wieder teilweise rückgelöst werden können.

Chemische Beschaffenheit

Die Untersuchung der chemischen Beschaffenheit des Bodensees hat bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jh. eingesetzt. Seit 1961 führt die IGKB an mehreren Stellen im Ober- und Untersee - meist monatlich - umfangreiche Untersuchungen zur Wasserchemie des Sees durch (Abb. 2.2-3) [1]. Das für die Trinkwassergewinnung aus dem See entnommene Rohwasser wird darüber hinaus laufend durch die Wasserwerke untersucht [10].

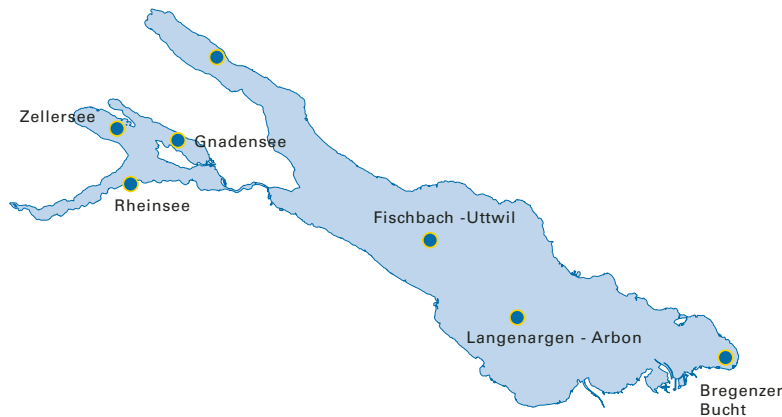


Abb. 2.2-3: Untersuchungsstellen der IGKB im Bodensee, Stand 2000 [nach 11]

Sauerstoff

Der Gehalt des Wassers an Sauerstoff (O_2) ist wohl der wichtigste Faktor für das Leben im See. Er wird durch unterschiedliche Prozesse beeinflusst: Austausch zwischen Seeoberfläche und Atmosphäre, Eintrag durch Zuflüsse und durch O_2 -Produktion der Pflanzen, Verfrachtung von der Oberfläche oder aus dem Flachwasserbereich in den Tiefenbereich und Verbrauch durch Stoffwechsel von Organismen. Der O_2 -Gehalt des Bodenseewassers zeigt im Jahresgang ausgeprägte Unterschiede. Im Sommer sinkt der O_2 -Gehalt mangels Durchmischung und infolge verstärkten Abbaus organischer Substanz bis in den Herbst hinein ab.

Ionen

Die Konzentration fast aller Ionen, wie die von Ca, Mg, Na, K, Carbonat, Sulfat, ist primär durch natürliche geochemische Verhältnisse im Einzugsgebiet geprägt. Schwankungen der Konzentrationen sind biogen bedingt (z. B. infolge Carbonatfällung) oder ergeben sich aus dem unterschiedlichen Eintrag durch die Zuflüsse. Zunehmende anthropogene Emissionen (Düngung, Streusalzanwendung, häusliche Abwässer) zeigen sich etwa im Anstieg der Chlorid-Konzentration von 2,5 mg/l im Jahr 1961 auf 6 mg/l im Jahr 1998. Seit 1996 liegt die durchschnittliche Chloridkonzentration sehr konstant bei 5 mg/l.

Pflanzennährstoffe

Der Gehalt des Wassers an pflanzenverfügbaren Nährstoffen ist der wichtigste vom Menschen direkt beeinflusste Faktor, der das Leben im gesamten Freiwasser prägt. Entscheidend für Zusammensetzung und Produktion der Algenpopulationen ist jeweils der im Minimum befindliche Nährstoff. Dies ist im Bodensee - wie in vielen anderen Seen auch - der Phosphor. Untersuchungen von Algenresten im Sediment [12, 13] deuten darauf hin, dass bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts ein schleichender Eutrophierungsprozess des Sees begann (s. Kap. 2.3).

Der Sauerstoffgehalt ist ein wesentlicher Faktor für das Leben im See

Phosphor bestimmt das Algenwachstum

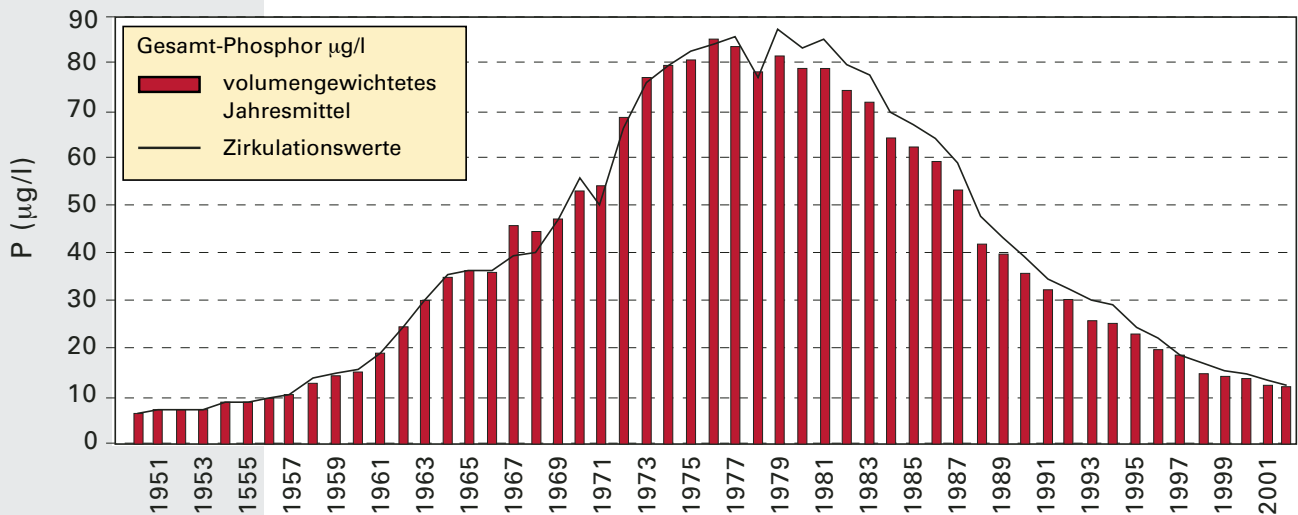
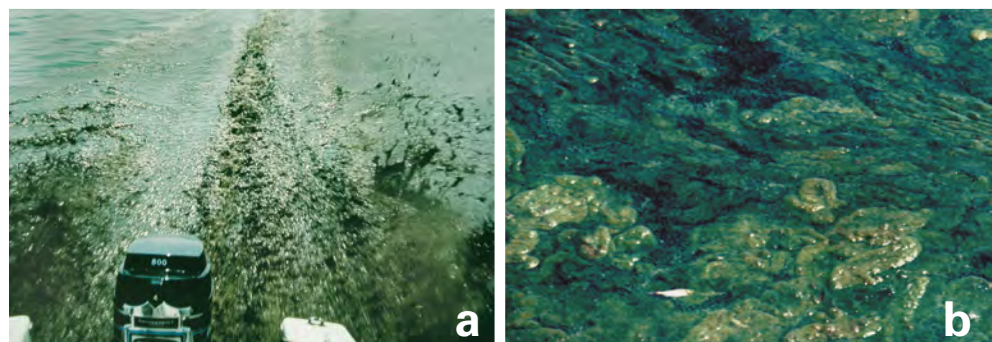


Abb. 2.2-4: Gesamt-Phosphor im Bodensee-Obersee während der Durchmischungsphase bzw. als volumengewichtetes Jahresmittel 1951-2002 [nach 1, ergänzt]

Die Phosphorkonzentration stieg in 40 Jahren um den ca. 14-fachen Wert

In oligotrophen Voralpenseen ist der *Phosphor* (*P*) ursprünglich ein limitierender Nährstoff für das Pflanzenwachstum. In den 1930er Jahren wurden im Bodensee noch Gesamt-P-Konzentrationen von 4-6 µg/l gemessen [14]. Nach einer moderaten Zunahme in den 50er Jahren kam es zu einem rapiden Anstieg bis 1979, als mit 87 µg/l der höchste Wert (bei Vollzirkulation) gemessen wurde. Dann griffen die Maßnahmen zur Reduktion des anthropogenen P-Eintrags (Abwasserreinigung, Düngungsbeschränkung, ab 1980 Reduktion/Verbot der Phosphate in Waschmitteln), so dass der Gesamt-P-Gehalt bis zum Jahr 2002 auf 12 µg/l zurückging (Abb. 2.2-4).

Wegen der überwiegend oberflächennahen Einschichtung der Zuflüsse wirken sich Änderungen ihrer P-Frachten zunächst auf die oberen Wasserschichten und erst mit Verzögerung im Tiefenwasser aus. Bis zum Höhepunkt der Eutrophierung verkürzte sich die jährliche Periode der vollständigen Aufzehrung von P durch Planktonorganismen ($P_{gel.}$ -Konzentration unter 3 µg/l) in der euphotischen Zone auf zwei Monate im Sommer. Mit der Reoligotrophierung wurde die P-arme Periode wieder auf 8-9 Monate verlängert (März/April bis November). Durch die seither zunehmende und in die Tiefe fortschreitende P-Verarmung der Wasserschichten unterhalb der euphotischen Zone (20-50 m) bleibt auch die ausgeprägte „Düngewirkung“ von sturmbedingten Einmischungen aus tieferen Wasserschichten heute aus.



Im Maximum seiner Nährstoffbelastung Ende der 1970er-Jahre zeigte der Bodensee unterschiedliche Eutrophierungsphänomene. (a) Phytoplankton-Blüten färbten im Frühsommer den gesamten oberen Wasserkörper grün; (b) Blaualgenwatten (*Aphanizomenon*, hier zusammen mit Fadenalgen) traten bei hohem Phosphorangebot und gleichzeitigem Stickstoffmangel auf. Fotos [a]

Stickstoff (N) kommt im Bodensee als gelöstes Gas im Gleichgewicht mit dem Luftstickstoff, organisch gebunden, z.B. in Aminosäuren, und in pflanzenverfügbarer Form als Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2) oder Ammonium (NH_4) vor. Dabei dominiert Nitrat deutlich. Der Gehalt an Nitrat-N blieb nach einem Anstieg in den Jahren 1961 bis 1987 um 0,5 mg/l auf ca 1 mg/l auf einem – im Vergleich zu anderen Seen – mittleren Niveau.

Stickstoff hat im Bodensee heute keine produktionsbegrenzende Wirkung. Während des Höhepunkts der Eutrophierung wurde aber ein starkes Vorkommen stickstofffixierender Blaualgen beobachtet. Diese Förderung des Blaualgenwachstums durch ein sehr geringes N:P-Verhältnisses [15] ist heute nicht mehr festzustellen.

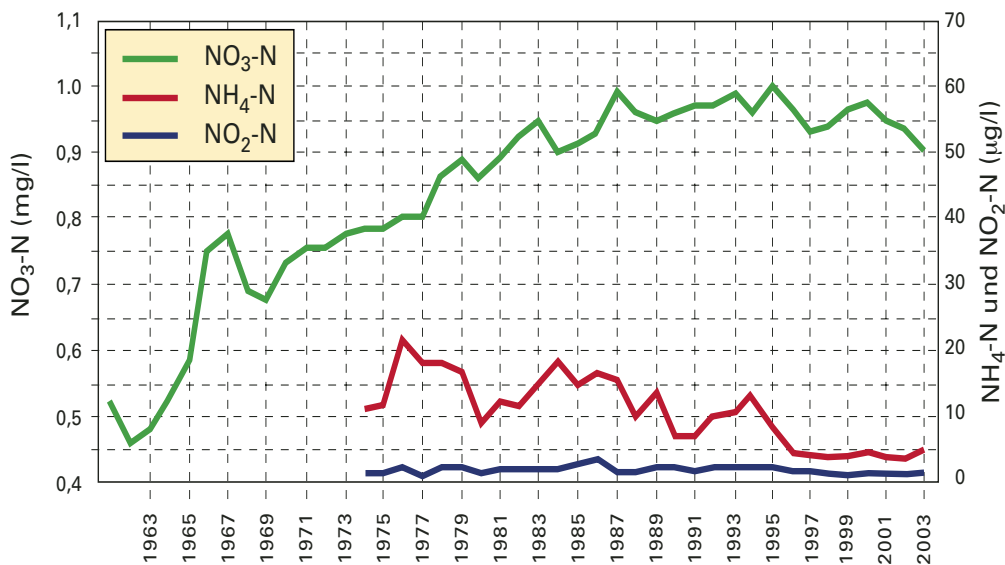


Abb. 2.2-5: Jahresmittelwerte von Nitrat- (NO_3^-), Ammonium- (NH_4^-) und Nitrit- (NO_2^-) stickstoff, berechnet aus volumengewichteten Monatsmittelwerten von Profilen der Station Fischbach-Uttwil [1]

Der Silizium (Si)-Haushalt des Bodenseewassers wird beeinflusst durch die Produktion der Kieselalgen und die Verdünnung durch Si-arme Hochwasserzuflüsse. Beide machen sich besonders im Frühjahr (April/Mai) bemerkbar, wenn in den oberen Wasserschichten bei starker Produktion der Kieselalgen Silizium in ihren Schalen festgelegt wird und zusätzlich ein verdünnender Einfluss der Schmelzwasserzuflüsse einsetzt. Die höchsten Si-Gehalte finden sich während der Stagnationsphase (Juni-September) in den grundnahen Schichten, wo Silizium aus sedimentierten Kieselalgeschalen rückgelöst wird.

Schadstoffe

Bislang wurden im Bodensee, mit Ausnahme einzelner Hafenanlagen, keine bedenklichen Konzentrationen oder Mengen von Schadstoffen nachgewiesen [16]. Unbekannt sind allerdings die langfristigen Auswirkungen zahlreicher Stoffe, über deren Abbaubarkeit, Abbauprodukte und Verbleib noch wenig bekannt ist. Selbst bei geringen Konzentrationen sind negative Auswirkungen solcher Substanzen auf die Wasserorganismen und damit Schädigungen des Ökosystems nicht auszuschließen. Die Anreicherungen von PCBs in Bodenseefischen auf bis zu 1 mg/kg Frischgewicht [17] und die noch immer auffindbaren Verunreinigungen mit Atrazin, lange nach dessen Anwendungsverbot, zeigen die Gefahren unbedachter Stoffeinträge in den See.

Der Stickstoffgehalt des Bodensees bleibt seit Jahren konstant

Über die Wirkung verschiedener Schadstoffe im See ist noch wenig bekannt

Plankton dominiert die Lebewelt des Freiwassers

Lebensraum Freiwasser (Pelagial)

Das Freiwasser ist der Lebensraum aktiv schwimmender (Nekton) und schwebender (Plankton) Organismen. Zum Nekton werden vor allem die Fische gerechnet. Zum Plankton zählen das Phytoplankton (meist einzellige Algen oder Zellverbände), das Zooplankton (vor allem Crustaceen und Rotatorien), die heterotrophen Einzeller (Ciliaten und Flagellaten) und die Bakterien. Viele Planktonorganismen können beträchtliche tägliche Vertikalwanderungen ausführen. Sofern sie nicht aktiv beweglich sind (Geiseln, Wimpern, Ruderbeine), bewirken oftmals Füllung oder Resorption von Gasvakuolen eine Änderung ihrer Auftriebskräfte. Die typischen Organismen des Freiwassers verbringen den grössten Teil ihres Lebenszyklus in diesem Bereich. Andere besitzen zumindest ein Stadium, das sich auf dem Seegrund aufhält oder entwickelt (Felcheneier, Dauerstadien der Copepoden). Neben den typischen Freiwasserbewohnern trifft man im Pelagial auch zahlreiche Litoralbewohner, die durch Strömung verdriftet wurden (Algen, Zooplankton) oder diesen Lebensraum aktiv - meist zur Nahrungsaufnahme - aufsuchen (Fische).

Die Primärproduktion spielt sich im Obersee weitgehend in den obersten 20 m der durchlichteten (euphotischen) Zone ab. Die tierischen Konsumenten halten sich - zumindest zeitweilig - ebenfalls in dieser Zone auf, verlassen diese aber oft tagsüber und ziehen sich in das dunkle Tiefenwasser (aphotische Zone) zurück.

Phytoplankton

Die Entwicklung des Phytoplanktons ist abhängig von Nährstoffversorgung, Temperatur, Lichtangebot und Wechselwirkungen der Planktongesellschaften (Fressverluste durch Zooplankton, Konkurrenz, Toxine). Als Primärproduzent spielt das Phytoplankton eine Schlüsselrolle im Stoffhaushalt des Sees. Planktonalgen nehmen gelöste Stoffe aus dem Freiwasser auf, so dass diese Stoffe (z. B. Si, PO₄) nahezu völlig aus dem Wasser verschwinden können. Durch Ausscheidungen und vor allem nach dem Absterben der Algen können diese Stoffe erneut in den

Das Phytoplankton besetzt die Schlüsselrolle im Stoffhaushalt des Sees

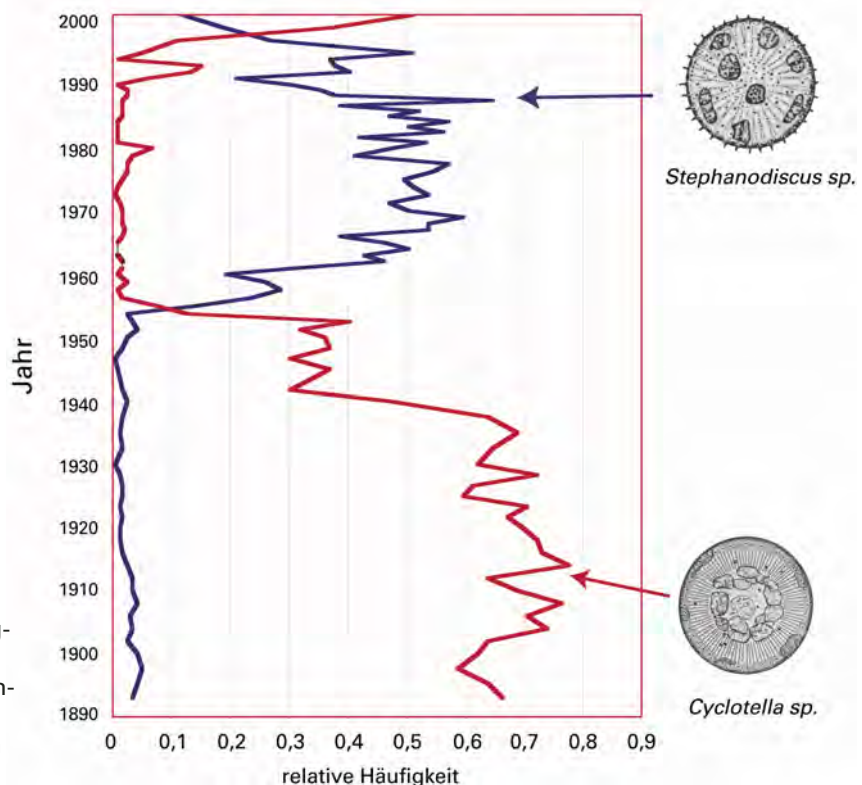


Abb. 2.2-6: Relative Häufigkeiten zweier Diatomeengattungen in den Sedimenten der Friedrichshafener Bucht [nach 13; siehe auch Kasten S. 35]

Stoffkreislauf gelangen. Nach übermäßiger Algenproduktion kann der Sauerstoffgehalt des Wassers durch den bakteriellen Abbau der abgestorbenen sedimentierten Algen völlig aufgebraucht werden, was besonders bei geringem Wasseraustausch zu langfristiger Verödung des Seebodens führt. Während der Zeit der stärksten Eutrophierung wurden solche sauerstofffreien Zonen häufig im Untersee, stellenweise aber auch in der Tiefe des Obersees angetroffen.

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons hat sich seit den ersten Untersuchungen des oligotrophen Sees stark gewandelt. Allerdings besitzt jeder Seeteil eine unterschiedlich ausgeprägte Algenflora und je nach Witterungsbedingungen treten kurzfristig stark unterschiedliche Dominanzen einzelner Arten auf. Trotzdem lassen sich bei Betrachtung längerer Zeitabschnitte deutliche Tendenzen erkennen, die den Seezustand widerspiegeln [18].

Diatomeenschalen aus Sedimentkernen und Wasseruntersuchungen dokumentieren die Entwicklung der Artenzusammensetzung der Planktondiatomeen des Bodensees (Abb. 2.2-6). In Sedimentkernen aus der Friedrichshafener Bucht ist bis 1939 die Gattung *Cyclotella* vorherrschend. 1939 ist dann eine Zunahme der Zellkonzentrationen mit der Art *Tabellaria fenestrata* als Indikator für mesotrophe Bedingungen festzustellen [19]. In den 1950er Jahren geht *Cyclotella* langsam weiter zurück und verschwindet um 1964 fast völlig. Auch die mesotrophe *Tabellaria fenestrata* ist seit 1964 kaum noch belegt. Dagegen werden Indikatoren für eutrophe Verhältnisse zusehends häufiger (*Anabaena planctonica*, 1975-83; *Stephanodiscus binderanus*, 1980-83; *Aphanizomenon flos-aquae*, 1980). Besonders *Stephanodiscus*-Arten sind in den Jahren 1963-93 weiterhin dominant. Seit 1990 tritt dann aber *Cyclotella*, in Übereinstimmung mit den Beobachtungen im Freiwasser, erneut auf, erreichte 1993 bereits einen Anteil von 15 % am Gesamtvorkommen der drei Indikatorergattungen [13] und ist heute bereits wieder die vorherrschende Art [18].

Mit der Eutrophierung des Sees nahmen Produktion und Biomasse des Phytoplanktons zu [18, 20]. Auffällig wurde diese Zunahme seit den 1950er Jahren. Dabei war zunächst der Anstieg der Biomasse noch relativ eng mit dem Anstieg der P-Konzentration verknüpft, mit zunehmender Eutrophierung wurden jedoch andere

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons verändert sich mit der Nährstoffsituation

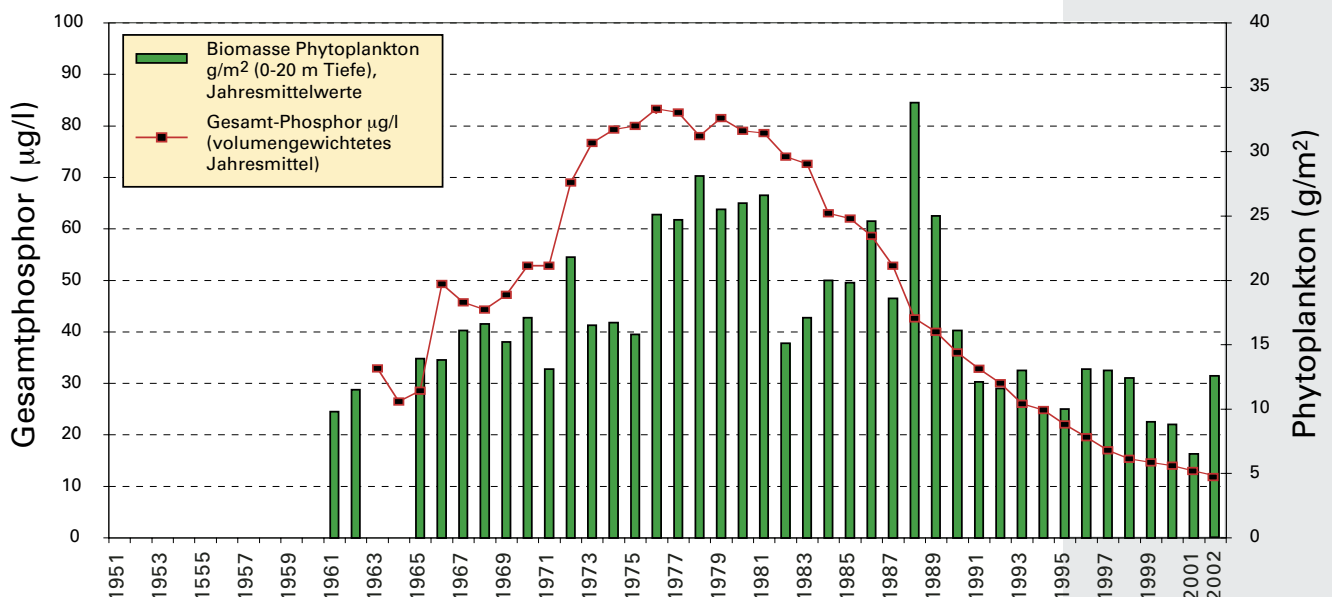


Abb. 2.2-7: Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee, Jahresmittel 0-20 m, 1961-2001 [nach 21]

Mit der Eutrophierung kam es zu einem massiven Anstieg der Algenbiomasse

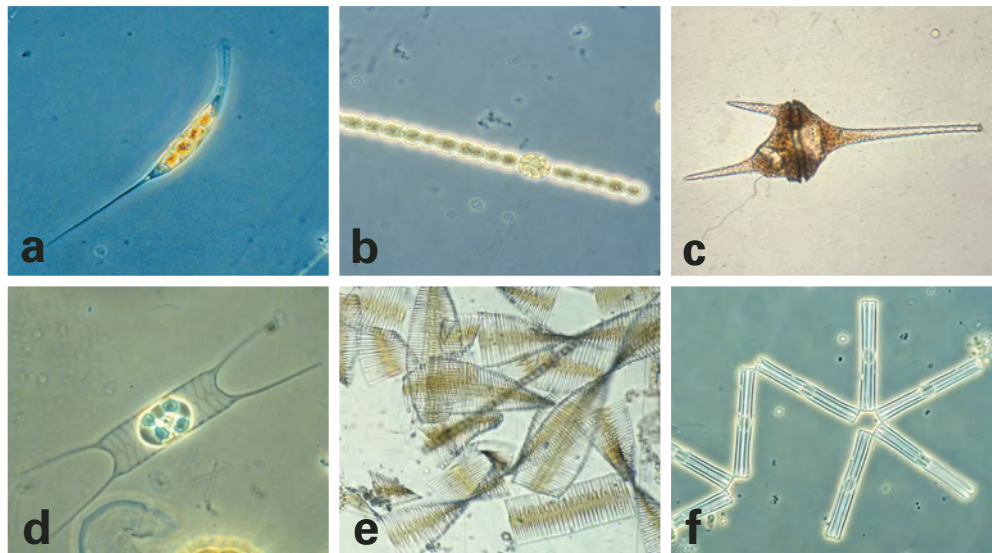
Faktoren zur Limitierung des Algenwachstums bedeutender (Zooplankton, Witterung; [22]). Vor allem die Frühjahrsblüte zeigte bei zunehmender Eutrophierung immer grössere witterungsbedingte Schwankungen. 1966 wurde erstmals ein Zusammenbrechen der Frühjahrsplanktonblüte innerhalb weniger Tage beobachtet, was mit einer sehr hohen Dichte an algenfressenden Zooplanktern einherging [23]. Seither kommt es alljährlich – in den letzten Jahren allerdings auffällig abgeschwächt - Anfang des Sommers zu einem solchen *Klarwasserstadium* mit Sichttiefen wie in den Wintermonaten.

Nach einem zeitweiligen Rückgang der Algenbiomasse ab etwa 1980 - parallel zum Rückgang der Nährstoffbelastung - wurden 1985 bis 1990 wieder hohe Jahresbiomassen des Phytoplanktons beobachtet. Dabei traten vermehrt Arten auf, die auch Bakterien als Nahrung aufnehmen (*Dinobryon sp.*), die aktiv zwischen euphotischer Zone und tieferen P-reicheren Schichten wandern können (*Ceratium hirundinella*) oder die kaum als Nahrung für das Zooplankton in Frage kommen [20]. Seit 1991 liegt die mittlere Algenbiomasse unter 15 g/m³ und hat somit wieder das Niveau der frühen 1960er Jahre erreicht.

Ausgewählte Vertreter des Phytoplanktons im Bodensee

- a) Ankyra
- b) Anabaena
- c) Ceratium
- d) Attheya
- e) Fragillaria
- f) Tabellaria

Fotos [a]



Zooplankton

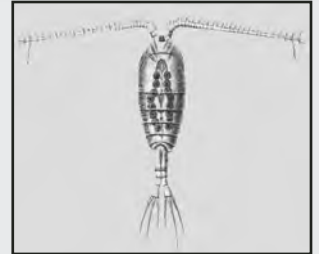
Im Bodensee machen Kleinkrebse - Hüpferlinge (Copepoda) und Wasserflöhe (Cladocera) - etwa 75% der Zooplanktonbiomasse aus [24]. Daneben treten Rädertiere (Rotatoria) und Muschellarven zeitweilig in grosser Dichte auf. Von den Insekten kommt im Pelagial nur die planktisch lebende Larve der Büschelmücke (Chaoborus) vor. Zahlreiche Zooplankter ernähren sich von Algen, Einzellern und Bakterien, es gibt aber auch einige wichtige räuberische Formen (z. B. Cyclops, Bythotrephes, Leptodora).

Im Jahreslauf schwankt die Biomasse des Zooplanktons um eine Zehnerpotenz in Abhängigkeit von Faktoren wie Temperatur, Wind, Artenzusammensetzung des Zoo- und Phytoplanktons sowie Nahrungsangebot und Fraßdruck durch Fische. Im Winter/ Frühjahr weist die Biomasse ein Minimum auf und erreicht im Frühsommer ihr Maximum. Infolge des höheren Nahrungsangebots im eutrophierten See hatte die mittlere Zooplanktonbiomasse von 1920 bis Mitte der 1950er Jahre auf das 13-fache, bis Mitte der 1980er Jahre auf das 50fache (ca. 4 g/m³) zugenommen. Mit dem Rückgang der Nährstoffbelastung ging zwar seit etwa 1990 auch die Algenbiomasse zurück (Abb. 2.2-7), die Zooplanktonbiomasse aber erst verzögert seit etwa 1995.

Der Hauptanteil des Zooplanktons ernährt sich vom Phytoplankton

Diese Ungleichzeitigkeit ist möglicherweise auf einen Rückgang der für die Crustaceen nicht nutzbaren großen Algenarten bei konstantem Angebot kleiner Arten zurückzuführen, zum Teil wohl auch auf klimatische Faktoren [25].

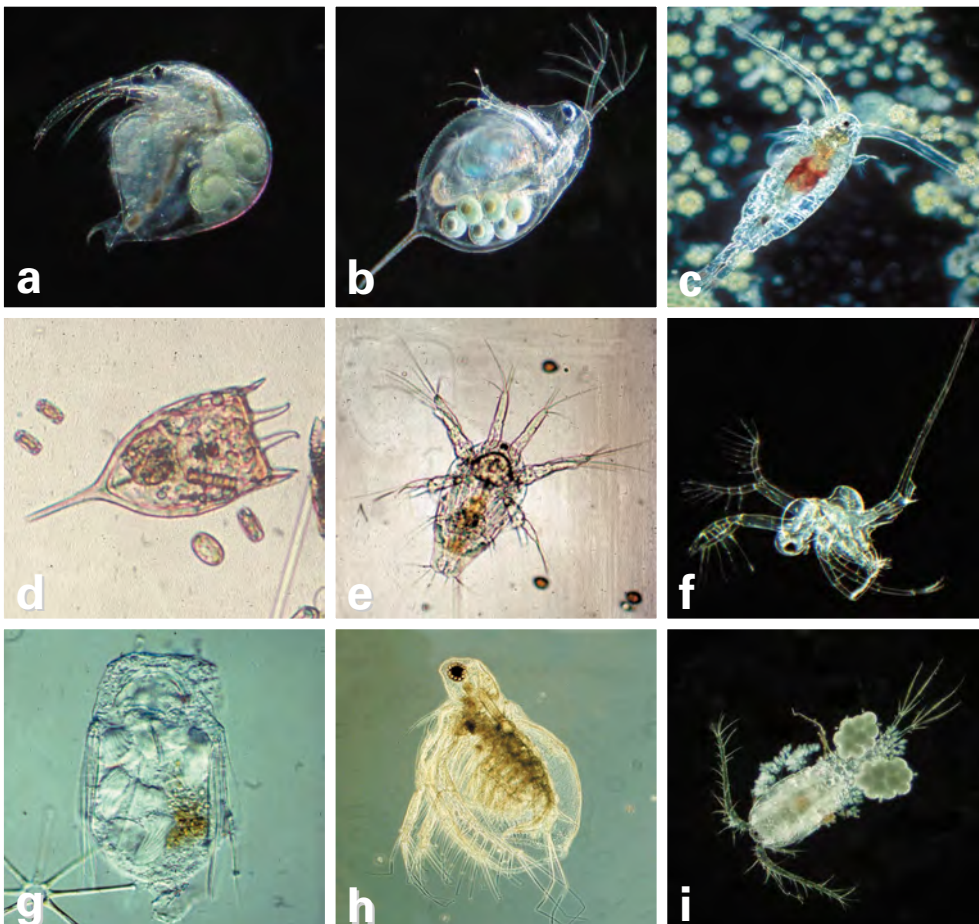
Viele Zooplanktonarten zeigen artspezifische tageszeitliche Vertikalwanderungen. Für diese Wanderungen werden unterschiedliche Gründe (Dichteregulierung, Feindvermeidung, energetische Optimierung, Nahrung) und Auslöser (Temperatur, Licht) diskutiert. Die Wanderungen des Zooplanktons treten erst bei Einsetzen einer Temperaturschichtung im See auf. In der Regel findet sich mit Einbruch der Dunkelheit die höchste Plankterkonzentration in Oberflächennähe. Die einzelnen Arten verhalten sich sehr unterschiedlich [26]. Die Daphnien sind in der Regel im Hypolimnion konzentriert (meist in den obersten 20 m unterhalb der Sprungschicht), während die Cyclopiden weiter gestreut vorkommen. Auch horizontal ist das Zooplankton nicht gleichmäßig verteilt. Besonders hohe Dichten wurden bis in die 1970er Jahre im Ostteil des Sees in der Bregenzer Bucht erreicht [27]. Diese Verteilung wird auf windbedingte Wasserströmungen im Epilimnion und temperaturbedingte Unterschiede der Entwicklung in verschiedenen Teilen des Sees zurückgeführt [28]. Seither ist jedoch bei einem allgemeinen Rückgang der Zooplanktonbiomasse auch eine gleichmäßigere Biomasseverteilung festzustellen [29].



Heterocope borealis

Bis 1950 eine der häufigsten Zooplankton-Arten, heute im Bodensee ausgestorben

Der Artenbestand des Zooplanktons hat sich in den Jahren des stärksten Anstiegs der Eutrophierung stark verändert. Neu zugewanderte Arten, besonders *Cyclops vicinus* und *Daphnia galeata* machten seit den 70er Jahren einen bedeutenden Teil des Zooplanktons aus. Früher im Bodensee häufige Arten wie *Heterocope borealis*



Ausgewählte Vertreter des Zooplanktons im Bodensee

- a) Bosmina
- b) Daphnia
- c) Eudiaptomus
- d) Keratella
- e) Copepoden-Nauplius
- f) Bythotrephes
- g) Polyarthra
- h) Diaphanosoma
- i) Cyclops

Fotos a, b, f, i [i]; Fotos c, d, e, g, h [a]

und *Diaphanosoma brachyurum* verschwanden hingegen. Andere Arten hielten ihren Bestand, verloren dabei aber gegenüber den durch die Eutrophierung geförderten Arten an Bedeutung. Heute stellt *Cyclops vicinus* im Frühjahr den Hauptteil der Biomasse, im Sommer *Daphnia galeata*, im Herbst *Daphnia hyalina* und im Winter *Eudiaptomus gracilis*. Seit dem Jahr 2000 wird auch die im See lang "verschwundene" *Diaphanosoma brachyurum* wieder beobachtet [30].

Für die Langzeitentwicklung der übrigen Zooplanktongruppen liegen keine vergleichbar langen Zeitreihen vor. Die Häufigkeit der Rotatorien hat im Zuge der Eutrophierung stark zugenommen, eine Reaktion auf die Oligotrophierung ist noch nicht deutlich erkennbar. Seit Mitte der 1960er Jahre kamen die freischwimmenden Larven der eingewanderten Zebramuscheln (*Dreissena polymorpha*) als zusätzliches Element des Zooplanktons hinzu. Ihre Bestände haben sich heute nach einer anfänglichen Massenentwicklung stabilisiert. Hierzu hat vor allem der verstärkte Fraßdruck durch Tauchenten, die im Winter in großen Massen den See bevölkern, beigetragen.

Fische

Als tiefer Voralpensee ist der Bodensee ein typisches Felchengewässer. Von den rund 30 im See vorkommenden Fischarten leben nur wenige im Freiwasser, z.B. Blaufelchen, Gangfisch, Seeforelle, zeitweilig der Barsch und in größeren Tiefen der Tiefseesaibling, während der Kilch - eine weitere Felchenform - seit Anfang der 1960er Jahre nicht mehr gefunden worden ist. Der Blaufelchen ist während seiner gesamten Lebenszeit ein Pelagialbewohner, während die anderen Arten sich meist nur saisonal im Freiwasser aufhalten. Die Veränderungen im Nahrungsangebot infolge der Eutrophierung wie auch der Reoligotrophierung bewirkten deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung und Menge der Fischbesiedlung des Pelagials.

Der Fischbestand des Pelagials wird heute auf 10 bis 25 kg/ha geschätzt [31], mit jahreszeitlichen Unterschieden und aktuell abnehmender Tendenz. Der Fischertrag liegt im Obersee seit Mitte der 1950er Jahre in der Größenordnung von 1000 t/Jahr, davor lag er meist unter 500 t/Jahr. Mit beginnender Eutrophierung wie auch mit dem Einsetzen der Oligotrophierung verschoben sich Menge und Anteile der gefangenen Barsche und Felchen deutlich (s. Kap. 3.9).

Die Felchen des Bodensees wuchsen seit den 1950/60er Jahren durch das eutrophierungsbedingt verbesserte Nahrungsangebot deutlich schneller als im oligotrophen See. Dadurch wurden zunehmend Fische gefangen, bevor sie zur Vermehrung kamen. Durch eine Erhöhung der Maschenweiten der Fangnetze wurde gewährleistet, dass die meisten Fische zumindest einmal ablaichen konnten. Während die Blaufelchen 1968-1985 noch überwiegend als 2+ Fische (im dritten Lebensjahr) ins Netz gingen, stieg seit 1986 das mittlere Befischungsalter kontinuierlich wieder an, was auf ein langsames Wachstum schließen lässt. Im Jahr 2001 stellten 3+ und 4+ Felchen den Hauptfang; es wurden aber auch größere Mengen 5+ und 6+ Fische gefangen (s. Kap. 3.9).

Mit steigendem Zooplanktonangebot wanderten vermehrt litorale Arten ins Pelagial. Zunächst besiedelten Barsche und später auch "Weißfische" die Freiwasserzone. Vor allem der Barsch verbrachte zur Zeit des eutrophierten Sees einen großen Teil des Jahres im Pelagial, wo er seine Nahrung weitgehend von Fischen und Zoobenthos auf Zooplankton umstellte [32, 33]. Heute, bei verringerten Zooplanktondichten,

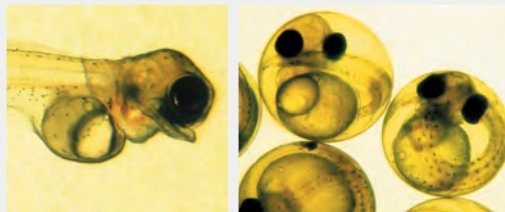
Der Bodensee ist ein Felchengewässer

Während der Eutrophierung stellten Barsche ihre Nahrung auf Zooplankton um

halten sich die Barsche wieder vorwiegend im Litoral auf und bereits 1+ Barsche ernähren sich zunehmend von kleinen Fischen. Die Barschfänge sind, wohl infolge des veränderten Nahrungsangebotes, seit wenigen Jahren rückläufig, wo hingegen die Cyprinidenbestände bereits im ersten Jahrzehnt der Reoligotrophierung zurückgingen (s. Kap. 3.9).

Ende November/Anfang Dezember laichen die Blaufelchen innerhalb weniger Tage im zentralen Seebereich ab. Ihre Eier sinken auf den Seeboden, wo sie sich in 70 bis 80 Tagen bei konstanten 4°C entwickeln und Mitte Februar schlüpfen. Ebenfalls im Spätherbst sucht der Gangfisch zum Laichen die Halde auf. Bereits im Mai laicht der Barsch in den Pflanzenbeständen des Litorals. Die Larven des Barsches werden bald nach dem Schlüpfen ins Pelagial verdriftet und kehren einige Wochen später als Jungfische ins Litoral zurück.

Die Verteilung der Fische im See ist recht uneinheitlich. Blaufelchen sind tagsüber in dichten Schwärmen zu finden, während sie nachts weit verstreut sind. Vom Blaufelchen ist schon lange eine jahreszeitlich unterschiedliche Verteilung im See bekannt [34], wobei besonders im Winter und Frühjahr eine deutliche Konzentration im östlichen Seeteil zu beobachten ist [31, 35, 36]. Die Tiefenverteilung der Felchen lässt ebenfalls eine Jahresperiodik erkennen. Im Winter bevorzugen die Felchenschwärme Tiefen von 40-50 m, zum Sommerbeginn sind sie bevorzugt an der Oberfläche (0-20 m Tiefe) zu finden [37]. Die Nahrung der Felchen besteht fast ausschließlich aus Zooplankton, während Barsch und vor allem Seeforelle in unterschiedlichem Ausmaß auch Fische fressen.



Das Blaufelchen ist die Leitfischart des Bodensees Foto [b]. *Mitte*: Felchenlarve; *rechts*: Eier Fotos [i, n].

Heterotrophe mikrobielle Lebensgemeinschaften

Neben der klassischen Nahrungskette von Algen über Zooplankton zu Fischen wird zunehmend auch die Bedeutung heterotropher mikrobieller Lebensgemeinschaften sowohl im Hinblick auf Biomassen als auch auf Stoffumsätze im See deutlich. Außer den heterotrophen Bakterien zählen hierzu vor allem Protozoen aus den Gruppen der Flagellaten und Ciliaten zu den Organismen, die anfallende Biomasse wieder abbauen können. Da die methodischen Voraussetzungen zur quantitativen Erfassung dieser Organismen erst ab den 1980er Jahren zur Verfügung standen, ist nur die Entwicklung seit dieser Zeit dokumentiert. Danach lässt sich für Konzentration und Produktion der Bakterien bislang allenfalls für die Sommermonate ein rückläufiger Trend ablesen [38]. Auch aus den wenigen jahrweiten Erfassungen der Protozoen sind bislang keine klaren Hinweise auf Effekte der Reoligotrophierung abzuleiten [39]. Die relative Bedeutung der heterotrophen Mikroorganismen im See hat mit der Reoligotrophierung eher zu- als abgenommen. Ihre hauptsächliche Rolle kommt dabei der Produktionssteuerung durch Bindung (v.a. Bakterien) bzw. Freisetzung (v.a. Protozoen) von Phosphor innerhalb der Produktionszone zu [40].

Unterschiedliche Nährstoffsituationen verändern die Lebensgemeinschaften des Bodensees

Auswirkungen von Eutrophierung und Oligotrophierung auf die Lebensgemeinschaften des Pelagials

Das „Experiment“ Eu- und Reoligotrophierung ist in den vergangenen Jahrzehnten ohne Zweifel das bestimmende Element für die Entwicklung der Lebensgemeinschaften des Sees gewesen. Deren Reaktionen erfolgen in zeitlicher Abfolge auf mehreren Ebenen [41]:

- Auf der unteren Ebene (Individuen) reagieren die Organismen zunächst durch physiologische Anpassungen an die veränderten Umweltbedingungen.
- Auf der nächst höheren Ebene (Population) kommt es zu Verschiebungen zwischen Populationen, die an die jeweiligen Umweltbedingungen unterschiedlich angepasst sind.
- Erst auf der höchsten Ebene (Ökosystem) treten fundamentale Änderungen des Gesamt-Systems ein, also z.B. Änderungen der Produktivität.

Nach diesem Modell erfolgen die Reaktionen auf Umwelt-Änderungen auch entlang den trophischen Ebenen von den Primärproduzenten hin zu den Endkonsumenten zeitlich verzögert und in der Wirkung gedämpft. Demnach hat sich am Bodensee bislang die Auswirkung der Reoligotrophierung nur für die Stufe der Primärproduzenten (Algen, Wasserpflanzen) auf allen drei Ebenen ausgewirkt, während sie bei Zooplankton und Fischen bislang noch auf die beiden unteren Ebenen beschränkt blieben [42].

2.2.2 Belastungen und Defizite

Eine direkte Nutzung des Freiwasserbereiches erfolgt durch *Fischerei* und *Schifffahrt* (Kap. 3.9, 3.4). Die Fischerei konzentriert sich zwar auf wenige Fischarten, kann sich aber auf zahlreiche weitere Glieder des trophischen Gefüges auswirken. Wegen der komplexen Nahrungsbeziehungen im Freiwasser [43] ist diese Wirkung nur schwer abzuschätzen. Der Einfluss der Schifffahrt ist meist räumlich und zeitlich wenig konzentriert, so dass direkte Störungen des Freiwassers nur selten zu beobachten sind. Eine deutlich erkennbare Auswirkung sind die Änderungen der Oberflächentemperatur durch Verwirbelungen entlang der Fährlinien [44].

Belastungen aus den Zuflüssen sind entscheidend für die Qualität des Freiwassers

In beträchtlichen Dimensionen sind indirekte Beeinflussungen des Freiwassers wirksam. Eingriffe in den *Wasserhaushalt* der Zuflüsse verändern oder beeinträchtigen Transport- und Strukturierungsvorgänge im Freiwasser räumlich und zeitlich [3, 4]. Der deutlichste Einfluss auf den Haushalt des Freiwassers erfolgt durch *Stoffeinträge* über die Zuflüsse (s. Kap. 3.2) und in geringerem Maß über Niederschläge. Die Eutrophierung des Sees, vor allem in der Zeit von 1950 bis in die 1980er Jahre, erfolgte über *Einleitungen von Nährstoffen* - direkt oder über die Zuflüsse. Hierdurch wurden der Stoffhaushalt des Sees wie auch das Phyto- und Zooplankton sowie die Fischbestände in beträchtlichem Ausmaß verändert. Diese Einflüsse sind etwa seit Mitte der 1970er Jahre zunehmend reduziert worden, so dass sie heute für den Seehaushalt ein geringeres Problem darstellen. Nach neueren Berechnungen [45] sollte der See einen stabilen Phosphorgehalt von etwa 10 µg/l bereits erreichen, wenn die zugeführte Fracht an gelöstem Phosphor den Stand von 1997 mit 200 t/a (s. Kap. 3.2) nicht mehr überschreitet.

1985 wurden im See und seinen Zuflüssen (s. Kap. 3.2) erstmals *organische Komplexbildner* (EDTA, DTPA), die in Waschmitteln und in der Industrie häufig eingesetzt werden, nachgewiesen [46]. Im Rohwasser wurden 1999 rund um den See EDTA-Konzentrationen von 1,3 – 1,5 µg/l gemessen, mehr als in vielen anderen Voral-

pensen (Tab.2.2-1). 1998 wurden erstmals DTPA-Werte über 1 µg/l festgestellt. Die Gesamtmenge an diesen Komplexbildnern wird heute im Bodensee auf annähernd 90 t geschätzt [16].

Gewässer	Probenahmestelle	NTA µg/l	EDTA µg/l	DTPA µg/l	ADA µg/l	PDTA µg/l
Bodensee	12 Probestellen	< 0,5	1,4	1,0	< 1	< 1
Zürichsee	7 Probestellen	< 0,5	0,6	< 0,5	< 1	< 1
Vierwaldstättersee	Luzern-Salzfass	2,1	< 0,5	< 0,5	< 1	< 1
Bielensee	Biel-Ipsach	0,8	0,7	< 0,5	< 1	< 1
Walensee	Murg	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 1
Genfersee	Genf-Prieure	3,7	0,9	< 0,5	< 1	< 1

Tab. 2.2-1: Organische Komplexbildner im Rohwasser der Seewasserwerke, Vergleich des Bodensees mit anderen (Vor)alpenseen, Stichproben März 1999 [47]

Der Gehalt des Bodenseewassers an *Pflanzenschutzmitteln (PSM)* ging im Lauf der 1990er Jahre an allen Messstationen deutlich zurück. Er liegt heute durchweg mindestens eine 10er-Potenz unter den entsprechenden Trinkwassergrenzwerten (in Deutschland: Einzelstoffe 0,1 µg/l; Summe 0,5 µg/l), auch wenn in Zuflüssen vereinzelt deutlich höhere Konzentrationen gemessen werden [16, 48].

Im Freiwasser des Bodensees wurden bislang vier *Arzneimittelsubstanzen* z. T. bis in 250 m Tiefe in geringen Konzentrationen nachgewiesen: *Carbamazepin*, *Clofibrinsäure* und die Röntgenkontrastmittel *Diatrizoat* und *Iopamidol*. Östrogene waren dagegen bisher im Freiwasser nicht nachzuweisen [49].

Dass nicht nur im engeren Seeinzugsgebiet Gefahren für den See entstehen, zeigen die Folgen des Reaktorunfalls von *Tschernobyl*. Hier wurde der See durch *atmosphärische Depositionen (Fallout)* von weit entfernt emittierten radioaktiven Verunreinigungen kontaminiert (vgl. Kap. 3.10.2, S. 158).

Die radioaktive Verunreinigungen wirken sich auf alle trophischen Stufen aus. Als Endglieder der Nahrungskette zeigten die Fische im Bodensee bald nach dem

Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl war der Bodensee stark radioaktiv belastet

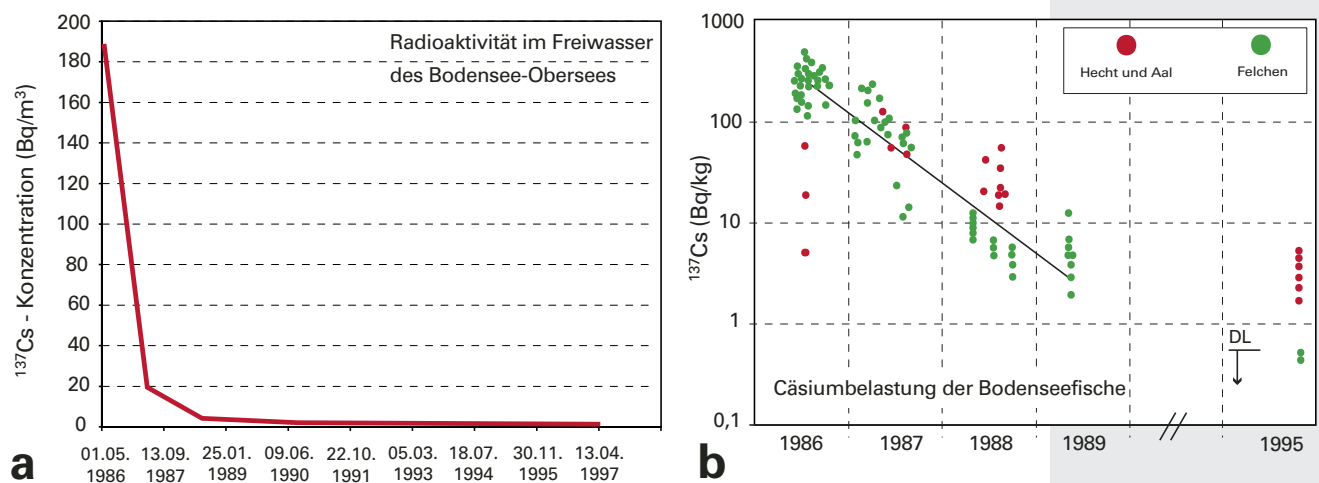


Abb. 2.2-8 a: Konzentration an gelöstem ¹³⁷Cs im Freiwasser des Obersees [50]. b: Entwicklung der ¹³⁷Cs-Konzentration in plankton- und fischfressenden Fischarten des Bodensees nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl. Trendlinie an planktivore Fische angepasst [50]. DL = Detection limit (Nachweisgrenze)

Tschernobyl-Unfall deutlich erhöhte ¹³⁷Cs-Belastung. Bereits im Juni 1986 hatte die ¹³⁷Cs-Aktivität in planktonfressenden Felchen und Flussbarschen maximale Werte erreicht (200-600 Bq/kg Frischgewicht). Bei den räuberischen Arten Hecht und Aal wurde das Maximum erst 1987 erreicht. In den Folgejahren gingen die ¹³⁷Cs-Konzentrationen in Fischen allmählich – bei Hecht und Aal deutlich langsamer – zurück (Abb. 2.2-8b). In der Wassersäule ging die Konzentration an gelöstem ¹³⁷Cs durch den Austrag über den Seeabfluss (50%) und durch die Adsorption von ¹³⁷Cs an Tonminerale kontinuierlich zurück (Abb. 2.2-8a).

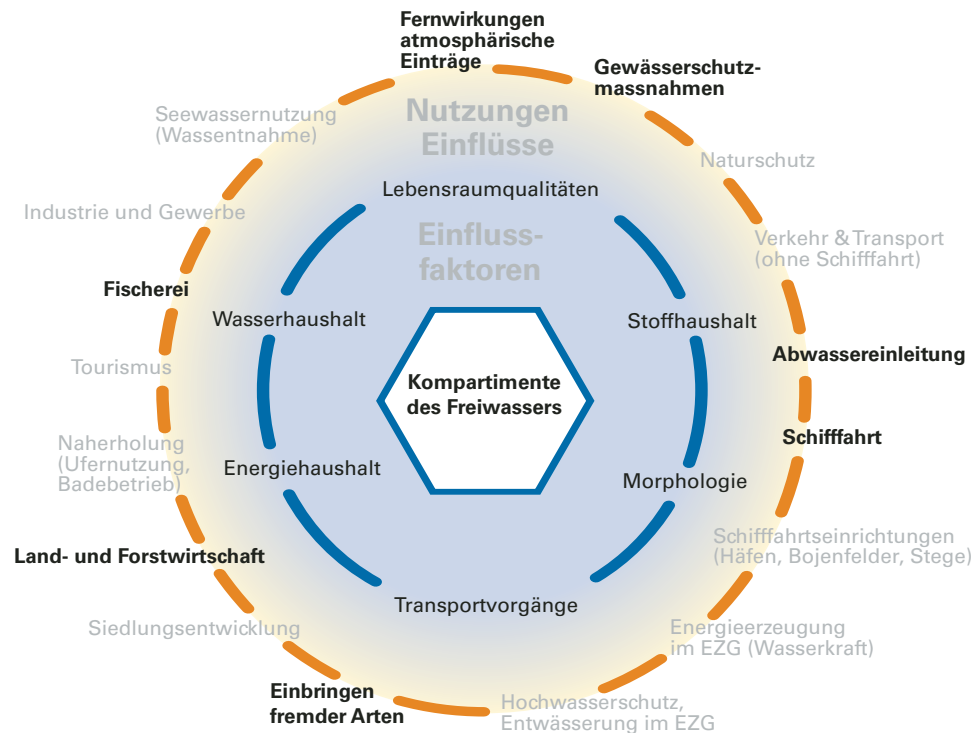


Abb. 2.2-9: Einflüsse anthropogener Nutzungen auf das Freiwasser

2.2.3 Angestrebter Zustand

Im Gegensatz zum Litoral, welches in erster Linie durch lokale Einflüsse beeinträchtigt ist, zeigen sich im Freiwasser wesentlich deutlicher die Einflüsse des gesamten Einzugsgebietes und darüber hinaus auch globale Einflüsse.

Die Beeinträchtigung des Seehaushaltes durch Einträge aus dem Einzugsgebiet war besonders deutlich an der Eutrophierung des Sees in den 1950er bis 1980er Jahren zu erkennen. In der Folge entwickelte sich frühzeitig eine internationale Zusammenarbeit zur Erkennung und Behebung der Gefahren, die dem Ökosystem Bodensee aber auch dem See als Trinkwasserspeicher drohten. Mit ihren Messprogrammen und Vorschlägen zur Sanierung des Sees gelang es der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, die beteiligten Länder und Kantone zu Maßnahmen zur Sanierung des Sees zu bewegen. Diese führten seit den 1980er Jahre zusehends zu einer Verbesserung der Wasserqualität, die heute als weitgehend zufriedenstellend bezeichnet werden kann und erhalten bleiben muss.

Eine Gefährdung des Sees durch den Eintrag unerwünschter Stoffe besteht weiterhin. Die Vielfalt und oft geringe Konzentration solcher Stoffe erschweren jedoch eine auch nur annähernd lückenlose Erfassung. Noch schwieriger ist die Beurteilung

Maßnahmen

ihrer Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften des Sees. Solange Herstellungs- und Anwendungsmengen wie auch die Anwendungsgebiete neu entwickelter oder auch bereits eingeführter Chemikalien nicht genauer bekannt und dokumentiert sind, kann auf Gewässerschutzseite der Eintrag wassergefährdender Substanzen nur unzureichend kontrolliert und hinsichtlich ihrer Wirkung beurteilt werden. Daher müssen Stoffe, deren Auswirkungen auf das Ökosystem ungenügend bekannt sind, aus Gründen der Vorsorge weitestgehend vom See ferngehalten werden.

„Der Bodensee soll in einen Gütezustand zurückgeführt werden, der sowohl gegenüber anthropogenen Einflüssen als auch gegenüber ungünstigen Witterungsbedingungen stabil ist“ [51].

- Um eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers zu gewährleisten, dürfen keine anthropogenen Eingriffe erfolgen, welche dazu führen können, die Mischungs- und Schichtungsverhältnisse im See limnologisch nachteilig zu verändern.
- Die Phosphorkonzentration im Freiwasser des Sees soll nach heutigem Kenntnisstand nicht über 10 µg/l liegen. Infolge erhöhter Düngung und Produktion ist andernfalls eine ausreichende Sauerstoffversorgung des grundnahen Wasserkörpers bei schlechter Durchmischung nicht gesichert. Die jährliche Zuflussfracht an gelöstem Phosphor ist daher unter dem Wert von 200 Tonnen zu halten [45].
- Der Stickstoffgehalt des Freiwasserkörpers soll nicht wesentlich über 1 mg/l steigen.
- Synthetische Stoffe und Schadstoffe sollen im Bodenseewasser nicht nachweisbar sein.
- Die Organismengemeinschaft des Freiwassers soll der eines oligotrophen Voralpensees entsprechen und sich natürlich entwickeln können. Eine nachhaltige Fischerei soll im Rahmen des sich erholenden Zustandes des Sees weiterhin möglich bleiben.
- Der Organismenbestand soll in seiner qualitativen und quantitativen Zusammensetzung nicht durch eingeführte oder eingeschleppte Arten verändert werden.
- Eine ungestörte Vernetzung mit anderen Lebensräumen (Litoral, Seeboden, Zuflüsse) soll dauerhaft bestehen.
- Die Entwicklung der Belastung des Sees und seiner Zuflüsse mit bisher weniger beachteten Fremdstoffen (z.B. Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, hormonaktive Substanzen, Arzneimittel etc.) muss im Rahmen von Monitoringprogrammen verfolgt werden.
- Das Verhalten von Stoffen mit unbekannter Wirkung auf den See und seine Lebensgemeinschaften muss abgeklärt werden.
- Zuflussströmungen, windinduzierte Strömungen, vertikaler Austausch und Austausch mit dem Litoral sind in ihren Auswirkungen auf die Biozönosen noch wenig bekannt. Insbesondere das Ausmaß menschlicher Eingriffe in diese Vorgänge im See kann noch nicht endgültig bewertet werden und ist weiter zu erforschen.

Qualitätsziele und Handlungserfordernisse

Forschungsbedarf

Literatur

- [1] ROßKNECHT, H. (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 48, 143 S., Eigenverlag
- [2] HOLLAN, E. (1999): Erneuerung des Tiefenwassers im Bodensee durch weitreichende see-eigene Dichteströmungen. - DGL Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt: 229-233)
- [3] DUWE, K., FEY, A. & HOLLAN, E. (1999): Mathematisches Modell des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 50, 145 S., Eigenverlag
- [4] HOLLAN, E. & DUWE, K. (2003): Fernausbreitung des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee-Obersee bei tiefer winterlicher Einschichtung. - Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees 30
- [5] HYDROMOD (2001): Bericht über vertiefte Auswertung und ergänzende Berechnungsfälle über die Fernausbreitung tieferreichender winterlicher Einschichtung des Alpenrheins in den Bodensee-Obersee im Rahmen des IGKB-Projektes Mathematisches Modell -Vorstreckung Alpenrhein. - unveröffentlichter Bericht 38 S. + 66 Abb. im Anhang, Hydromod Wedel/ Holstein
- [6] ROßKNECHT, H. (2003): Der Alpenrhein im Bodensee - Chemische Indikatoren zur Aufklärung physikalischer Prozesse. - Landesanstalt für Umweltschutz. Institut für Seenforschung, Berichte 41 S.
- [7] BOEHRER, B., ILMBERGER, J. & MÜNNICH, K. O. (2000): Vertical structure of currents in Western Lake Constance. - JGR-Oceans, 105 (12), 28837-28845
- [8] GÜTING, P. & HUTTER, K. (1998): Modeling wind-induced circulation in the homogeneous Lake Constance using k-epsilon closure. - Aquatic Sciences 60 (3): 266-277
- [9] WANG, Y., HUTTER, K. & BÄUERLE, E. (2000): Wind-induced baroclinic response of Lake Constance. - Annales Geophysicae 18: 1488-1501
- [10] ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSERWERKE BODENSEE-RHEIN (1991ff): Jahresberichte der AWBR
- [11] BADEN-WÜRTTEMBERG, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (2000): Umweltdaten 2000. - Ministerium für Umwelt und Verkehr und Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe, 256 S.
- [12] LENHARD, A. (1994): HPLC-Pigmentanalytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklung im Bodensee. - Hartung Gorre Verlag, Konstanzer Dissertationen 467, 191 S.
- [13] MOHAUPT, K. (1994): Rezente und subrezente Diatomeen im Sediment des Bodensee-Obersees als Abbild der Nährstoffbelastung. - Unveröff. Diplomarbeit Univ. Konstanz, Fak. Biol., 94 S.
- [14] ELSTER, H.-J. & EINSELE, W. (1937): Beiträge zur Hydrographie des Bodensees (Obersee). - Int. Rev. Hydrobiol. 35: 520-585
- [15] IGKB (1990): Abschätzung möglicher Auswirkungen der zunehmenden Stickstoffbelastung auf den Bodensee. - in: IGKB, Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 16
- [16] KRIEGER, H., LAMPERTSDÖRFER, T. & DIETRICH, D. R. (2001): Status- und Strategiebericht Schadstoffe und ihre ökotoxikologische Relevanz für den Bodensee. - int. Bericht i. A. der IGKB, Konstanz
- [17] HETZENAUER, H., MÜLLER, W. & ROßKNECHT, H. (2002): Polychlorierte Biphenyle und Chlorpestizide in Fischen aus baden-württembergischen Seen und dem Bodensee. - Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Institut f. Seenforschung Bd. 2
- [18] KÜMMERLIN, R. E. (1998): Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 109-117
- [19] GRIM, J. (1955): Die chemischen und planktologischen Veränderungen des Bodensee-Obersees in den letzten 30 Jahren. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 22: 310-322
- [20] GAEDKE, U. (1998): Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: Interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-1993). - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 119-141
- [21] IGKB (2000): 40 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee. Eine Bilanz 1999. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 15 S., Eigenverlag
- [22] BÜRGI, H. R. (1976): Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 18, Eigenverlag
- [23] LAMPERT, W. & SCHÖBER, U. (1978): Das regelmäßige Auftreten von Frühjahrs-Algenmaximum und "Klarwasserstadium" im Bodensee als Folge von klimatischen Bedingungen und Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton. - Arch. Hydrobiol. 82 (1/4): 364-386
- [24] STRAILE, D. (1998): Biomass allocation and carbon flow in the pelagic food web of Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 545-563

- [25] STRAILE, D. & GELLER, W. (1998): Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and reoligotrophication. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 255-274
- [26] STICH, H. B. (1989): Seasonal changes of diel vertical migrations of crustacean plankton in Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 83 (3): 355-405
- [27] EINSLE, U. (1977): Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee. Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973). - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 20, 63 S., Eigenverlag
- [28] SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. - UTB, Stuttgart, 7. Auflage. 385 S.
- [29] EINSLE, U. (1987): Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1985) und Untersee - Gnadensee und Rheinsee (1974-1985). - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 37, 103 S., Eigenverlag
- [30] STICH, B. (2003): Diaphanosoma im Bodensee: Ist das neuerliche Vorkommen ein Effekt der Oligotrophierung des Sees? - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht (Braunschweig) 2002: 306-308. Werder
- [31] APPENZELLER, A. R. (1998): Persistent large-scale heterogeneity of pelagic fish in Upper Lake Constance and its possible causes. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 303-316
- [32] AMANN, E. (1975): Nahrungsumstellung und Zunahme der Barsche (*Perca fluviatilis*) im Bodensee-Obersee infolge der Eutrophierung. - Österreichs Fischerei 28: 72-76
- [33] HARTMANN, J. (1984): Zur gebietsweisen Verteilung der Fische im Bodensee. - Österreichs Fischerei 37: 231-233
- [34] HARTMANN, J. (1991): Saisonale Ost-West-Verschiebung der grössten Fangdichte bei Felchen (*Coregonus lavaretus*) und planktischen Cladoceren vor und nach der Eutrophierung im Bodensee. - Fischökologie 5: 69-76
- [35] APPENZELLER, A. R. (1995): Hydroacoustic measurement of spatial heterogeneity of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 46: 261-266
- [36] ECKMANN R. (1995): Abundance and horizontal distribution of Lake Constance pelagic white-fish (*Coregonus lavaretus*). - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 46: 249-259
- [37] PTAJ, J. K. & APPENZELLER, A. R. (1998): Size, depth and frequency of pelagic Lake Constance whitefish (*Coregonus lavaretus*) shoals during the seasons: a hydroacoustic study. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 50: 237-248
- [38] GAEDKE, U. & WEISSE, T. (1998): Seasonal and interannual variability of picocyanobacteria in Lake Constance (1987-1997). - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 143-158
- [39] WEISSE, T. & MÜLLER, H. (1998): Planktonic protozoa and the microbial food web in Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 223-254
- [40] GÜDE, H. & GRIES, H. (1998): Phosphorus fluxes in Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 505-544
- [41] GAEDKE, U. (1998): Evidence for scale-dependent hierarchical patterns? - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 317-333
- [42] GÜDE, H., EINSLE, U., HARTMANN, J., KÜMMERLIN, R. & STICH, H.B. (1999): Langzeitentwicklung des Bodensees. Biologische Parameter. - Schweiz. Verein. Gas Wasser. 1999 :12 -20
- [43] LANG, M. M. (1997): Das Nahrungsnetz im Pelagial des Bodensees. Eine Analyse auf Basis der Theorie der Nahrungsnetze. - Konstanzer Dissertationen 546, Hartung-Gorre Verlag, Konstanz
- [44] SCHNEIDER, K. (1992): Energiefluss- und Temperaturbestimmung von Seen mit Satellitenbildern am Beispiel des Bodensees. - Dissertation, Seekreis Verlag, Konstanz
- [45] BÜHRER, H. (2002): Tolerierbare Phosphor-Fracht des Bodensee-Obersees. 2. Aufl. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 54, 81 S., Eigenverlag
- [46] ROßKNECHT, H. (1991): Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentrationen im Bodensee und in einigen Bodensee-Zuflüssen von 1985 bis 1990. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bericht Nr. 41, 19 S., Eigenverlag
- [47] AWBR (1999): Jahresberichte 1999 - Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein
- [48] SCHLICHTIG, B., SCHÜLE, E. & ROTT, U. (2001): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach. - Wasser und Abfall, 3/2001: 20-28
- [49] ROßKNECHT, H., HETZENAUER, H. & TERNES, T. (2001): Arzneimittel im Bodensee? - Nachr. Chem. 49: 145-149
- [50] KAMINSKI, S., KONOPLEV, A., LINDNER, G. & SCHRÖDER, H.G. (1998): The fate of artificial caesium radionuclides in Lake Constance. - Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol. 53: 369-409
- [51] IGKB (2001): Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees. Stand vom 23. Mai 2001. - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee